

La fauna silvestre en un clima cambiante



Fotos de la portada, de izquierda a derecha:

Zarigüeya de cola anillada (*Hemibelideus lemuroides*), la variedad blanca se encuentra en inminente peligro de extinción (foto: Mike Tenerry); las poblaciones de 'i'iwi (*Vestiaria coccinea*) se están reduciendo (foto: John Kormendy); el sapo dorado (*Bufo periglens*) ya se considera extinto (foto: Charles H. Smith). Todos ellos han sido afectados por el cambio climático.

La fauna silvestre en un clima cambiante

ESTUDIOS
FAO:
MONTES

167

Editado por

Edgar Kaeslin
Ian Redmond
Nigel Dudley

Las denominaciones empleadas en este producto informativo y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene no implican, por parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), juicio alguno sobre la condición jurídica o nivel de desarrollo de países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites. La mención de empresas o productos de fabricantes en particular, estén o no patentados, no implica que la FAO los apruebe o recomiende de preferencia a otros de naturaleza similar que no se mencionan.

Las opiniones expresadas en esta publicación son las de su(s) autor(es), y no reflejan necesariamente los puntos de vista de la FAO.

ISBN 978-92-5-307089-3

Todos los derechos reservados. La FAO fomenta la reproducción y difusión del material contenido en este producto informativo. Su uso para fines no comerciales se autorizará de forma gratuita previa solicitud. La reproducción para la reventa u otros fines comerciales, incluidos fines educativos, podría estar sujeta a pago de tarifas. Las solicitudes de autorización para reproducir o difundir material de cuyos derechos de autor sea titular la FAO y toda consulta relativa a derechos y licencias deberán dirigirse por correo electrónico a: copyright@fao.org, o por escrito al Jefe de la Subdivisión de Políticas y Apoyo en materia de Publicaciones, Oficina de Intercambio de Conocimientos, Investigación y Extensión, FAO, Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Roma (Italia).

© FAO 2013

Índice

Colaboradores	v
Presentación	vi
Agradecimientos	vii
1. Resumen	3
2. Introducción	5
3. Principales cambios inducidos por el clima	9
3.1 Alteraciones y eventos climáticos extremos	11
3.2 Cambios en los ecosistemas y en el paisaje	15
3.2.1 Costas	16
3.2.2 Montañas	18
3.2.3 Bosques	23
3.2.4 Sabanas, praderas y estepas	27
4. Consecuencias del cambio climático	33
4.1 Ecosistemas y paisajes alterados	33
4.2 Cambios en la distribución, composición e interacciones entre las especies	38
4.3 Conflictos en la interfaz seres humanos–fauna silvestre–ganado	40
4.4 Incendios forestales	43
4.5 Salud y enfermedad de la fauna silvestre	47
4.6 Especies invasoras y plagas	54
5. Medidas de adaptación al cambio climático	61
5.1 Mantenimiento de los ecosistemas actuales	61
5.2 Adaptación del manejo para enfrentar el cambio climático	62
5.3 Restauración de ecosistemas dañados o cambiantes	64
5.3.1 Restauración de los manglares	64
5.3.2 Restauración de las aguas continentales	66
5.3.3 Restauración de los bosques	69
5.3.4 Restauración de las sabanas y las praderas	72
5.4 Adopción de enfoques integrados y de paisaje	74
5.4.1 Manejo de incendios forestales	75
5.4.2 Manejo de especies invasoras y enfermedades de la fauna	79
6. Conclusiones	85
7. Bibliografía	89

Recuadros

Recuadro 1	Los ciclones amenazan la supervivencia del casuario	12
Recuadro 2	Agua para elefantes en épocas de sequía	13
Recuadro 3	El cambio climático provoca un incremento en los ataques de tigres en Sundarbarns	17
Recuadro 4	El cambio climático afecta a los geladas en las tierras altas montañosas	19
Recuadro 5	El gorila de montaña enfrenta nuevas amenazas a medida que su hábitat en las montañas Virunga cambia	21
Recuadro 6	Cambios en los ecosistemas del altiplano del Himalaya	23
Recuadro 7	El ciclo de carbono en los bosques amazónicos se desbalancea debido a las sequías y a las altas temperaturas	25
Recuadro 8	La sabana de alcornoques del Mediterráneo y su rica biodiversidad enfrentan un estrés cada vez mayor	30
Recuadro 9	El incremento en la demanda de biocombustibles provoca la conversión masiva de los bosques	34
Recuadro 10	Las altas montañas del este del África Oriental no solo pierden sus casquetes glaciares	35
Recuadro 11	Las aves de Europa y Norteamérica muestran similares cambios hacia el norte	39
Recuadro 12	Las inundaciones agravan los conflictos entre agricultores y cocodrilos	42
Recuadro 13	Los incendios desastrosos del 2009 fueron alimentados por el cambio climático	44
Recuadro 14	Los leones africanos diezmados por patógenos influenciados por el clima	49
Recuadro 15	Malaria aviar y cambio climático en las islas de Hawái	51
Recuadro 16	El cambio climático repercute en las rutas de migración y en el riesgo de enfermedades	52
Recuadro 17	La procesionaria del pino conquista a Europa	56
Recuadro 18	Especies invasoras y salud humana	57
Recuadro 19	La restauración de los manglares ayuda a la gente y a la fauna de la bahía Gazi, Kenia	65
Recuadro 20	La restauración de humedales empodera a las poblaciones	67
Recuadro 21	Restauración de la conectividad en los humedales de Somerset	68
Recuadro 22	La restauración de las turberas trae múltiples beneficios	68
Recuadro 23	La restauración de bosques secos tropicales con la ayuda de aves y mamíferos	71
Recuadro 24	La recuperación de pastizales y herbívoros después de la sequía en el Amboseli	72
Recuadro 25	Protección del hábitat del reno mediante el manejo del fuego	78
Recuadro 26	Invasión y eliminación del coipú en Europa	81

Colaboradores

Nora Berrahmouni

Departamento Forestal
Organización de las Naciones Unidas
para la Alimentación y la Agricultura
Roma, Italia

Adriana Cáceres Calleja

Departamento Forestal
Organización de las Naciones Unidas
para la Alimentación y la Agricultura
Roma, Italia

Elisa Distefano

Departamento Forestal
Organización de las Naciones Unidas
para la Alimentación y la Agricultura
Roma, Italia

Nigel Dudley

Equilibrium Research
Bristol, Reino Unido

David J. Ganz

Lowering Emissions in Asia's Forests
(LEAF)
Winrock International
Bangkok, Tailandia

Piero Genovesi

Instituto Nacional Italiano para la
Protección del Medio Ambiente y la
Investigación (ISPRA)
Roma, Italia

Edgar Kaeslin

Departamento Forestal
Organización de las Naciones Unidas
para la Alimentación y la Agricultura
Roma, Italia

Tracy McCracken

Departamento de Agricultura y
Protección del Consumidor
Organización de las Naciones Unidas
para la Alimentación y la Agricultura
Roma, Italia

Scott H. Newman

Departamento de Agricultura y
Protección del Consumidor
Organización de las Naciones Unidas
para la Alimentación y la Agricultura
Roma, Italia

Ian Redmond

Consultor independiente
Stroud, Reino Unido

Stéphane de la Rocque

Departamento de Agricultura y
Protección del Consumidor
Organización de las Naciones Unidas
para la Alimentación y la Agricultura
Roma, Italia

Valeria Salvatori

Consultora independiente
Roma, Italia

Presentación

Durante los últimos 20 años, el cambio climático ha sido una prioridad en la agenda internacional. Junto con la desertificación, la degradación de los suelos y la pérdida de biodiversidad, se reconoce al cambio climático como la principal amenaza ambiental que el mundo enfrenta. Cada vez es mayor la evidencia de que el calentamiento y otros cambios relacionados con el clima se están dando más rápidamente de lo anticipado y son más graves de lo esperado.

En esta publicación se analiza cómo afecta –o probablemente afectará– el cambio climático a la vida animal y sus hábitats. Aunque se ha observado y monitoreado el cambio climático a lo largo de varias décadas, no hay muchos estudios de largo plazo sobre los efectos del fenómeno en la vida silvestre. Sin embargo, hay cada vez más evidencias de que el cambio climático agrava de manera significativa otras presiones antrópicas como la invasión de tierras, la deforestación, la degradación de los bosques, el cambio de uso de la tierra, la contaminación y la sobreexplotación de recursos. En este libro se ofrecen estudios de casos que dan evidencias del cambio, o bien ofrecen proyecciones de escenarios probables.

El énfasis se ha puesto en los ecosistemas terrestres tropicales. También se consideran –pero en menor grado– los ecosistemas subtropicales, templados y boreales, así como las áreas costeras y las aguas continentales. Las zonas climáticas y ecosistemas se interconectan de formas diferentes, principalmente por medio de los animales; de hecho, para ellos no hay límites estrictos entre ecosistemas.

La publicación no solo resalta los cambios inducidos por el clima y sus consecuencias probables sino que, además, ofrece información útil y actualizada de cómo enfrentarlos mediante el manejo adaptativo. Los resultados y medidas sugeridas exploran el conocimiento actual y proponen una forma de salir adelante. Puesto que el cambio climático ya está aquí, hay necesidad de más investigación concertada para el diseño de políticas informadas y para mejorar el monitoreo de su ejecución. En la medida en que mejore el conocimiento, será posible enfrentar este importante problema de una mejor manera y perfeccionar las políticas sobre el clima.



Eduardo Rojas-Briales

Director-General Asistente, Departamento Forestal, FAO.

Agradecimientos

FAO expresa su agradecimiento a los expertos que ofrecieron contribuciones valiosas para esta publicación. A Trevor Sandwith (UICN), quien ofreció sus comentarios durante la fase inicial; a los siguientes colegas de la FAO, quienes ayudaron en la revisión y mejoramiento de los capítulos y de los estudios de casos en sus áreas de experiencia: Gillian Allard, Tullia Baldassari, Susan Braatz, René Czudek, Pieter van Lierop y Douglas McGuire. Un especial agradecimiento a Rebecca Obstler (FAO), quien coordinó el proceso editorial.

La fauna silvestre en un clima cambiante

1. Resumen

El mundo ya está enfrentando una crisis de extinción de la biodiversidad, la cual tenderá a agravarse como consecuencia del cambio climático. Este documento examina los cambios que probablemente se darán en bosques, montañas, pantanos, zonas costeras, sabanas, praderas y estepas. Los impactos incluyen cambios en las condiciones físicas, patrones climatológicos y funcionamiento de los ecosistemas. En consecuencia, la vida silvestre terrestre, marina y de agua dulce se verá severamente afectada, a menos que logremos enfrentar esos cambios del clima mediante una buena planificación y acciones decisivas. El enfoque principal de este libro es la fauna silvestre tropical terrestre y sus hábitats, aunque también se consideran otras regiones geográficas, otros ecosistemas y alguna fauna diferente.

Los impactos del cambio climático incluyen cambios permanentes en las condiciones físicas, como los mantos de nieve, el permafrost y el nivel del mar, así como en el aumento y en la irregularidad y severidad de los eventos climáticos extremos, como sequías, inundaciones y tormentas que provocarán cambios en los ecosistemas y en su funcionamiento. Los ecosistemas degradados tendrán una menor resistencia al cambio climático en relación con aquellos que están intactos.

Este trabajo explora varias de las principales consecuencias en la fauna silvestre; entre ellas,

- *Cambios en los ecosistemas*: variaciones geográficas y altitudinales, cambios en la estacionalidad y tasas de disturbios, cambios en la composición de especies y rápido aumento de especies invasoras.
- *Interacciones entre especies*: los impactos en las especies silvestres incluyen cambios en la distribución, abundancia e interacciones entre especies; por ejemplo, variación fenológica y desajustes en el calendario de la especie.
- *Conflictos entre la fauna y los seres humanos*: es probable que estos conflictos tiendan a incrementarse a medida que ambos grupos compitan por los mismos recursos, cada vez más escasos.
- *Incendios en áreas silvestres*: las sequías cada vez más severas, el desecamiento de bosques antes húmedos y la interferencia y presiones antrópicas hacen que aumente la frecuencia y el daño causado por incendios a los ecosistemas poco adaptados a este tipo de eventos.
- *Salud y enfermedad*: tanto la fauna silvestre, como los humanos y el ganado se verán afectados por el surgimiento y dispersión de patógenos, geográficamente y a través de los límites de las especies debido a los cambios en el clima, el paisaje y los ecosistemas.

También se consideran algunas respuestas al cambio climático:

- *Mantenimiento de los ecosistemas existentes*: esto es de gran importancia particularmente donde los ecosistemas están razonablemente intactos y, por

lo tanto, con mayores posibilidades de soportar el cambio climático. Una red fuerte y efectiva de áreas protegidas es un elemento fundamental en esta estrategia.

- *Manejo adaptativo*: la sola protección no será suficiente a medida que los ecosistemas cambien a nuestro alrededor. Los biólogos de áreas silvestres están considerando nuevos enfoques y acciones más radicales que incluyen la reubicación de áreas protegidas –quizás, de manera temporal- para promover la mitigación en condiciones más apropiadas; el traslado de especies que han perdido las condiciones ecológicas óptimas; la alimentación artificial de la fauna silvestre en tiempos de emergencia y la modificación de los hábitats. Todos estos enfoques implican riesgos y costos, y exigen fuertes medidas de protección para que tengan éxito.
- *Restauración de ecosistemas*: la restauración será necesaria, particularmente, en ecosistemas importantes para la resiliencia al cambio climático pero que ya sufren de serios procesos de degradación. Entre ellos están los manglares, las aguas continentales, los bosques, las sabanas y las praderas.
- *Enfoques a nivel de paisaje*: las acciones aisladas muy probablemente fracasarán; un enfoque integral es vital. En este trabajo ofrecemos ejemplos sobre manejo de incendios, de especies invasoras y de pestes y enfermedades, para mostrar cómo se debe dar tal integración en la práctica.

Asegurar el manejo de la vida silvestre en medio de muchas otras preocupaciones resultantes del cambio climático constituye un desafío mayor. El desarrollo y difusión de la información sobre el valor que tienen las especies y los ecosistemas silvestres para la humanidad será una estrategia importante para impulsar la conservación, junto a las consideraciones éticas. El desarrollo, manejo y preservación de áreas protegidas mediante un sistema eficaz es fundamental para el éxito. El concepto de “privilegiar” la conservación de la biodiversidad debe ser aplicado de manera consistente y cuidadosa. Finalmente, a medida que nos embarquemos en un periodo de gran incertidumbre, será necesario contar con un mayor número de investigaciones y un monitoreo más cuidadoso para asegurar que el manejo adaptativo y otros enfoques nuevos puedan responder de manera exitosa a las presiones climáticas ya existentes y a las que llegarán.

2. Introducción

El mundo está viviendo un incremento en la extinción de especies – la pérdida de biodiversidad más rápida en la historia del planeta que probablemente se acelerará a medida que el clima cambie. El impacto del cambio climático en la vida silvestre es evidente a nivel local, regional y global. El impacto directo en las especies que usamos o contra las que competimos, afecta de forma inmediata a las comunidades humanas: la pérdida de biodiversidad es nuestra pérdida también. Se podría decir que tenemos una responsabilidad ética en la búsqueda de soluciones contra el rápido incremento a nivel global en el índice de extinción de las especies como consecuencia de nuestras acciones.

Se supone que el cambio climático será uno de los principales motores de la extinción en este siglo, como resultado de los cambios en el tiempo de desarrollo de las especies y de las variaciones en la distribución a causa de las modificaciones en los regímenes de precipitación y temperatura. Se calcula que entre 20 y 30 por ciento de las especies de plantas y animales enfrentarán un mayor riesgo de extinción debido al calentamiento global, y que una parte significativa de las especies endémicas se habrán extinguido para el 2050. Algunos taxones son más susceptibles que otros. Por ejemplo, 566 de las 799 especies de coral que conforman los arrecifes de aguas cálidas van en camino de convertirse en especies en peligro de extinción debido al cambio climático; igual sucede con el 35 por ciento de los pájaros y el 52 por ciento de los anfibios. El impacto será aun más severo en las especies que ya están en peligro: de 70 al 80 por ciento de los pájaros, anfibios y corales incluidos en la Lista Roja son susceptibles a los efectos del cambio climático (Vié, Hilton-Taylor y Stuart, 2008).

Cuando el cambio climático afecta a los ecosistemas que ofrecen servicios globales, las implicaciones son aun más serias. En relación con la generación de lluvias, por ejemplo, el impacto potencial en la seguridad alimentaria es enorme porque los sistemas climatológicos que abastecen de agua a los cultivos en las zonas templadas se alimentan de la evapotranspiración en los tres principales bloques de bosque tropical (como se demostró mediante simulaciones de los patrones de precipitación a lo largo de un año). El promedio de temperatura anual ha aumentado en las últimas décadas, y se espera que el incremento sea aun mayor en los próximos años. Esta situación es más grave en África, donde los modelos climáticos actuales proyectan un incremento medio de 3-4 °C para fines de siglo –aproximadamente 1,5 veces el incremento medio a nivel global (Kleine, Buck y Eastaugh, 2010; Seppälä, Buck y Katila, 2009).

Es muy probable que todos los ecosistemas del planeta sean afectados por el cambio climático en mayor o menor medida. Los bosques cubren aproximadamente un tercio de la superficie terrestre, y proveen servicios esenciales para los medios

de vida y el bienestar de los seres humanos; además, mantienen la mayor parte de la biodiversidad terrestre y almacenan alrededor de la mitad del carbono que contienen los ecosistemas terrestres, incluyendo las turberas en suelos de bosques tropicales. En los bosques tropicales y subtropicales se encuentran centros de alta biodiversidad (*hotspots*). Todavía hay vacíos importantes en el conocimiento sobre los impactos del cambio climático en los bosques, en la fauna asociada y en la gente, y sobre cómo ajustar las medidas de adaptación a las condiciones locales. La productividad de los bosques tropicales tenderá a aumentar en los sitios donde haya una buena disponibilidad de agua. En las áreas más secas, sin embargo, es más probable que los bosques decaigan (Seppälä, Buck y Katila, 2009). También se prevén impactos fuertes en otras partes; particularmente en los ecosistemas polares, de aguas continentales, en las praderas y en los océanos, donde la acidificación provocada por el clima es, quizás, la más seria de las amenazas (Parry *et al.* 2007).

Aun cambios moderados en el clima, como los proyectados en escenarios estables e inevitables, pondrían la vida silvestre bajo un riesgo considerable; en los escenarios más extremos, las pérdidas serán catastróficas. Thomas *et al.* (2004) afirma que “*en los escenarios de máximo cambio climático esperado, el 33 por ciento (con dispersión) y el 58 por ciento (sin dispersión) de las especies se extinguirán. En los escenarios de cambio climático intermedio, probablemente se extingan el 19 por ciento y 45 por ciento de las especies (con y sin dispersión, respectivamente) y con un cambio climático mínimo, el 11 por ciento y el 34 por ciento de las especies se extinguirán (de nuevo, con y sin dispersión)*”. De acuerdo con el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC; Parry *et al.* 2007), entre el 20 por ciento y el 30 por ciento de las plantas vasculares y animales grandes del planeta estarán en riesgo de extinción con un incremento de 2-3 °C sobre los niveles pre-industriales. Las estimaciones para los bosques tropicales exceden estos promedios globales. Es muy probable que incluso pérdidas modestas de la biodiversidad provoquen cambios importantes en los servicios de los ecosistemas (Parry *et al.* 2007; Seppälä, Buck y Katila, 2009).

A medida que la temperatura promedio del planeta se incrementará, los impactos en los hábitats y en las especies dependerán de muchos factores como la topografía local, los cambios en las corrientes de los océanos, en los patrones de vientos y lluvias y en el albedo. Además de las variaciones en el grado y extensión del incremento de la temperatura en diferentes latitudes, también se pueden dar cambios en la extensión y en la severidad de las estaciones, incluyendo disminución de la temperatura en algunas áreas. Los patrones de precipitación también se pueden ver afectados en términos de la cantidad anual total, de la distribución estacional y de la regularidad de un año a otro. Es probable que eventos climatológicos extremos, como sequías e inundaciones, se den con mayor frecuencia. En particular, se espera que las sequías sean más intensas y frecuentes en los bosques subtropicales y templados del sur, con lo que aumentará la incidencia de los incendios y la predisposición al ataque de plagas y patógenos (Seppälä, Buck y Katila, 2009).

Los ecosistemas naturales no son únicamente amenazados por el cambio climático. La pérdida y degradación causadas por la usurpación de tierras,

la expansión de la agricultura y la ganadería, las especies invasoras, la sobre-explotación y comercialización de recursos naturales (incluyendo la fauna), las enfermedades epidémicas, los incendios y la contaminación exceden los impactos actuales del cambio climático. Es ampliamente reconocido que las medidas para limitar las presiones humanas no relacionadas con el clima pueden ayudar a reducir la vulnerabilidad total de los ecosistemas al cambio climático.

Los recursos forestales diferentes de la madera, como leña, carbón, productos no maderables y fauna, sustentan las formas de vida de cientos de millones de personas en las comunidades que dependen de los bosques. La mayoría de las poblaciones rurales y muchas de las urbanas en países en vías de desarrollo dependen de la biomasa leñosa como su principal fuente de energía, y de las plantas medicinales silvestres para su salud. En muchos países en desarrollo, la carne de animales silvestres es la principal fuente de proteína, mientras que en las comunidades costeras, lacustres o ribereñas es el pescado. En el África Central, existe un mercado grande y bien establecido de productos de la caza que abastece la demanda de las grandes ciudades principalmente. Se calcula que en la cuenca del Congo se consumen más de 5 millones de toneladas de carne silvestre al año (Fa *et al.* 2002; Kleine, Buck y Eastaugh, 2010; Seppälä, Buck y Katila, 2009); un mercado a todas luces insostenible y con frecuencia ilegal. A pesar de su importancia para las comunidades locales, alrededor de 13 millones de hectáreas de los bosques del mundo se pierden cada año debido a la deforestación (FAO, 2010a) y además grandes áreas son degradadas.

3. Principales cambios inducidos por el clima

En diferente medida, los ecosistemas están expuestos a los efectos del clima cambiante. Aunque los impactos del cambio climático pueden ser difíciles de detectar, pues a menudo se combinan con los efectos de otras actividades, como los cambios en el uso de la tierra, el reporte “La perspectiva mundial sobre la biodiversidad biológica” más reciente (Secretaría del Convenio sobre Diversidad Biológica 2010) identifica el cambio climático como uno de los principales factores responsables por la pérdida actual de biodiversidad. Algunos aspectos de la pérdida de biodiversidad debido a, por ejemplo, la deforestación y la desecación de pantanos, potenciarán aun más el cambio climático al liberar carbono almacenado durante siglos.

El cambio climático afecta a los diferentes ecosistemas de manera también diferente, dependiendo de la complejidad y características originales del sistema, de la ubicación geográfica y de la presencia de factores que puedan regular la magnitud de los cambios. Se cree que los ecosistemas degradados son menos resilientes al cambio climático que los ecosistemas intactos y saludables. Los incrementos registrados en la temperatura media anual ya están afectando a muchos ecosistemas; de hecho, ya se cuenta con estudios científicos que predicen cambios futuros de mayor amplitud. Los mayores índices de calentamiento se han presentado en latitudes altas –en la península Antártica y en el Ártico donde se registra una reducción constante en la extensión, edad y espesor del hielo, a una velocidad sin precedentes y que excede las predicciones científicas más recientes (Secretaría del Convenio sobre Diversidad Biológica 2010).

El incremento de la temperatura afecta a los sistemas físicos, de forma tal que se derriten los hielos, se reducen los mantos de nieve e influye en los sistemas biológicos a través de una serie de presiones directas e indirectas. Los sistemas físicos incluyen las nieves eternas, los glaciares y el permafrost. El aumento de la temperatura puede provocar un desbalance dramático del sistema físico que causaría pérdidas irreversibles. El ciclo del agua y los sistemas hidrológicos también son afectados por las temperaturas cambiantes; efectos que a menudo se evidencian en los ríos que se secan o en las inundaciones causadas por el incremento de la escorrentía. En áreas semidesérticas, la disponibilidad de agua cada vez menor ya está afectando a la fauna silvestre, que empieza a competir con los animales domésticos por el recurso en puntos cada vez más escasos (de Leew *et al.* 2001). La reducción en la productividad de las plantas como consecuencia de la menor cantidad de lluvias aumenta la probabilidad de una degradación del suelo debido al sobrepastoreo de los animales silvestres y domésticos. Muchas especies de agua dulce están bajo seria amenaza de

extinción debido al aumento de la temperatura y a la desaparición de estanques y lagunas costeras (Willems, Guadagno e Ikkala, 2010).

La pérdida de hielos y nieves en áreas montañosas está ocurriendo a una velocidad alarmante. Esos procesos afectan severamente los ecosistemas de montaña, particularmente susceptibles al incremento de la temperatura. La extensión de los mantos de nieve en el hemisferio norte ha disminuido alrededor de un 10 por ciento desde los fines de la década de 1960 e inicios de 1970 (Parry *et al.* 2007) y la vegetación se ha retraído a mayores alturas.

Los sistemas biológicos también están siendo afectados por los incrementos en las temperaturas lo cual provoca cambios en las condiciones biofísicas e influye en su desarrollo y mantenimiento. Los cambios en la disponibilidad de agua inciden en el florecimiento y supervivencia de especies de plantas acuáticas, así como en la abundancia de especies de fauna silvestre en las áreas afectadas. La variación en los cambios estacionales –que ya se están registrando en la mayoría de las regiones templadas afecta a los animales migratorios y al florecimiento de las plantas, con lo que se desestabiliza el equilibrio de ecosistemas distantes unos de otros. Un gran impacto ecológico potencial sucederá cuando una especie migratoria arribe en un momento en que las plantas o animales necesarios para su alimentación todavía no están disponibles (Vissier y Both, 2005).

La elevación del nivel del mar está afectando las áreas costeras pues causa erosión, pérdida de pantanos y modificaciones de la vegetación. Los ecosistemas marinos y costeros también son golpeados por tormentas que dañan los corales por la acción directa de las olas e, indirectamente, por la disminución de la luz debido a los sedimentos en suspensión y a la abrasión por sedimentos y corales rotos. Las altas temperaturas también provocan la expulsión de zooxanthellae (plantas unicelulares que viven en las células de los pólipos de coral), lo que provoca el blanqueamiento del coral y ya ha causado la pérdida del 16 por ciento de los corales del mundo (Wilkinson, 2004). Más de un tercio de los corales están bajo amenaza de extinción debido al cambio climático (Carpenter *et al.* 2008). En una reacción en cadena, la muerte de corales causa la pérdida de hábitat de muchas especies de peces tropicales. Muchos estudios reportan cambios en las poblaciones, reclutamiento, interacciones tróficas y patrones migratorios de los peces debido a los cambios ambientales regionales causados por las condiciones climáticas cambiantes (p.ej., Edwards y Richardson, 2004; Hays, Richardson y Robinson, 2005).

Las variaciones en el clima no solo causan modificaciones en los ecosistemas. También se relacionan con la mayor frecuencia de eventos climáticos extremos que tienen un potencial de destrucción de la infraestructura y de causar la pérdida de vidas. Los eventos climáticos asociados con desastres naturales repentinos incluyen inundaciones extremas por ríos, intensas tormentas tropicales y extra-tropicales, marejadas costeras y fuertes tormentas eléctricas. El IPCC advierte que *“la mayor intensidad y variabilidad de la precipitación muy probablemente aumentará los riesgos de inundaciones y sequías en muchas partes”* (Bates *et al.* 2008). Según el IPCC, los futuros ciclones y huracanes tropicales serán de mayor intensidad, con picos de vientos de mayor velocidad y mayores precipitaciones (Parry *et al.*

2007). Los eventos climáticos extremos por lo general son escasos, con periodos de retorno de 10 a 20 años. La relación entre estos eventos y el cambio climático no es fácil de establecer, dado que solo se tienen registros de incrementos significativos de temperaturas a partir de la década de 1970. En consecuencia, el número de eventos todavía no es estadísticamente válido como para establecer correlaciones; no obstante, los nexos son ya reconocidos por los especialistas (p.ej., Helmer y Hilhorst, 2006).

Las condiciones ambientales cambiantes facilitan el establecimiento de especies introducidas que se podrían volver invasoras y dejar por fuera de competencia a las especies nativas, con lo que completos ecosistemas serían modificados (Chown *et al.* 2007; McGeoch *et al.* 2010). Por ejemplo, en el desierto de Mojave, Estados Unidos, se han medido especies invasoras que crecen más rápidamente que las nativas debido al cambio de las condiciones climáticas (Smith *et al.* 2000). La globalización de los mercados y el desplazamiento de la gente y mercaderías han aumentado el movimiento de especies a escala local, regional y continental. Algunas especies han aumentado su rango a medida que la temperatura se vuelve más cálida. A la vez, una temperatura más caliente significa mayores oportunidades para los patógenos, vectores y huéspedes que se expanden a nuevas regiones geográficas y, eventualmente, infectan nuevos huéspedes indefensos, generando una mayor morbilidad y mortalidad de la fauna, de los animales domésticos y de los seres humanos. Enfermedades que se mantenían con bajos niveles de infección debido a restricciones de temperatura se han vuelto fatales y endémicas.

En la siguiente sección se analizan los principales impactos del cambio climático en los ecosistemas y en la fauna, a partir de estudios científicos.

3.1 ALTERACIONES Y EVENTOS CLIMÁTICOS EXTREMOS

La frecuencia y la severidad de los eventos climáticos extremos va en incremento, lo que dificulta la planificación para enfrentarlos. Los registros del pasado se han usado para predecir la probabilidad de futuras sequías, inundaciones, huracanes y marejadas; sin embargo, este enfoque es cada vez menos confiable a medida que cambian los patrones de precipitación a escala local, regional y mundial. Además, la escasez de tierras está forzando a las comunidades humanas a vivir en sitios menos estables, lo que aumenta el riesgo de desastres causados por terremotos o eventos climáticos extremos. En la actualidad, la mitad de la población humana está expuesta a riesgos que pueden convertirse en desastres (Dilley *et al.* 2005).

Lo impredecible de los fenómenos hace que la planificación para enfrentar el cambio climático sea un desafío enorme. Es claro que los eventos climáticos extremos no solo impactan directamente a la vida silvestre y a las comunidades humanas, sino que también dificultan la capacidad de supervivencia de la gente –sin hablar de la protección a las especies y hábitats amenazados o en peligro. A medida que se acortan los intervalos entre eventos extremos, hay menos tiempo para la recuperación de las condiciones normales antes de que un nuevo evento golpee.

En la cuenca del Amazonas, por ejemplo, históricamente se han producido sequías severas una o dos veces por siglo; sin embargo, en el 2010, la región

ADRIANA CÁCERES CALLEJA



Una gacela de Thomson (Eudorcas thomsonii) enfrenta una tormenta de polvo en el Parque Nacional Amboseli.

RECUADRO 1

Los ciclones amenazan la supervivencia del casuario

Los bosques húmedos tropicales de Mission Beach en Queensland, Australia, fueron devastados por los ciclones Larry y Yasi en marzo del 2006 y febrero del 2011, respectivamente. Al destruir su hábitat y las principales fuentes de alimentación, los ciclones afectaron seriamente las poblaciones remanentes del casuario (*Casuarus casuarus*), una especie ya en peligro de extinción. Dicha especie es una ave que no vuela –la tercera entre las grandes aves, después del avestruz y el emú y una importante dispersora de semillas de los árboles del bosque húmedo. Con frecuencia, las semillas son muy grandes y solo el casuario las puede tragar y dispersar. Además, las semillas de muchos frutales no germinan a menos que hayan pasado por el tracto digestivo. Se calcula que quedan entre mil y dos mil casuarios en el norte de Queensland; 200 de ellos en Mission Beach (Rainforest Rescue, 2011; Maynard, 2011). En circunstancias normales, la pérdida de hábitats y la fragmentación son las principales causas de la reducción de las poblaciones (Kofron y Chapman, 2006).

Los fuertes ciclones arrancaron los frutos de los árboles –el principal alimento del casuario, los cuales cayeron al suelo y se pudrieron. Una vez que habían comido los frutos restantes, los casuarios empezaron a emigrar en busca de alimento en especial los jóvenes que no podían competir con los adultos. Al acercarse a áreas suburbanas y enclaves turísticos, muchos murieron de hambre, atropellados y atacados por perros (Rainforest Rescue, 2011; Maynard, 2011).

Después del ciclón Yasi, Rainforest Rescue, una ONG local que trabaja con el Servicio de Parques y Vida Silvestre de Queensland, empezó a alimentar a las poblaciones de casuarios en varias estaciones, lo que les permitió sobrevivir hasta que el bosque se recuperara y produjera nuevas cosechas de frutos. Cada vez es más frecuente ver a la gente alimentando a los casuarios, pero los conservacionistas no lo recomiendan porque se cambian los hábitos de estas aves silvestres, que se vuelven agresivas y peligrosas para los humanos (Rainforest Rescue, 2011; Maynard, 2011).

RECUADRO 2 Agua para elefantes en épocas de sequía

En el Sahel de Gourma, Malí, quedan unos 350 elefantes (*Loxodonta africana*), de los 550 que había hace no más de 40 años (Bouché *et al.* 2009). Su espacio se ha reducido considerablemente debido al cambio climático y a la degradación del hábitat por la ganadería.

Estos son los elefantes que se encuentran más al norte en África y, a la vez, son los más peripatéticos pues emigran en una ruta circular en busca de agua. Durante la estación seca, los elefantes se congregan en lagos estacionales en el norte, especialmente el lago Banzena. Dichos lagos se han ido reduciendo debido a la erosión hídrica y eólica, acentuada por la deforestación; y además el acceso a ellos es dificultado por la agricultura y la ganadería (Bouché *et al.* 2009; Barnes, Héma y Dombia, 2006)

En los últimos 27 años, la región ha sufrido cuatro graves sequías que han amenazado la supervivencia de los elefantes. Cada vez, el gobierno, junto con las ONG, ha implementado acciones para abastecer de agua a la especie. La sequía de 1983 secó completamente el lago Banzena, por lo que el gobierno envió tanques de agua para salvar las poblaciones. La sequía del 2000 fue parcial; entonces, se perforaron dos pozos profundos equipados con bombas que extrajeron agua para dar a los elefantes (Wall, 2009).

En el 2009 ocurrió la peor sequía desde 1983; de nuevo se secó el lago Banzena y solo quedaron 30 cm de agua cenagosa. Con la desaparición de su principal fuente de agua, los elefantes empezaron a padecer: seis de ellos murieron de causas relacionadas con la sequía (estrés calórico, hambre y aguas contaminadas) y tres crías perecieron al quedar atrapadas en un pozo. Se encontraron machos hincados en el borde de pequeños pozos, tratando de alcanzar el agua con su trompa; los más jóvenes, con trompas más cortas, no lograban alcanzar el nivel del agua y sufrieron más con la sequía (Douglas-Hamilton y Wall, 2009; Loose, 2009a).

Los dos pozos perforados fueron aprovechados por los pastores y el ganado; los elefantes solo tenían acceso por la noche. Con el fin de abastecer de agua al ganado y a los elefantes, la organización sin fines de lucro 'Save the Elephants' construyó un depósito de concreto, el cual era administrado por entes del gobierno (Douglas-Hamilton y Wall, 2009). Dicho depósito artificial fue construido de tal manera que el agua no se enlodara y con una capacidad para abastecer a cien elefantes al día (Wall, 2009); además, podía ser usado de manera permanente durante la estación seca (Loose, 2009a).

La sequía del año siguiente de nuevo puso en aprietos a los elefantes del desierto. Veintiún elefantes murieron en dos semanas. Con 50.000 cabezas de ganado concentradas alrededor del lago Banzena, la competencia por el agua era fuerte. Las sequías son una consecuencia del cambio climático que provoca la desecación del Sahel (Barnes, Héma y Dombia, 2006). En respuesta, se planea crear puestos de agua a lo largo de las rutas de migración y en áreas de conservación, además, profundizar los estanques existentes y perforar nuevos pozos con bombas solares para la extracción del agua. En la actualidad, el lago Banzena ha sido reservado exclusivamente para los elefantes (Banco Mundial 2010).

experimentó una tercera sequía en tan solo 12 años (Sundt, 2010; University College London, 2011). La sequía del 2010 abarcó un área más grande y fue más severa que la del 2005, la cual ya había sido considerada como un evento único en el siglo (Lewis *et al.* 2011). Las áreas mayormente afectadas, como el estado brasileño de Mato Grosso, recibieron solo el 25 por ciento de la precipitación normal entre julio y septiembre del 2010 y la mayor parte de la Amazonia sufrió una reducción significativa de lluvias. El caudal de los ríos alcanzó niveles mínimos récord que impactaron a todos los usuarios de ellos, desde las embarcaciones hasta los delfines rosados (*Inia geoffrensis*). En agosto, el Gobierno Boliviano declaró estado de emergencia a causa de los incendios descontrolados. Da la impresión de que el bosque amazónico ha alcanzado, o está a punto de alcanzar, un “punto de inflexión” del cual no se recuperará.

Aunque la percepción popular identifica el cambio climático con el calentamiento global, el fenómeno bien podría llamarse más precisamente “problemas mundiales del agua”. El manejo del agua para las actividades humanas tiene impactos frecuentes en la fauna silvestre y en los hábitats naturales, ya sea al inundar valles cuando se construyen represas, o al bajar el nivel del río o de cuerpos de agua cuando se extrae el líquido para abastecer a las ciudades o para la agricultura en gran escala. Los eventos climáticos extremos pueden exacerbar estos problemas y generar otros nuevos. *“Cuando los líderes del mundo hablan del clima, invariablemente hablan del agua –de inundaciones, sequías y cosechas perdidas y se alarman. Y tienen razón, porque el cambio climático tiene que ver principalmente con el agua”*. Este fue el mensaje del Global Water Partnership (GWP, 2010) ante la 16 Conferencia de las Partes de la Convención marco de las Naciones Unidas sobre el cambio climático en Cancún, México. El GWP solicitó a las 193 partes integrar el manejo sostenible de los recursos hídricos y el manejo del riesgo de desastres a la respuesta global al cambio climático.

La reducción de la precipitación no solo pone a las plantas y a los animales bajo estrés, sino que además incrementa el riesgo de los incendios forestales. A nivel global, más de 350 millones de hectáreas son afectadas cada año por incendios; de ellas, entre 150 y 250 millones de hectáreas son bosques tropicales (Appiah, 2007; UNEP, FAO y UNFF, 2009). Muchos de estos fuegos nacen de la quema deliberada para limpiar los terrenos o mejorar los pastos, y las condiciones de sequedad aumentan la probabilidad de que tales fuegos se salgan de control. La FAO recomienda dos enfoques para el manejo de incendios. El primero busca establecer políticas balanceadas para la supresión del fuego, así como la prevención, preparación y restauración. El segundo es un enfoque participativo basado en las comunidades, el cual considera a todos los actores incluyendo a los de nivel de campo (FAO y FireFight South East Asia, 2002). Se piensa que estos enfoques deben formar parte de un marco mayor de manejo de los recursos naturales y del paisaje. Las sequías aumentan dramáticamente el grado de deterioro de los suelos áridos y de la vegetación de desierto, con lo que aumenta la desertificación, la erosión del suelo, las tormentas de polvo y los impactos en la fauna que vive en esos ecosistemas (Omar y Roy, 2010).



JAKE WALL

Elefantes (Loxodonta africana) esperando para tomar agua durante una sequía.

De igual modo, los eventos extremos de precipitación también afectan la fauna silvestre. Las recientes inundaciones en Queensland, Australia no solo causaron daño a la población humana sino que, además, cientos de murciélagos huérfanos fueron rescatados, y se piensa que hubo grandes pérdidas de pequeños macrópodos, especialmente ualabís, bandicuts y ratas y ratones silvestres.

3.2 CAMBIOS EN LOS ECOSISTEMAS Y EN EL PAISAJE

Los cambios en la temperatura y la precipitación afectarán tanto a los individuos como a las especies, los ecosistemas y las regiones enteras. La variación individual y diferencias topográficas significan que, dentro de cualquier especie, una planta o animal individual puede estar genéticamente predispuesto para soportar el estrés de la deshidratación, vientos fuertes o inundaciones por más tiempo que otros. Entonces, a nivel de microhábitat, cualquier lugar pequeño puede sufrir cambios en la composición de especies, los cuales tendrán ramificaciones hacia arriba y hacia abajo de los niveles tróficos y a través de toda la red alimentaria, lo que en última instancia cambiará las comunidades ecológicas a nivel de paisaje. La predicción de consecuencias para los humanos y otras especies es esencial si se quiere tomar medidas a tiempo, ya sea para prevenir esos cambios o para adaptarse a ellos.

3.2.1 Costas

Los pantanos costeros están entre los ecosistemas naturales más productivos (Day *et al.* 1989), por ello, los impactos del cambio climático serán extremadamente importantes en las regiones costeras y se extenderán bastante lejos. Además de los efectos del incremento de las temperaturas y de los cambios en los patrones de la precipitación, las plantas y animales en los hábitats costeros enfrentan otra amenaza del cambio climático: la elevación del nivel del mar. Esta se debe a una combinación del derretimiento de los casquetes polares, mantos de hielo y glaciares con la expansión térmica –el agua caliente ocupa mayor volumen que el agua fría-. El IPCC asegura que en el próximo siglo, el nivel medio del mar se elevará entre 0,18–0,59 m, en comparación con los niveles de 1980–1999 (Parry *et al.* 2007). Otros modelos climáticos van aun más lejos, con estimados de 0,5–1,4 m –una elevación que inundaría muchas zonas bajas. Las poblaciones humanas y la presión del desarrollo probablemente impedirán a los hábitats costeros la posibilidad de moverse tierras adentro, lo que causará una pérdida neta de hábitat.

Tales cambios tendrán impactos inmediatos en muchas especies silvestres (p.ej., Michener *et al.* 1997). Las poblaciones de tortugas marinas se verán afectadas al inundarse sus playas de anidamiento. Según Fischlin *et al.* (2007), una elevación de 0,5 m en el nivel del mar causará la pérdida del 32 por ciento de los sitios de anidamiento de las tortugas marinas. Las marismas afectadas por la marea, zonas costeras bajas y áreas intermareales podrían quedar aisladas, lo que afectaría los comederos de muchas especies de aves, como patos, gansos, cisnes y aves zancudas. Si se reduce su capacidad de alimentarse, podría ser que las aves migratorias no logran almacenar las energías suficientes que les permitan su migración anual a los sitios de anidamiento (Galbraith *et al.* 2002). Los bosques costeros y pantanos sufrirán una mayor salinización a medida que las grandes marejadas y tormentas lleven agua de mar tierras adentro, lo que causará la muerte de plantas intolerantes al agua salobre y, en consecuencia, de los animales que dependen de ellas. La salinización no solo afectará a la biodiversidad costera sino también los procesos ecológicos y la productividad primaria y secundaria –con probables impactos adversos en las comunidades locales que dependen de la pesca o la agricultura.

Se han desarrollado modelos de ubicación específica de las inundaciones costeras y se ha encontrado que siguen los patrones de inundación ya conocidos. Sin embargo, la construcción de esos modelos tenía como objetivo minimizar la pérdida de vidas humanas en las comunidades costeras (p.ej., Dube *et al.* 2000, para las costas de Andhra y Orissa en India). Hay necesidad de una investigación más detallada de los efectos probables de las inundaciones sobre los sistemas naturales, con el fin de tomar medidas que mitiguen los cambios producidos .

Se podría pensar que los manglares están pre adaptados a las inundaciones, ya que se desarrollan en zonas costeras bajo el nivel de la marea, donde sus raíces zancudas están sumergidas en agua salina de manera permanente. Sin embargo, el mangle no resiste la inmersión permanente; si el nivel del mar se eleva, los manglares mueren, como ya ha sucedido en varios lugares (p.ej., Ellison, 1993). La FAO estima que en el mundo hay 15,2 millones ha de manglares, principalmente

RECUADRO 3

El cambio climático provoca un incremento en los ataques de tigres en Sundarbarns

Sundarbarns, en el delta del Ganges, es un sitio decretado por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (Unesco) como Patrimonio de la Humanidad. Este es uno de los hábitats de manglares remanentes más grandes del mundo. En su área habita la mayor población de tigres de bengala (*Panthera tigris tigris*), que fue estimada en más de 500 tigres en 1960. Sin embargo, a inicios del siglo XXI se contabilizaban 350 en toda la región del Gran Mekong y actualmente se estima que quedan entre 150-200 tigres en toda el área. Esta disminución se debe, más que todo, a la pérdida de hábitat y a la cacería ilegal (New Scientist, 2008).

Sundarbarns es el ecosistema de manglares naturales de bajura más grande del mundo, y cubre más de 10 000 km². La elevación del nivel del mar registrada en los últimos 40 años es responsable por la pérdida del 28 por ciento de los manglares. La modelación sugiere que el 96 por ciento del hábitat del tigre en Sundarbarns se podría perder en los próximos 50-90 años (Loucks *et al.* 2010). Los manglares son un elemento fundamental en la reducción de los impactos de las marejadas que, en Bangladesh, son de las más altas del mundo (Nicholls, 2006).

La reducción constante del hábitat ha hecho que la fauna, particularmente los mamíferos pequeños y medianos de los cuales se alimenta el tigre, empiece a emigrar a otras áreas. En consecuencia, las poblaciones de fauna que habitan en los ecosistemas de manglares se han reducido drásticamente. Los tigres han seguido el movimiento de sus presas, con lo que cada vez se acercan más frecuentemente a las aldeas, con resultados fatales para los habitantes. Al mismo tiempo, la pérdida de fauna deja a las comunidades pesqueras locales sin su principal fuente de ingresos. Los pobladores locales viven de la pesca y de los productos no maderables del bosque como la miel; entonces, en busca de sus medios de vida tienen que entrar a las zonas restringidas, con lo que se incrementan los contactos peligrosos con los tigres (New Scientist, 2008).

Los registros de ataques de tigres a los humanos en Sundarbarns se remontan al siglo XVI, con la llegada de los primeros jesuitas a Bengala. En la actualidad, accidentes con consecuencias fatales para los humanos ocurren con mucha frecuencia, aunque no se tiene una base de datos con esa información. Sundarbarns es un área protegida con acceso restringido a muchas de las islas. Buena parte de los ataques de tigres los sufren personas que ingresan ilegalmente, por lo que no reportan el ataque a las autoridades. Se calcula que solo el 10 por ciento de los ataques sufridos entre el 2003 y 2005 fueron reportados, y que el 90 por ciento de las víctimas habían entrado ilegalmente al Sundarbarns de Bangladesh. Neumann-Denzau y Denzau (2010) extrapolaron a 168 el número total de víctimas durante ese periodo.

El número de humanos matados por tigres es cada vez mayor medida que se reduce su hábitat natural. Como resultado, los tigres sufren cada vez más la presión de los cazadores furtivos y de los pobladores, por la amenaza que significan para la vida humana. Es de esperar entonces que la población de tigres en Sundarbarns siga disminuyendo constantemente (Neumann-Denzau y Denzau, 2010).

en los trópicos, aunque también en unos pocos lugares templados (FAO, 2007). Sin embargo, los manglares han sido seriamente afectados por actividades de desarrollo no sostenible; particularmente, por proyectos de acuicultura. En este momento, queda menos de la mitad del área original (Valiela, Bowen y York, 2001). Sus áreas de distribución tienden a moverse hacia zonas templadas a medida que sube la temperatura mundial y el nivel del mar. Hay evidencia geológica y contemporánea que demuestra que los manglares se han expandido y contraído rápidamente en el pasado, por lo que se podrían considerar como un indicador temprano de los efectos del cambio climático (Field, 1995).

3.2.2 Montañas

Los ecosistemas montañosos cubren cerca del 24 por ciento de la superficie de la tierra. Con su topografía escarpada y variada en distintas zonas altitudinales, albergan una gran variedad de especies y hábitats y un alto grado de endemismo. Las montañas también ofrecen recursos esenciales a las comunidades humanas, tanto a nivel local como fuera de él. Sin embargo, estos ecosistemas son particularmente sensibles a los cambios de temperatura y precipitación debido a su naturaleza geográfica y orográfica. El cambio climático está exponiendo a las áreas alpinas y subalpinas a mayores temperaturas, con el probable resultado de una lenta migración de los ecosistemas hacia mayores elevaciones. Sin embargo, este no es siempre el caso: en el monte Kilimanjaro la situación es lo contrario. Los incendios provocados por los problemas climáticos han hecho que el límite superior de la vegetación tienda a bajar, con la consecuente reducción de importantes hábitats de bosques nubosos (Hemp, 2009).



ADRIANA CÁCERES CALLEJA

La reducción de los glaciares del monte Kilimanjaro hace que cada vez haya menos agua en las sabanas de los alrededores.

Las plantas alpinas, por lo general de larga vida y crecimiento lento, pueden tener problemas para adaptarse a un ambiente climático que cambia rápidamente. Muchas plantas necesitarán mucho tiempo para responder a los cambios climáticos (Pauli, Gottfried y Grabherr, 2003); por ello, el monitoreo de tales cambios se debe plantear como un objetivo a largo plazo. La migración esperada hará que se desintegren los patrones actuales de vegetación, lo que impactará seriamente en la estabilidad de los ecosistemas alpinos creando, por ejemplo, zonas de transición poco estables con conductas poco predecibles (Gottfried *et al.* 1999).

Los ecosistemas de montaña a menudo se encuentran en áreas pequeñas y aisladas, rodeados por sitios con regímenes de temperaturas más altas y suelos fértiles que pueden ser usados para la agricultura. Como resultado, las especies tratarán de adaptarse a las condiciones cambiantes dentro del ecosistema. Al emigrar hacia arriba, las plantas y animales se encontrarán con áreas más reducidas y, en algunos casos, sin condiciones de hábitat apropiadas. Las especies alpinas adaptadas al frío sufren de estrés al calentarse el clima y, además, deben competir con las especies de elevaciones más bajas que extienden sus dominios hacia mayores altitudes. Es de esperar que la extinción de especies sea mayor en áreas montañosas. Entre las especies de montaña en alto riesgo de extinción están la zarigüeya pigmea (*Burramys pardus*) en Australia, la perdiz blanca (*Lagopus muta*) y el verderón de nieve (*Plectrophenax nivalis*) en el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, la marmota (*Marmota spp.*) y la pica americana (*Ochotona spp.*) en Estados Unidos de América, el gelada (*Theropithecus gelada*) en Etiopía (ver Recuadro 4) y la mariposa monarca (*Danaus plexippus*) en México (Malcolm y Markham, 2000).

RECUADRO 4

El cambio climático afecta a los geladas en las tierras altas montañosas

El gelada (*Theropithecus gelada*) es un primate africano de tamaño medio que habita en las tierras altas de Etiopía, y que ha desarrollado adaptaciones anatómicas para vivir en el suelo. Su dieta depende básicamente de los pastos (granívoro), ya que se alimenta de los granos que producen los pastos de montaña, los cuales tienen un valor nutricional particularmente alto. Por ello, el área actual de distribución del gelada se restringe a sitios con características bioclimáticas que permiten el desarrollo de pasturas de montaña. En las condiciones actuales, el gelada se encuentra en un rango altitudinal que varía entre 1 700 y 4 200 m (Dunbar, 2008).

Estudios anteriores buscaron explicar las causas de extinción de especies hermanas durante el Pleistoceno. Se encontró que el principal factor restrictivo fue la migración hacia arriba de las especies de gramíneas necesarias para su dieta debido al incremento de la temperatura. Esto sugiere que lo mismo les podría suceder a las poblaciones actuales de geladas (Dunbar 2008).

El incremento de la temperatura local probablemente empujará hacia arriba a los geladas, en busca de condiciones más apropiadas, con lo que su hábitat se reducirá a espacios fragmentados y limitados. La expansión agrícola a mayores altitudes será posible gracias a las temperaturas más altas; esto provocará una mayor fragmentación

Continúa

Recuadro 4 continuación

del hábitat que confinará a los geladas a parches aislados (Dunbar, 2008).

Un estudio de la conducta de los geladas en las tierras altas de Etiopía evaluó los efectos potenciales del cambio climático en la especie (Dunbar, 2008). La ecología de la especie es particularmente sensible a la temperatura del ambiente debido a su efecto en el contenido de nutrientes de los pastos de su dieta base: estos pastos requieren una temperatura específica para alcanzar su máximo valor nutricional.

La conducta de los geladas también es susceptible a los cambios en el clima. Para que el gelada logre sobrevivir en un hábitat apropiado, entre sus actividades hay patrones de conducta social que le permiten crear nexos con grupos de congéneres para alimentarse y descansar. El descanso incluye el tiempo necesario para la termorregulación cuando la temperatura es demasiado alta, de manera que se eviten las sobrecargas de calor. En los primates, hay una relación entre el tamaño del grupo y el tiempo necesario para la socialización; por eso, el tamaño del grupo es limitado. Al incrementarse la temperatura ambiente, aumenta también el tiempo necesario para la termorregulación y, entonces, se reduce significativamente el tiempo para la socialización, con lo que se debilitan los vínculos del grupo (Dunbar, 2008).

Las temperaturas más altas implican más lluvia que nieve, con lo que aumenta el riesgo de inundaciones y avalanchas en los ecosistemas aguas abajo. Los cambios en permafrost e hidrología ya han sido ampliamente registrados en Alaska (Hinzman *et al.* 2005), por ejemplo, la cantidad de nieve en todo el oeste de Norteamérica es cada vez menor y se derrite entre 1 y 4 semanas antes de lo que lo hacía 50 años atrás (Mote *et al.* 2005; Westerling *et al.* 2006). Las temperaturas más altas también inciden en el espesor de la capa de nieve y de los glaciares de montaña y en la



DAVE WATTS

El cambio climático podría afectar la cohesión social de los geladas (Theropithecus gelada).

RECUADRO 5

El gorila de montaña enfrenta nuevas amenazas a medida que su hábitat en las montañas Virunga cambia

El Área de Conservación Volcanes Virunga, en África Central comprende el hábitat de la población de gorilas de montaña (*Gorilla beringei beringei*) más grande, así como de otras especies endémicas de plantas y animales. Estos 'gorilas en la niebla' de la República Democrática del Congo, Ruanda y Uganda se hicieron famosos gracias al trabajo de la Dra. Dian Fossey, ya fallecida, y se han beneficiado de un esfuerzo ejemplar de conservación que incluye agencias de gobierno, ONG, comunidades locales y el sector privado. A pesar de las décadas de guerra civil, genocidio y crisis de refugiados en la región, las amenazas que por largo tiempo significaron la caza furtiva y la degradación del hábitat han sido casi completamente controladas. Gracias a la extraordinaria colaboración intersectorial y transfronteriza, el censo 2010 de gorilas en Virunga mostró una constante, aunque frágil, recuperación. En 1981 habían 242 gorilas (Harcourt *et al.* 1983) y, en la actualidad, 480; en los últimos siete años ha habido un aumento constante de 3,7 por ciento al año (Programa Internacional para la Conservación de Gorilas, 2010).

Estas son buenas noticias para los miles de personas empleadas por la industria turística del gorila. La supervivencia del hábitat del gorila es también una buena noticia para los millones de campesinos en la región, cuyos cultivos reciben el agua proveniente de las lluvias en las montañas. El Parque Nacional Volcanes de Ruanda, por ejemplo, ocupa solo el 0,5 por ciento del territorio del país, pero recibe cerca del 10 por ciento de las lluvias (Weber, 1979) que abastecen las tierras agrícolas más productivas y más densamente pobladas de África. El bosque también sirve como sumidero de carbono, tanto superficial en las arboledas de *Hagenia-Hypericum* como en los suelos y extensas turberas entre los volcanes y sobre el límite superior de vegetación. La venta de créditos de carbono podría contribuir al financiamiento de la conservación de este sitio Patrimonio de la Humanidad, a la vez que ayudaría a las comunidades cercanas a desarrollarse y a prosperar.

Todo esto, sin embargo, se ve amenazado por el cambio climático. Si los cambios pronosticados en temperatura y precipitación ocurren en África Central, Virunga enfrentará nuevas amenazas. Un incremento en la temperatura media haría que la vegetación se retrajera hacia arriba, con lo que se reduciría su extensión y cambiaría la distribución de muchas especies. Las especies afro-alpinas endémicas en las cumbres no tendrían literalmente dónde ir. Los volcanes forman un archipiélago de islas ecológicas que son tan vulnerables al cambio climático como las especies en las islas del océano que enfrentan elevaciones en el nivel de las aguas. Si no son capaces de adaptarse a las condiciones más calientes, las especies se extinguirán a menos que sean trasladadas con intervención humana.

Paradójicamente, el movimiento de la vegetación hacia arriba podría beneficiar al gorila de montaña al incrementarse levemente la distribución de las principales plantas que son su alimento. El frío a mayores altitudes es lo que limita la permanencia de los gorilas en estas áreas. Desafortunadamente, cualquier ganancia debido al incremento de la temperatura se contrarresta con la probable disminución de la precipitación y la extensión

Continúa

Recuadro 5 continuación

de las zonas de vegetación relevante. Si el bosque montano se seca, habrá que ver si sobreviven suficientes plantas de la dieta del gorila, y si el gorila será capaz de adaptarse. Entre más seco el bosque, más susceptible al fuego; si a esto agregamos el riesgo de que las turberas también se sequen, Virunga se convertiría en una fuente de carbono, dejando de ser el sumidero que actualmente es. La productividad agrícola disminuiría al reducirse la cantidad de lluvias y, entonces, se incrementaría la presión sobre los recursos del área de conservación.



IAN REDMOND

El cambio climático significa una amenaza adicional para el gorila de montaña y el pujante ecoturismo que depende de él.

variación de los deshielos estacionales, y afectan a grandes áreas montaña abajo que dependen de ellos como fuente de agua (ver Recuadro 10). Las inundaciones provocadas por los lagos glaciares pueden causar impactos dramáticos e inmediatos en los ecosistemas locales (Bajracharya, Mool y Shrestha, 2007). Las variaciones en la estacionalidad afectarán el momento en que el hielo y la nieve se derritan para dar paso al agua corriente, lo que a la vez afectará los procesos y actividades que dependen del agua montaña abajo, incluyendo la agricultura. Los cambios en las corrientes y caudales afectan a la microfauna que vive en ecosistemas acuáticos, y provocan un impacto en las especies de peces y aves acuáticas.

RECUADRO 6 Cambios en los ecosistemas del altiplano del Himalaya

La región de los Grandes Himalayas se conoce como “la torre asiática del agua”, ya que allí nacen diez de los ríos más grandes de Asia, incluyendo el Amarillo, el Irrawaddy, el Ganges, el Mekong y el Brahmaputra. Estas cuencas abastecen de agua a alrededor de 1 300 millones de personas que la utilizan para propósitos agrícolas e industriales. Los ríos son alimentados por los deshielos en glaciares y los mantos de hielo y nieve que cubre el 17 por ciento de la región del Himalaya. Muchos de esos glaciares se están reduciendo más rápidamente que el promedio mundial, con una tasa de recesión que se ha incrementado en los últimos años. Si el calentamiento continúa, los glaciares del altiplano tibetano probablemente pasarán de los 500 000 km² que cubrían en 1995 a 100 000 km² o menos en el 2035. Los deshielos aumentarán el caudal de los ríos y, en consecuencia, se incrementará la ocurrencia de inundaciones (Cruz et al. 2007; Kulkarni et al. 2007; Ye et al. 2008).

Como lo dijera el presidente de la Unión de Asociaciones Alpinas de Asia, Ang Tsering Sherpa, en la Conferencia regional sobre cambio climático Katmandú – Copenhague, en 1960 Nepal tenía más de 3 000 glaciares y ningún lago de altura. Hoy, *“casi todos los glaciares se están derritiendo y tenemos entre 2 000 y 3 000 lagos. El agua del glaciar se va acumulando hasta que llega el momento en que rompe la barrera de hielo o roca y provoca inundaciones repentinas que inundan rápidamente los alrededores con agua, rocas y sedimentos”* (da Costa, 2009).

La temperatura en la región está subiendo con una tasa de 0,9 °C al año, considerablemente más alto que el promedio mundial de 0,7 °C por década. Ya se han registrado cambios en el ecosistema himalayo debidos al aumento de la temperatura. Por ejemplo, ahora se necesitan mosquiteros en Lhasa, la capital administrativa de la Región Autónoma del Tíbet, en China. Los residentes de la ciudad, ubicada a 3 490 metros sobre el nivel del mar, aseguran que es la primera vez que ven mosquitos allí. También se ha reportado la presencia de moscas en el campamento base del Monte Everest en Nepal. La presencia de estos insectos sugiere la posibilidad de que se extiendan enfermedades transmitidas por vectores, como la malaria y el dengue, a áreas donde el clima frío protegía anteriormente a la gente de estas amenazas. El cambio climático también tiene que ver con la aparición de pestes y enfermedades que afectan a las plantas, como el hongo del añublo del arroz (*Magnaporthe grisea*; Thinlay et al. 2000). En el valle de Mandakini, en el norte de la India, los científicos han encontrado bosques de roble invadidos por árboles de pino, entre 1 000 y 1 600 m, particularmente en la vertiente sur. Este fenómeno también se observa en muchos otros valles de la región. Muchas de las fuentes de agua, como los manantiales, se han secado al desaparecer los robles y adueñarse del terreno el pino invasor.

3.2.3 Bosques

El impacto del cambio climático en los bosques variará de una región a otra según la magnitud del cambio en las condiciones locales. Entre los efectos que ya se han reportado, están el incremento en los niveles de dióxido de carbono (CO²) atmosférico, que estimula el crecimiento y aumenta la tasa de secuestro de carbono

en los bosques donde hay suficiente lluvia (DeLucia et al 1999). Sin embargo, cualquier incremento potencial en el crecimiento es contrarrestado por los efectos negativos de las temperaturas más altas, de la mayor evaporación y de la menor cantidad de lluvia, con sequías más largas y frecuentes. En consecuencia, aumenta la mortalidad de los árboles, el riesgo de incendios forestales, los ataques de los insectos y cambia la composición de las especies (Eliasch, 2008). Desafortunadamente, los impactos negativos en los bosques serán probablemente mayores que cualquier efecto positivo; la quema y descomposición de la vegetación harán que los bosques dejen de ser sumideros de carbono para convertirse en emisores de CO² y, como resultado, aumentarán los niveles de gases con efecto invernadero y se exacerbarán el cambio climático y sus efectos (p.ej., Phillips *et al.* 2009). Inicialmente, esto será más evidente en los bosques más secos. En los bosques húmedos tropicales predominan los árboles perennifolios y condiciones de temperaturas constantes altas (promedio anual de 18 °C o más) y alta precipitación (más de 2 m al año) (Peel, Finlayson y McMahon, 2007; WWF, 2011); sin periodos secos prolongados (Whitmore, 1990). Los bosques secos tropicales reciben menos lluvia y albergan una variedad de especies muy diferente, incluyendo muchas especies deciduas que botan sus hojas durante la época seca. Los dos tipos de bosques tienen distribuciones muy diferentes. Por lo tanto, una reducción en la cantidad de lluvia no hará que un bosque tropical húmedo se convierta en un bosque tropical seco.

Cambios severos en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas forestales provocarán impactos igualmente serios en la fauna asociada; las especies especializadas probablemente se extinguirán a medida que desaparezcan ecosistemas particulares, o se “mudarán” a lugares geográficamente distantes. Los efectos proyectados del cambio climático en los primates, por ejemplo, son muy negativos. Esto, junto a otras amenazas antrópicas, han puesto al 48 por ciento de los taxones de primates en la Lista Roja de Especies Amenazadas (UICN/CSS Primate Specialist Group, 2008). Las especies endémicas con restricciones ecológicas estrictas serán seguramente las más afectadas.

El estudio de Lehmann, Korstjens y Dunbar (2010) sobre los impactos potenciales del cambio climático en los simios africanos obtuvo conclusiones que concordaban con las encontradas en el caso del gelada (Recuadro 4). Los gorilas (*Gorilla* spp.) y los chimpancés (*Pan* spp.) tienen patrones de actividades temporales que incluyen tiempo para mantener la cohesión social entre grupos de un tamaño dado. También necesitan tiempo para la termorregulación y evitar sobrecargas de calor (hipertermia) y/o para el proceso de digestión.

Ante los efectos de un clima cada vez más caluroso, los hábitats boscosos apropiados para los simios serán cada vez más reducidos, fragmentados y con mayores cambios en la composición de especies. En consecuencia, es probable que la dieta básica de los simios cambie a una mayor cantidad de follaje, que requiere de un periodo de reposo más largo para su procesamiento. Podría ser, entonces, que se reduzca el tiempo de socialización, con lo que las especies se volverán más vulnerables. Los efectos probables del incremento de la temperatura serán una reducción del tamaño de las comunidades de chimpancés hasta en un 30 por ciento.

RECUADRO 7

El ciclo de carbono en los bosques amazónicos se desbalancea debido a las sequías y a las altas temperaturas

El bosque lluvioso amazónico es de importancia mundial. Este es el hábitat de millones de especies, la mayoría endémicas y muchas todavía no descritas. La Amazonia tiene un área equivalente a la de los Estados Unidos, y los bosques cubren el 40 por ciento de Suramérica. El área alberga cerca del 20 por ciento del agua dulce del planeta y libera cerca del 20 por ciento del oxígeno. Por lo general, el oxígeno se libera por la fotosíntesis, como resultado de la asimilación del dióxido de carbono –dos mil millones de toneladas al año y el carbono se almacena en el tejido leñoso, principalmente. Esto hace que la Amazonia sea el sumidero de carbono más grande del mundo. En el 2005, la muerte masiva de árboles debido a la sequía liberó aproximadamente tres mil millones de toneladas de gases con efecto invernadero (Phillips *et al.* 2009).

Obviamente, los bosques amazónicos son un componente clave del ciclo mundial del carbono; sin embargo, no han sido bien estudiados. Cambios relativamente pequeños en la dinámica de los bosques podrían provocar cambios macroscópicos en el ciclo del carbono y en la concentración de CO² en la atmósfera. El bosque amazónico se caracteriza por fuertes lluvias, cobertura nubosa y transpiración constantes que generan una intensa humedad localizada. La degradación de la Amazonia debido a la tala y la agricultura ha venido afectando a los ecosistemas durante los últimos 50 años, aunque en el 2010 se detectó una disminución en la tasa de deforestación. La Evaluación Mundial de los Recursos Forestales (FAO, 2010a) determinó que la deforestación en los bosques tropicales en la primera década del 2000 había bajado en 18 por ciento con respecto al nivel de la década de 1990. Sin embargo, el incremento en las temperaturas y sequías significan nuevas amenazas para la Amazonia. En el 2005, la Amazonia sufrió una sequía particularmente severa que no fue causada por El Niño, como es frecuente en la región, sino por la elevación de la temperatura de la superficie del mar en el Atlántico Norte tropical, la cual afectó los dos tercios sur de la Amazonia y, especialmente en el suroeste, redujo la precipitación y aumentó la temperatura promedio (Phillips *et al.* 2010).

Un estudio a largo plazo que monitoreó parcelas de bosque a lo largo de la cuenca reportó los efectos de esta inusual sequía en el crecimiento del bosque (Phillips *et al.* 2009). La sequía afectó el incremento neto de la biomasa en las parcelas monitoreadas. Antes de la sequía del 2005, el 76 por ciento de las parcelas ganaban biomasa, pero durante el 2005 solo el 51 por ciento mostró incrementos. Las parcelas donde el déficit de humedad fue más severo mostraron claras pérdidas netas de biomasa. En las parcelas donde el déficit hídrico fue más largo y severo de lo normal, la tasa de acumulación de biomasa leñosa sobre el suelo se redujo en 2,39 toneladas/ha/año, mientras que en 15 parcelas que no fueron afectadas por la sequía, la ganancia en biomasa no se redujo. La mortalidad de árboles grandes fue relativamente más alta.

Los autores también registraron los tipos de árboles más afectados por la pérdida de biomasa: los árboles de madera liviana y crecimiento rápido son especialmente vulnerables a la formación de cavidades y falta de carbono. Esta vulnerabilidad

Continúa

Recuadro 7 continuación

ha provocado un cambio en la composición de especies que muy probablemente traerá consecuencias significativas para la biodiversidad de la región. Ya se están haciendo estudios para evaluar los impactos de la sequía en especies claves de la fauna. En la Reserva Nacional Pacaya-Samiria, Perú, la población de delfines rosados (*Inia geoffrensis*) se ha reducido en un 47 por ciento y la de delfines grises (*Sotalia fluviatilis*) en 49 por ciento. El Dr. Richard Bodmer, de DICE y WCS asegura que “los delfines han debido abandonar sus hábitats en el río Samiria para encontrar refugio en los canales amazónicos” (Earthwatch Institute, 2010). La disminución en el número de delfines se relaciona directamente con el tamaño de las poblaciones de peces, severamente afectadas por los bajos niveles de los ríos amazónicos.

Los esfuerzos para reducir la tasa de deforestación han tenido éxito en los últimos años, especialmente en Brasil, pero las emisiones provocadas por la sequía y los incendios forestales podrían generar un retroceso. Mediante el análisis de 16 diferentes modelos de predicción del cambio climático en el próximo siglo, Asner, Loarie y Heyder (2010) concluyen que el 37 por ciento de la Amazonia podría ser afectada por temperaturas más altas y modificaciones en los patrones de lluvias que forzarían a plantas y animales a adaptarse, emigrar o morir. Si se evalúan las actividades del desarrollo humano, como la tala y conversión de bosques a terrenos agrícolas, la proporción de plantas y animales afectados llegaría al 81 por ciento.

Análisis científicos de la sequía del 2005 indican que la producción primaria neta (cantidad de carbono atmosférico extraído de la atmósfera por la fotosíntesis) se redujo significativamente, lo que posiblemente sea la causa del incremento en los niveles de CO² registrados en ese año. Según Lewis *et al.* (2011), en el 2010 y 2011 los bosques amazónicos no habrían logrado absorber los

1 500 millones de toneladas de carbono que normalmente fijan. Por otra parte, la muerte de los árboles habría liberado enormes cantidades adicionales de CO² a la atmósfera.

Por lo general, los chimpancés viven en comunidades fisión-fusión y podrían adaptarse a grupos más pequeños. Los gorilas, por su parte, tendrían que cambiar hacia una dieta más frugívora pero, dado que ya viven en grupos pequeños, podrían ser más vulnerables a la extinción local debido a su incapacidad para crear vínculos sociales efectivos y a la disponibilidad limitada de hábitats apropiados. A la larga, esto afectará la supervivencia de los animales a nivel individual y comprometerá el futuro de la especie como un todo (Dunbar 1998; Lehmann, Korstjens y Dunbar, 2010).

Los herbívoros y frugívoros que ya están sufriendo la escasez de agua, sufrirán además la reducción en la disponibilidad de plantas para comer. Los carnívoros y carroñeros se podrían beneficiar con un corto periodo de bonanza con los animales debilitados o muertos pero, a largo plazo, enfrentarán la disminución en las poblaciones de sus presas. En los bosques nubosos montanos –uno de los ecosistemas forestales más susceptibles aun a cambios leves en el clima, las pérdidas de biodiversidad ya se asocian con el cambio climático (p.ej., Pounds 1997).

Los impactos del cambio climático se sumarán a otras presiones antrópicas sobre los bosques tropicales y las exacerbarán, pero la medida del impacto variará de una

región a otra. Mediante el análisis de nuevos datos de deforestación y proyecciones de cambio climático, Asner, Loarie y Heyder (2010) llegaron a la conclusión de que, *“En la Amazonia, una combinación de cambio climático y uso del suelo hace que el 81 por ciento de la región sea susceptible a un rápido cambio de vegetación. En el Congo, la tala y el cambio climático podrían afectar negativamente entre el 35 y el 74 por ciento de la cuenca. Los cambios provocados por el clima juegan un papel más pequeño en Asia y Oceanía que en América Latina y África, aunque el uso de la tierra hace que entre el 60-77 por ciento de Asia/Oceanía sea susceptible a cambios mayores en la biodiversidad. Para el 2100, solo el 18-45 por ciento de la bioma permanecerá intacta”*.

No solo en los trópicos los bosques enfrentan cambios dramáticos. De ser ciertas las actuales proyecciones climáticas, en los bosques del oeste de los Estados Unidos, por ejemplo, habrá incendios forestales más severos y frecuentes, una mayor mortalidad de árboles, una mayor infestación de insectos y árboles debilitados (Westerling *et al.* 2006). El balance es negativo: la quema y descomposición de los árboles hará que se libere el carbono a la atmósfera, con lo que aumentarían los niveles de gases con efecto invernadero.

3.2.4 Sabanas, praderas y estepas

Las praderas cubren enormes extensiones en las zonas tropicales y subtropicales. Debido a su alta productividad, muchas han sido convertidas a terrenos de labranza a lo largo de los siglos o se han usado para la cría de ganado doméstico. Muchas praderas aparentemente naturales han sido sutilmente alteradas mediante el fuego o la caza selectiva. Las praderas están entre los ecosistemas menos protegidos del planeta. A lo largo del tiempo han cambiado tan drásticamente que, en muchos casos, los científicos siguen inseguros acerca de su historia ecológica.

Las sabanas y las estepas son básicamente ecosistemas de praderas en climas semiáridos. Por lo general se trata de zonas de transición entre otros tipos de ecosistemas y, si recibieran menos lluvia de la que actualmente reciben, se convertirían en desiertos. Si, por el contrario, la precipitación aumentara, se convertirían en praderas de pastos altos, matorrales o bosques. Las sabanas y las estepas son el hogar de ungulados que pastan y ramonean y de fauna variada (mamíferos pequeños, reptiles, pájaros e insectos), y son controladas por regímenes de incendios y pastoreo. Estos ecosistemas almacenan el carbono en el suelo; los regímenes de rotación son relativamente largos (de 100 a 10 000 años), por lo que los cambios se dan lentamente y son de larga duración (Parton *et al.* 1995).

Las sabanas, praderas y estepas se caracterizan por tener variaciones estacionales de precipitación. Las estepas presentan además, vientos fuertes y temperaturas extremas y son más áridas que las praderas y están dominadas por pastos cortos. Las plantas y ecosistemas de las estepas han desarrollado estrategias efectivas para sobrevivir bajo condiciones de estrés, como por ejemplo escasez de agua, temperaturas muy calientes o muy frías, sequías prolongadas y lluvias esporádicas. Por lo general, son resilientes a eventos climáticos extremos y a menudo se forman microhábitats que son fuentes esenciales de nutrientes para las especies de la fauna (FAO, 2010b).

A medida que se incrementarán las temperaturas en el mundo, los hábitats de sabanas, praderas y estepas cambiarán su distribución en dirección a los polos: los bosques podrían transformarse en ambientes parecidos a las praderas o a las estepas, pues los incendios más frecuentes y calientes suprimirían el crecimiento arbóreo (Briggs, Knapp y Brock, 2002). Las praderas, por su parte, sufrirían fuertes invasiones de matorrales (van Auken, 2000). Un ecosistema se puede mantener como pradera, y no convertirse en bosque o matorral, debido a particularidades de temperatura, lluvia, frecuencia de incendios y pastoreo, aunque muchas de ellas se mantienen sin árboles por la intervención humana. Algunos de los regímenes de manejo se han mantenido por tanto tiempo que las especies silvestres ya no se logran adaptar. En consecuencia, en las praderas, los impactos del cambio climático y de la intervención humana son difíciles de separar y su destino en las próximas décadas dependerá de las presiones del desarrollo y de la agricultura.

Las características estacionales de las sabanas, praderas y estepas regulan la ocurrencia de incendios y la presencia de rebaños de herbívoros migratorios. El fuego controla de manera natural la producción de pastos en estepas y sabanas; los productores usan con frecuencia el fuego como práctica de manejo para mantener la productividad de los ecosistemas. La lluvia es un factor importante para determinar la dinámica de las especies migratorias. En las sabanas africanas, por ejemplo, la reproducción, supervivencia y desplazamiento de los ungulados responde a las fluctuaciones de la lluvia (Ogutu *et al.* 2008). Las sequías tienen, entonces, un efecto importante en los herbívoros de la sabana: las especies residentes en el ecosistema Mara-Serengueti se han reducido en un 58 por ciento en los últimos 20 años debido a los efectos de la sequía en la vegetación (Ottichilo *et al.* 2000); la sequía



ADRIANA CÁCERES CALLEJA

El aumento en la frecuencia y severidad de las sequías causa la muerte masiva de herbívoros.

del 2009 en el Amboseli redujo las poblaciones de ñus (*Connochaetes taurinus*) y cebras (*Equus quagga*) en 70 por ciento y 95 por ciento, respectivamente (Kenya Wildlife Service *et al.* 2010). (Recuadro 24). Los grandes mamíferos que habitan en esos ambientes se han adaptado a la estacionalidad de los recursos en la pradera, por lo que a menudo emprenden migraciones a grandes distancias. La más famosa es la migración del ñu en el ecosistema Mara-Serengueti. En muchos casos, en estas jornadas cruzan límites nacionales, lo que implica que las actividades de conservación se debieran coordinar mediante acuerdos internacionales como la Convención sobre las Especies Migratorias del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA).

Las praderas contienen el 10 por ciento del carbono almacenado en la biosfera, principalmente en los suelos (Nosberger, Blum y Fuhrer, 2000). La degradación de las praderas puede provocar la rápida liberación de ese carbono, tal como se comprobó en China recientemente (Xie *et al.* 2007). De acuerdo con investigaciones en el Reino Unido, el incremento en los niveles de CO² podría causar un balance negativo al degradarse cada vez más los ecosistemas, con el consecuente aumento de las emisiones (Bellamy *et al.* 2005). Las praderas templadas son consideradas el ecosistema terrestre más alterado del planeta y, en la mayoría de los continentes, se encuentran en grave peligro. Solo el 4 por ciento de ellas se encuentran bajo algún régimen de protección. De hecho, de los 14 biomas del mundo, las praderas son el menos protegido. En la actualidad, la restauración de las praderas templadas es uno de los principales focos de la conservación (Henwood, 2010).

En muchas praderas el balance neto de carbono depende de su estado. Una investigación en ocho pastizales de Norteamérica encontró que, aunque casi todos los sitios podrían ser sumideros o fuentes de carbono, dependiendo de los patrones climatológicos anuales, cinco de ellos eran típicos sumideros del CO² atmosférico. Hay factores que complican el panorama, algunos de ellos relacionados con el cambio climático. Las sequías, por ejemplo, tienden a limitar la captación de carbono y, en tales condiciones, aun los sitios más productivos se pueden convertir en fuentes de carbono (Svejcar *et al.* 2008). Los factores más determinantes parecen ser la duración de la luz diurna y la precipitación.

El cambio climático afecta la productividad de la vegetación y la composición de especies en las praderas (Weddell, 1996). La sequía, en particular, provoca un cambio hacia especies vegetales menos productivas y más tolerantes a la falta de agua (Grime *et al.* 2008). Este cambio, afecta a su vez la presencia y conducta de las especies animales que se alimentan de dicha vegetación, generando a menudocolapsos en las poblaciones de las especies de fauna, tal como se ha registrado en el Parque Nacional Gonarezhou, en Zimbabue, donde 1 500 elefantes africanos (*Loxodonta africana*) murieron debido a una severa sequía entre 1991 y 1992 (Gandiwa y Zisadza, 2010). Los cambios registrados en los ecosistemas de praderas incluyen temperaturas más altas y menor cantidad de lluvias en verano, mayores tasas de evaporación, menor humedad en el suelo y aumento en la frecuencia y severidad de las sequías. La reducción en la cantidad de lluvia también influye en los regímenes de los incendios (es decir el patrón, frecuencia e

RECUADRO 8

La sabana de alcornoques del Mediterráneo y su rica biodiversidad enfrentan un estrés cada vez mayor

La región del Mediterráneo, uno de los centros de alta biodiversidad (*hotspots*) del mundo, alberga extensiones cubiertas de alcornoques. Esta especie, endémica del oeste del Mediterráneo, llega hasta Argelia, Francia, Italia, Marruecos, Portugal, España y Túnez. Estas sabanas son un buen ejemplo del desarrollo de las funciones económicas, sociales y ambientales de los bosques de la región.

La rica biodiversidad presente en las sabanas de alcornoques incluye muchas especies endémicas de fauna, amenazadas o poco frecuentes. Por esta razón, han entrado al Anexo I del Directorio de Hábitats de la Unión Europea. El manejo humano ha favorecido la heterogeneidad de hábitats y ha permitido la formación de una estructura tipo mosaico y una gran biodiversidad. La estructura de árboles ralos y la matriz de malezas/pasturas en las sabanas de alcornoques manejadas –como ocurre en la península Ibérica, por ejemplo sustentan a varias especies de interés para los conservacionistas; entre ellas, el buitre negro euroasiático (*Aegypus monachus*), especie casi amenazada, el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) especie en estado vulnerable, y el linco ibérico (*Lynx pardinus*) especie en peligro crítico (BirdLife International 2008, 2009; von Arx and Breitenmoser-Wursten, 2008). El ciervo de Berbería (*Cervus elaphus barbarus*), casi amenazado solo se encuentra en los bosques de alcornoque en el límite entre Argelia y Túnez (UNEP-WCMC, 2005). Las sabanas mediterráneas de alcornoque también son importantes para las poblaciones de aves pues sus bellotas son parte importante de la dieta de más de 70 000 grullas (*Grus grus*) que pasan el invierno en la península Ibérica (Díaz *et al.* 1997); la sabana de Maamora en Marruecos es el hogar de al menos 160 especies de aves (Thévenot, Vernon y Bergier, 2003).

Hasta hace poco tiempo, los bosques mediterráneos –incluyendo las sabanas de alcornoque eran reconocidos por su extraordinaria resiliencia y capacidad de adaptación a las perturbaciones naturales. Resistentes a la sequía y resilientes, los alcornoques –al igual que otras especies del Mediterráneo se han adaptado a un clima que puede variar sustancialmente a lo largo del año (Pereira, Correia y Joffre, 2009). La modelación del clima para el Mediterráneo sugiere que la temperatura media se incrementará entre 2 °C y 4,5 °C sobre el promedio actual, y que la precipitación promedio podrá disminuir hasta un 10 por ciento en invierno y 20 por ciento en verano (IPCC 2007). Los periodos de sequía más intensos en el verano y las temperaturas promedio más altas crearán condiciones de estrés para muchas especies de plantas y animales. Además, la falta de manejo en áreas abandonadas en el norte (debido a la reducción en el mercado de tapones de corcho) y la sobreexplotación de recursos en el sur, debido principalmente al sobrepastoreo, reducirán la resiliencia de las sabanas de alcornoque a las perturbaciones naturales, como los periodos de intensa sequía. Estas condiciones provocarán la muerte de los árboles y aumentarán el riesgo de incendios descontrolados.

intensidad de los incendios), que afectan la supervivencia de semillas en el suelo y, por lo tanto, regulan la productividad de los pastos (Gandiwa y Kativu, 2009). Las sequías también matan muchos árboles y especies suculentas y afectan la variación en los ciclos de vida de las especies sobrevivientes; en consecuencia, se reducen las poblaciones de pájaros y de otras especies de la fauna que dependen de esas plantas (Gandiwa y Zisadza, 2010). Los cambios en temperatura y/o precipitación ya han provocado cambios considerables en períodos cortos (1-2 años) en la distribución de especies de aves en las praderas, cuyas poblaciones tienden a reducirse como consecuencia del cambio climático. Es de esperar, entonces, que el cambio climático va a acelerar las tendencias ya existentes de disminución en las poblaciones de aves (North American Bird Conservation Initiative and US Committee, 2010).

4. Consecuencias del cambio climático

4.1 ECOSISTEMAS Y PAISAJES ALTERADOS

El IPCC ha pronosticado que, como resultado de los cambios en los patrones de precipitación y temperatura global, “en el transcurso de este siglo, la *resiliencia* de muchos ecosistemas (su capacidad natural de adaptación) probablemente se verá superada por una combinación sin precedentes de cambios en el clima y en otros motores de cambio global (especialmente, cambio de uso de la tierra y sobreexplotación), si las emisiones de gases con efecto invernadero y otros cambios continúan con el ritmo que actualmente llevan. Para el 2100, los ecosistemas se verán expuestos a niveles de CO² atmosférico sustancialmente más altos que en los pasados 650 000 años, y a temperaturas más altas que las de los últimos 740 000 años. Esto alterará la estructura, reducirá la biodiversidad y perturbará el funcionamiento de la mayoría de los ecosistemas; a la vez que comprometerá los servicios que esos ecosistemas ofrecen actualmente” (Parry *et al.* 2007).

Se pueden identificar cuatro grandes respuestas ecológicas:

1. Cambios geográficos mayores (la expansión de los bosques boreales hacia la tundra, la expansión de la vegetación arbustiva en las praderas, etc.).
2. Cambios mayores en la composición debido a las grandes modificaciones climáticas (de bosque húmedo a seco, de praderas áridas a desierto, el cambio en el nivel del pH del mar).
3. Cambios mayores en los patrones de perturbaciones (más incendios, más sequías y más inundaciones).
4. Pérdida de especies debido a los desajustes en el calendario de las especies, a la competencia con especies nuevas en el ecosistema y al estrés directo.

Algunas de las implicaciones de estos cambios se analizan en las secciones siguientes. En general, los hábitats y especies más amenazados son aquellos que no tienen a dónde ir. Entre ellos están las comunidades en las cumbres de montañas, las especies que viven en fragmentos aislados de hábitat, las especies insulares y las que quedan atrapadas al subir el nivel del mar sin posibilidad de emigrar a la tierra firme.

Se han observado numerosos cambios en la distribución y abundancia de comunidades de plantas y tipos de hábitats. Hay cada vez más evidencias provenientes de todo el mundo de que las especies y ecosistemas se están transformando debido al cambio climático (Walther *et al.* 2002). Muchos de esos cambios son cíclicos y, por lo tanto, son más evidentes en latitudes templadas donde el inicio de las estaciones se puede monitorear fácilmente. En muchos países se han observado cambios en los patrones migratorios (Parmesan, 2006). En los trópicos,

algunos cambios son más evidentes en las regiones montañosas, donde las franjas de vegetación podrían estar subiendo por el incremento de la temperatura. En Costa Rica, por ejemplo, los cambios en la precipitación atribuidos al cambio climático se han relacionado con las epidemias de hongos y con una catastrófica disminución en las poblaciones de anfibios y lagartijas anolis (*Norops* sp.; Pounds, Fogden y Campbell, 1999).

Además de los efectos directos producidos por la variación de la temperatura o de la precipitación sobre los ecosistemas, la respuesta humana al cambio climático también causa un impacto. La intención de reducir nuestra dependencia de los combustibles fósiles, por ejemplo, hace que se incremente la demanda por los biocombustibles. Algunos temen que esto conducirá a que aumente la competencia por los terrenos donde se cultivan los alimentos, con el consiguiente riesgo para la seguridad alimentaria, especialmente de los más pobres (Recuadro 9). La pérdida de cultivos debido a los cambios climáticos hará que se deforesten nuevos terrenos actualmente bajo cobertura natural o seminatural. Además, las condiciones más calurosas inducirán a que se busque cultivar en las faldas de las montañas o a mayores altitudes.

RECUADRO 9

El incremento en la demanda de biocombustibles provoca la conversión masiva de los bosques

La demanda global por ciertos cultivos ha sido impulsada en los últimos años, debido a que algunos gobiernos se han puesto como meta reemplazar un porcentaje de los combustibles fósiles usados cada año por biocombustibles. A nivel mundial, los niveles de CO² se incrementan porque la quema de carbón, gas y petróleo emite a la atmósfera el carbono que las plantas fijaron hace millones de años. En teoría, la energía producida con biomasa y los vehículos alimentados con bioetanol producido a partir de maíz (*Zea mays*) o caña de azúcar (*Saccharum* spp.) y biodiesel de aceite de palma (*Elaeis guineensis*) o de semilla de colza (*Brassica napus*) son menos dañinos para el ambiente porque, aunque también generan CO², este proviene de plantas que forman parte del ciclo actual de carbono (es decir el carbono que poseen fue recientemente tomado de la atmósfera por fotosíntesis). Las cuentas del carbono, sin embargo, incluyen todas las emisiones resultantes de la producción del biocombustible –una tarea que ejecuta el programa Evaluación del Ciclo de la Vida. Donde se han destruido bosques naturales para instalar plantaciones de cultivos para la fabricación de biocombustibles, se estima que las emisiones resultantes a mediano plazo son mayores a aquellas producidas en el caso que se hubiera continuado a usar combustibles fósiles. El tiempo de reemplazo (tiempo que se tarda en reemplazar el carbono que se liberó durante el establecimiento de la plantación) es crítico (UNEP, 2009a). Para algunos ecosistemas, ha sido calculado 420 años como el tiempo de reemplazo antes de que el biocombustible “pague” la deuda de carbono en que se incurrió con la instalación de plantaciones bioenergéticas (Fargione et al. 2008). El desplazamiento de cultivos alimentarios para producir biocombustibles intensifica la presión sobre los ecosistemas naturales y exacerba la escasez de alimentos.

Continúa

Recuadro 9 continuación

En el futuro, parece probable que la madera se convertirá en una materia prima cada vez más importantes para la producción de biocombustibles. Si los bosques convertidos en plantaciones se ubican en turberas, como el hábitat del orangután en algunas partes de Indonesia, las emisiones resultantes de gases con efecto invernadero serán aun más impresionantes. No solo se liberará el carbono secuestrado en los bosques sino que, al secarse las turberas, estas se descompondrán y liberarán el carbono almacenado a lo largo de miles de años (Page et al. 2011). Las emisiones provenientes de estas fuentes son las principales responsables de que Indonesia sea el tercer gran emisor de gases con efecto invernadero, después de Estados Unidos y China, no obstante tenga una industria relativamente pequeña. La UNEP concluye: *“La producción y uso de biocombustibles de aceite de palma en turberas deforestadas de los trópicos (...) puede provocar un aumento significativo en las emisiones de gases con efecto invernadero: hasta 2 000 por ciento o más, en comparación con los combustibles fósiles. Esto se debe principalmente a la liberación de carbono de los suelos y de las tierras. Sin embargo, si los cultivos de palma aceitera o de soya se establecieran en terrenos degradados o abandonados, se tendría una contribución positiva contra la emisión de gases con efecto invernadero”* (UNEP, 2009a).

La presión económica para que se incremente la producción de biocombustibles sigue liderando la conversión de los bosques. En Sarawak, Malasia, donde ya existen casi un millón de hectáreas de bosque tropical convertidas en plantaciones de palma aceitera, el gobierno planea doblar sus plantaciones a 2 millones de ha para el 2020. (Wong, 2010). El Ministro Malayo de Desarrollo, Datuk Seri James Masing, declaró que las plantaciones se instalarán principalmente en terrenos en los que tienen derechos ancestrales las comunidades indígenas y los cuales cubren 1.5 millones de ha. Esto ha generado conflictos entre los industriales y los usuarios tradicionales del bosque, como los Penan. Según este informe, el gobierno ya ha aprobado más de 720 000 ha de terrenos bajo derechos consuetudinarios para esta empresa conjunta. Un nuevo estudio económico (Wich et al. 2011) asegura que el valor del carbono fijado por hectárea en el hábitat del orangután es hasta tres veces más alto que lo que se obtendría con las plantaciones de palma aceitera.

RECUADRO 10

Las altas montañas de África Oriental no solo pierden sus casquetes glaciares

Las montañas de África Oriental juegan un papel crucial en la provisión de agua potable; sin embargo, varias de ellas ya se encuentran en peligro debido al cambio climático.

El área de captación en la parte alta del monte Kenia abarca la zona afro-alpina protegida por el Parque Nacional Monte Kenia (cerca de 70 000 ha) y la Reserva Forestal Nacional Monte Kenia (cerca de 200 000 ha). Esta amplia zona es una de las cinco fuentes de agua potable que abastecen a la población del país, y es, además, el hogar de una biodiversidad de importancia nacional y global. Seis especies de grandes mamíferos, escasas o amenazadas, habitan allí: la población más grande de elefantes

Continúa

Recuadro 10 continuación

africanos (*Loxodonta africana*) que viven en bosques; el rinoceronte negro (*Diceros bicornis*), de los que solo quedan unos pocos individuos; el leopardo (*Panthera pardus*); el hilóquero (*Hylochoerus meinertzhageni*), un cerdo salvaje de gran tamaño; el bongo de montaña (*Tragelaphus euryceros isaaci*), una especie de antilope africano en peligro crítico y el duiker de frente negra (*Cephalophus nigrifrons hooki*). También hay muchos ungulados, primates, carnívoros y pequeños mamíferos, y 53 de las 67 especies de aves presentes en los biomas de tierras altas africanas que existen en Kenia. Entre ellas, el poco conocido y amenazado estornino de Abott (*Cinnyricinclus femoralis*); (Kenya Wildlife Service, 2010; Bird Life International, 2011).

Las áreas protegidas en el área de captación alta están separadas del área de captación media por zonas de transición y de amortiguamiento de uso múltiple a lo largo del perímetro externo de la Reserva Nacional. La integridad de todo el ecosistema tiene beneficios directos para el uso agrícola de las áreas alrededor, si se protegen de la degradación y la erosión y sus severos impactos negativos como: sedimentación, deslaves y pérdida de fertilidad de los suelos. Algunos estudios han calculado que la presencia del bosque en el monte Kenia (Categoría II, 58 800 ha y Reserva de la Biosfera, 71 759 ha) ha ahorrado a la economía del país más de 20 millones de USD. mediante la protección de las áreas de captación de dos de los principales sistemas fluviales del país: los ríos Tana y Ewaso Ngiro (Emerton, 2001).

El cambio climático empieza a afectar las áreas de captación en el monte Kenia, lo cual se muestra con la reducción de los casquetes glaciares y la disminución en la cantidad de lluvia. Durante el siglo XX, los glaciares del monte Kenia perdieron el 92 por ciento de su masa y en los últimos años se han reducido drásticamente tanto en volumen como en extensión. En el pasado reciente, el derretimiento de la nieve alimentaba los ríos y mantenía la humedad en el área de influencia, con lo que se moderaba la época seca. En la actualidad, los periodos de derretimiento de la nieve son más cortos y ocurren anticipadamente, lo que trae consecuencias para los ríos y manantiales: el caudal se reduce en la época seca y la tierra se vuelve más seca e improductiva. El bosque se ve afectado por incendios más frecuentes, en tanto que la regeneración de la vegetación se vuelve más lenta. Según los campesinos locales, esta situación hace que aumenten los conflictos entre los humanos y la fauna silvestre debido a la proximidad de los asentamientos humanos a las áreas protegidas (UNEP 2009b).

La falta de agua de deshielos y la degradación de la vegetación ha hecho que la fauna silvestre emigre aguas abajo en busca de agua y alimento; en consecuencia, los conflictos son ahora la preocupación principal de los miembros de la Asociación para la Conservación de los Bosques del Este del Monte Kenia, en el distrito de Meru South (IFAD, 2009).

Ante esta situación, el Fondo Internacional para el Desarrollo Agrícola del Proyecto Piloto Monte Kenia del Este, comprometido con el manejo de los recursos naturales y con un proyecto asociado financiado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) están impulsando diversos mecanismos para reducir los conflictos entre la fauna silvestre y los seres humanos por el uso de los recursos y para limitar los daños a los cultivos agrícolas. Estas medidas incluyen el desarrollo de una estrategia a largo plazo de corredores para la migración y el establecimiento de barreras para

Recuadro 10 continuación

la fauna –por ejemplo, el uso de cercas eléctricas alimentadas por energía solar y la formación de capacidades en las comunidades para que les den el mantenimiento necesario. También se están tomando medidas para rehabilitar ciertas áreas naturales y plantaciones forestales, y se está dando capacitación al personal del Servicio de Áreas Silvestres de Kenia para que sean capaces de resolver los conflictos. Estas medidas ayudarán a la interacción pacífica entre la fauna y las comunidades en los alrededores de las áreas protegidas (FIDA, 2009; FMAM, 2004; República de Kenia, 2002).

En la vecina República Unida de Tanzania, los bosques montanos del Kilimanjaro son dominados por vegetación perennifolia de bosque nuboso que –mediante la interceptación de neblina y filtración hacia aguas subterráneas y/o corrientes juega un papel determinante para la provisión de agua a los ecosistemas aguas abajo. En los últimos 70 años, el Kilimanjaro ha perdido más de un tercio de su cobertura arbórea debido a la deforestación en las partes bajas y a la quema en las partes altas; en las últimas tres décadas, los incendios causados por el cambio climático han provocado la pérdida de casi 150 km² de bosques (Hemp, 2009).

Un estudio sobre los cambios de vegetación en las laderas del Kilimanjaro durante los últimos 30 años, a partir de parcelas fijas y análisis de imágenes de satélite revelaron cambios en los regímenes de los incendios. El fuego altera la composición de especies y la estructura de los bosques, lo que está afectando a los ecosistemas del Kilimanjaro de manera más severa que el derretimiento de los glaciares. De hecho, en condiciones naturales, los bosques del Kilimanjaro por encima de los 1 300 m reciben casi 1 600 millones m³ de agua al año: el 95 por ciento proviene de la lluvia y el 5 por ciento de la interceptación de la neblina. Como resultado, cerca de 500 millones m³ de agua (31 por ciento) se filtra hacia las aguas subterráneas o a las corrientes. Los cambios en la composición de la vegetación y en los regímenes de precipitación han reducido los bancos de niebla casi a cero. La pérdida de 150 km² de bosques desde 1976 debido a los incendios representa una pérdida anual estimada en 20 millones m³ de agua captada de la niebla. Esto equivale al abastecimiento anual de agua de 1.3 millones de personas que habitaban en la región del Kilimanjaro (13 209 km²) en el 2002 (Hemp, 2009; National Bureau of Statistics, 2006).

Los datos meteorológicos existentes sugieren que la precipitación media anual en el área se redujo en un 39 por ciento en los últimos 70 años, y que las temperaturas máximas diarias se incrementaron a razón de más de 2 °C por década. Junto con la mayor radiación solar resultante de la disminución de la cobertura nubosa, estos factores son responsables de la intensificación de los incendios (Hemp, 2009).

El fuego no solo transforma la cobertura del suelo sino que también mantiene los nuevos tipos de suelo, con lo que cambia completamente la composición de especies vegetales y el papel que juegan en el ecosistema. Debido a la reducción de las precipitaciones en las principales zonas nubosas, el fuego ha provocado una fuerte discontinuidad en la composición y estructura de los bosques subalpinos de 20-30 m de alto, a 2800-3000 m de altitud. Especies no nativas, como *Erica excelsa*, se han vuelto dominantes y forman densos rodales monoespecíficos de 10 m de altura. Es claro que la disminución de las lluvias trae implicaciones significativas en la fauna nativa, aunque todavía no han sido bien estudiadas. La mayoría de los incendios ocurren debido al descuido humano (p.ej. los colectores de miel o los cazadores furtivos), pero no serían tan devastadores si el clima no fueran tan seco (Hemp, 2009).

Las islas son las que están en mayor riesgo por los cambios en el uso de la tierra, tanto si están rodeadas por agua o por un hábitat terrestre diferente, pues no cuentan con las posibilidades de que las especies se puedan mover hacia otros lugares. Las actividades humanas aumentan fuertemente el nivel de riesgo por la reducción y fragmentación de los hábitats y por la consiguiente formación de islas ecológicas rodeadas por paisajes dominados por actividades humanas, tales como terrenos agrícolas o plantaciones forestales intensivas. Para muchas especies, y de hecho, para comunidades ecológicas completas, estas barreras construidas por el hombre (físicas, químicas y ecológicas) restringen a corto plazo el movimiento natural de animales individuales y el cambio gradual de poblaciones de plantas y pequeños animales territoriales a mediano plazo.

Las inundaciones costeras y la salinización constituyen otro de los efectos del cambio climático a nivel de paisaje, a medida que sube el nivel del mar. Los ecosistemas terrestres de tierras bajas en los trópicos estarán cada vez más expuestos a las tormentas a medida que los arrecifes coralinos desaparezcann. El deterioro de los arrecifes es el resultado de la acidificación del océano y del blanqueamiento del coral debido a la presencia de CO² disuelto en el agua, así como al incremento en la temperatura del agua superficial (Hays, Richardson y Robinson, 2005).

4.2 CAMBIOS EN LA DISTRIBUCIÓN, COMPOSICIÓN E INTERACCIONES ENTRE LAS ESPECIES

La distribución de las especies está determinada por la temperatura, la lluvia, las barreras geográficas y otros factores ecológicos –como las formaciones geológicas subyacentes que no serán afectados por el cambio climático. En lugares donde la temperatura y la precipitación son los principales factores limitantes para la distribución de una especie, se puede anticipar que los mapas de distribución cambiarán igualmente. A medida que en cada estación, las isotermas del hemisferio norte se mueven más hacia el norte y las del sur más hacia el sur, las poblaciones de plantas y animales que buscan condiciones óptimas harán lo mismo, suponiendo que hay espacio para moverse y que la especie está en capacidad de hacerlo



ELAINE R. WILSON

La distribución del lúgano americano (Carduelis pinus) se ha movido hacia el norte en casi 58 km.

(Recuadro 11). Los individuos de especies animales con capacidad de movimiento pueden emigrar a medida que sus condiciones ecológicas óptimas cambian, pero las plantas y animales sésiles no. La distribución de aquellos con ciclos de vida relativamente cortos también avanzará pues la selección natural favorece a los que se ubican en el frente de las condiciones cambiantes y reduce las tasas de

RECUADRO 11

Las aves de Europa y Norte América muestran similares cambios hacia el norte

En el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, Thomas y Lennon (1999) compararon la distribución de pájaros entre 1968-1972 y 1988-1991. Ellos descubrieron que las especies del sur se habían movido hacia el norte, en un promedio de 18,9 km durante los 20 años de la evaluación (es decir 0,945 km/año). Este cambio fue válido para las especies del sur que incrementaron en número; las poblaciones que se redujeron también habían modificado su límite norte, pero un poco más al sur. Para las especies del norte, no hubo un cambio sistemático en una dirección u otra.

Con el mismo método, Brommer (2004) comparó la distribución de aves en Finlandia entre 1974-1979 y 1986-1989. Encontró que los pájaros del sur se movieron hacia el polo en aproximadamente la misma distancia (18,8 km) pero en la mitad del tiempo (12 años, a razón de 1,567 km/año). Esta diferencia indica que las especies norteñas de alta latitud –como las de Finlandia son más sensibles al cambio climático que las de Europa Central. Al igual que en el estudio de Thomas y Lennon (1999), las especies del norte no mostraron márgenes de cambio significativos.

Un patrón de cambio similar se ha detectado en Norteamérica. Hitch y Leberg (2007) compararon la distribución de aves entre 1967-1971 y 1998-2002. De nuevo, las especies del sur mostraron cambios más hacia el norte (2,35 km/año). El mayor margen de cambio en Norteamérica se puede deber al calentamiento más fuerte en el continente. Al igual que en los estudios británico y finlandés, las especies del norte no mostraron tendencias generales en los cambios de distribución.

Un estudio comparativo de la distribución de especies de aves en el estado de Nueva York, Estados Unidos, entre 1967-1971 y 1998-2002 es el único que ha encontrado cambios significativos en las especies del norte (Zuckerberg, Woods y Porter 2009). De las 44 especies norteñas evaluadas, 22 modificaron su límite sur hacia el polo en 11,4 km en promedio. Entre esas especies están el lúgano americano (*Carduelis pinus*), el tordo arrocero (*Dolichonyx oryzivorus*) y la reinita cachetigris (*Vermivora ruficapilla*), con cambios de límites de 57,5 km, 39,0 km y 15,0 km, respectivamente.

En general, estos estudios documentan el movimiento hacia el norte en la distribución de las especies de pájaros del sur provenientes de distintas regiones geográficas. Ese movimiento parece ser un fenómeno común, independientemente del hábitat, conducta migratoria y estrategias de alimentación. Dado que la temperatura influye en el desplazamiento y el éxito de la crianza, migración y distribución de especies, es muy probable que el cambio climático sea el factor que impulsa esos movimientos (Brommer, 2004; Thomas and Lennon, 1999).

supervivencia de los que habitan en el borde sub-óptimo del hábitat en movimiento. Es evidente que, en estas circunstancias se deberán reconsiderar los límites de las áreas protegidas, establecidos para proteger especies o hábitats en particular (p.ej., Hannah *et al.* 2007 para hábitats en México y Suráfrica).

Las especies arbóreas con tiempos de maduración muy lentos y estrechos rangos de temperatura óptima probablemente no sobrevivirán si la velocidad del cambio climático y de los cambios ecológicos asociados es más rápida que su ciclo de vida. Las plántulas en el borde correcto de la dirección de cambio probablemente crecerán pero no alcanzarán la edad reproductiva antes de que el incremento en la temperatura haga que se pierdan las condiciones óptimas.

La vegetación alrededor de las montañas tenderá a moverse montaña arriba, en respuesta al incremento en la temperatura, suponiendo que los patrones de lluvia no cambiarán significativamente (Recuadros 4 y 5). Esto provocará la extinción de especies endémicas adaptadas a las condiciones de cumbres aisladas que ya no tendrán a donde ir.

Tanto las barreras naturales como las construidas representan también un problema para el movimiento de las especies debido a las condiciones cambiantes. La mayoría de las especies terrestres en las islas no podrán emigrar –excepto pájaros, murciélagos e insectos voladores en busca de nuevos hábitats.

El incremento de la temperatura debido al cambio climático es responsable de la expansión de varias especies de insectos hacia mayores altitudes y hacia los polos y de cambios en la fenología estacional, lo que causa un mayor desarrollo y mayores tasas de alimentación. Dos tercios de las 35 especies de mariposas encontradas en Europa se han movido hacia el norte en rangos que van desde 35 km a 240 km (Parmesan *et al.* 1999). En la región del Mediterráneo, esto ha hecho que aparezcan plagas de insectos, como la procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*; Recuadro 17), en sitios nunca antes afectados (Battisti, 2008). El insecto ha logrado un alto desempeño y poca mortalidad debido a la desaparición de sus enemigos naturales en sus nuevas áreas de distribución y la existencia de especies hospederas nuevas o usuales. En las Montañas Atlas se han dado ataques severos de orugas de procesionaria en bosques de cedro. Este caso merece una especial atención por las implicaciones que pudiera tener en el manejo de los bosques y las plantaciones forestales en Europa, así como en los árboles ornamentales.

El cambio en la provisión de alimento para las especies de la fauna cambiará también la distribución de las especies, estimulando a algunas poblaciones y reprimiendo a otras. La disminución de caribús o renos (*Rangifer tarandus*) en partes de la región boreal norte es consistente con las predicciones sobre los impactos del cambio climático en la provisión de alimento (Vors y Boyce, 2009);(Recuadro 25).

4.3 CONFLICTOS EN LA INTERFAZ SERES HUMANOS-FAUNA SILVESTRE-GANADO

La resolución de conflictos entre la fauna silvestre y los humanos que comparten una misma área es un tema clave en el manejo de los recursos naturales y la vida silvestre. Las situaciones conflictivas se han acentuado en las últimas décadas al

aumentar la densidad de las poblaciones humanas y la usurpación de hábitats silvestres por parte de dichos pobladores (FAO, 2004; Lamarque *et al.* 2009). Las economías locales y los usos de la tierra son tradicionalmente los principales factores que provocan conflictos, particularmente en las comunidades rurales con economías de subsistencia. Donde se establecen plantaciones a gran escala, desaparecen la mayoría de las especies pero continúan los conflictos fauna silvestre-humanos a lo largo de cualquier hábitat natural sobreviviente.

Los conflictos son comunes en todas las áreas donde coexisten poblaciones humanas y silvestres y donde se comparten recursos limitados. El cambio climático incide indirectamente en la intensidad y frecuencia de tales conflictos al modificar los ambientes y su productividad y al favorecer algunas especies que causan problemas a los humanos. Lo anterior junto con el aumento de la densidad de las poblaciones humanas agrava los conflictos en todo el mundo (Recuadros 2, 3 y 10).

Los conflictos son aun más serios donde la ganadería y la agricultura son importantes para el sustento de las familias rurales. En las comunidades rurales de los países en desarrollo, la competencia con los animales salvajes por los recursos naturales es intensa y la gente es más vulnerable a las pérdidas económicas. Las sequías severas hacen que disminuya la productividad de los recursos naturales y además están asociadas con un considerable incremento de los conflictos fauna silvestre-humanos (Lamarque *et al.* 2009). Considerando las tasas de crecimiento de las poblaciones humanas, las tendencias del cambio climático y el incremento en la demanda por recursos y por acceso a la tierra, es claro que los conflictos fauna silvestre-humanos continuarán en el futuro.

En África, las áreas tradicionales de migración y dispersión de la fauna están ocupadas ahora por poblaciones humanas que han crecido exponencialmente. Debido a las condiciones climáticas cambiantes, los animales salvajes se trasladan a esas áreas y estallan los conflictos. La consecuencia normal es la muerte del animal. Los humanos también invaden las reservas silvestres en busca de recursos naturales –por lo general, forraje para el ganado con lo que se acrecientan los conflictos entre animales domésticos y salvajes.

Uno de los impactos fundamentales de estos cambios es la amenaza a la conectividad entre poblaciones silvestres. Por ejemplo, el Parque Nacional Nairobi sobrevive a la sombra de la ciudad capital de Kenia, con una población saludable de grandes mamíferos pero solo porque está interconectado con otros hábitats adecuados, como el Área de Conservación Kitengela y las llanuras de Athi-Kapiti. Sin embargo, la creciente presión agrícola está poniendo en riesgo la conectividad. Ya se han iniciado negociaciones para asegurar que los corredores silvestres se mantengan abiertos, pero las presiones son cada vez mayores.

La mitigación de conflictos entre seres humanos y animales exige de intervenciones en diferentes niveles, desde lo institucional hasta lo local y personal. Los animales domésticos no pueden ser dejados solos y deben ser protegidos mediante cercas y otras medidas eficientes. En los tiempos de mayores presiones por los recursos limitados, la capacidad de las comunidades rurales locales para coexistir con la vida silvestre se podría reducir sustancialmente (Dickman, 2008). Por lo general,

las pérdidas por ataques de carnívoros son menores que las causadas por otros factores, incluyendo la mortalidad natural de los animales domésticos. Sin embargo, la percepción del daño es mayor que la pérdida misma –particularmente cuando la gente está bajo presión por otros factores como los cambios en su ambiente– (Dickman, 2008).

Las temperaturas más calientes reducen la productividad de la vegetación en ambientes semiáridos; en estas áreas la fauna silvestre compite con los animales domésticos por agua y comida. En el norte de Kenia, las sequías más largas y frecuentes han devastado con las poblaciones de ganado de pastoreo en las últimas décadas, aumentando la presión por los limitados recursos disponibles, los cuales tienen que ser compartidos con la fauna silvestre (Conservation Development

RECUADRO 12

Las inundaciones agravan los conflictos entre agricultores y cocodrilos

Las regiones del sur de Malawi han sido afectadas fuertemente por inundaciones que han destruido poblados y cultivos. En 2010, el Departamento de Manejo de Desastres reportó que 14 distritos del país habían sido clasificados como zona expuesta a inundaciones y que el número de personas afectadas por las inundaciones había aumentado considerablemente desde 1990, con un 15 por ciento de la población rural viviendo actualmente en la periferia de alto riesgo a inundaciones (United Nations in Malawi, 2010).

El río Shire, único desagüe del lago Malawi, es la principal fuente de agua para la gente que vive en las riberas del río, pero es también el hogar de una importante población de cocodrilos del Nilo (*Crocodylus niloticus*). Las fuertes lluvias permitieron que los cocodrilos se desplazaran dentro de las áreas inundadas, cerca de los pueblos habitados. Las inundaciones del río Shire provocaron inundaciones que arrasaron con pequeñas aldeas, convirtiéndolas en pantanos que rápidamente fueron colonizados por los cocodrilos; haciendo imposible que los pobladores locales pudieran regresar y recuperar lo que había quedado de sus casas (Kalowekamo, 2000).

La presencia de los cocodrilos en el sur de Malawi ha sido desde hace tiempo una amenaza para los pobladores. Las autoridades habían autorizado la caza selectiva de 800 animales al año pero, después de firmar el Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora Silvestres (CITES), la caza se ha restringido a 200 al año. En consecuencia, los pobladores locales piensan que las autoridades gubernamentales no están haciendo lo suficiente para resolver este conflicto. Según la Resolución Conf. 11.16 de CITES sobre cría y comercialización de especímenes de especies transferidas al Apéndice II, criados en granjas, y con base en la experiencia exitosa de granjas de cocodrilos en el norte del país, el gobierno ha alentado el establecimiento de nuevas granjas en el sur de Malawi. Esto podría hacer que la amenaza que los cocodrilos representan actualmente para la población se convierta en una oportunidad para los empresarios locales. Dos de las cuatro granjas de cocodrilos establecidas en Malawi –una en el distrito de Thyolo y la otra en el distrito de Chikwawa han iniciado exportaciones en el 2011 (CITES, 2000; Semu-Banda, 2007; Tenthani, 2001).

Centre / International Institute for Sustainable Development and Safeworld, 2009). Esta situación ha reducido la tolerancia a los daños causados por la fauna silvestre y ha aumentado las represalias contra los predadores.

4.4 INCENDIOS FORESTALES

El cambio climático también será responsable por el aumento en la frecuencia y severidad de los incendios forestales. La temperatura, en particular, así como la humedad atmosférica, el viento, la sequía y las tormentas eléctricas tendrán todos una fuerte influencia en la ocurrencia de incendios forestales (BC Ministry of Forests and Range Wildfire Management Branch, 2009; Williamson, *et al.* 2009). Estos serán especialmente graves en las áreas donde ya constituyen una amenaza: el sur de África, las Américas, Australia y partes de Europa (Francia, Italia, Portugal y España) (Bosomworth y Handmer, 2007; Miller, 2007). Específicamente, el cambio climático aumentará la temporada de incendios, el número y severidad de eventos y la extensión del área quemada (BC Ministry of Forests and Range Wildfire Management Branch, 2009; Williamson *et al.* 2009; Wotton y Stocks, 2006). Se ha calculado, por ejemplo, que el área quemada en Canadá se incrementará entre 74-118 por ciento anualmente (Williamson *et al.* 2009), y que la temporada de incendios llegará hasta 30 días (Wotton y Stocks, 2006).

Los incendios no solo serán más intensos y frecuentes, sino que, además, se extenderán hacia ecosistemas que tradicionalmente no se incendiaban. Al no estar adaptados al fuego, estos ecosistemas sufrirán daños mayores y de más larga duración. Anualmente, el fuego consume millones de hectáreas de bosques en el mundo y causa la pérdida de biodiversidad y de vidas humanas y animales (FAO, 2005a). Si bien algunos bosques y pastizales han evolucionado positivamente en respuesta a incendios frecuentes debidos a causas humanas y naturales, y han logrado mantener su equilibrio dinámico y alta biodiversidad, otros son afectados negativamente, con la consecuente destrucción o degradación a largo plazo (Goldhammer 1998, 1999; FAO 2005a; Myers 2006).



JAE C. HONG/IAAP

Un venado bura (Odocoileus hermionus) trata de escapar de un incendio forestal.

RECUADRO 13
Los incendios desastrosos del 2009 fueron alimentados por el cambio climático

En febrero 2009, después de una sequía sin precedentes, Australia sufrió el incendio forestal más desastroso registrado en toda su historia. La mortal combinación de temperaturas abrasadoras y vientos secos del noroeste provenientes de las regiones desérticas del centro de Australia provocaron que los incendios se extendieran sobre 400 000 ha. Más de 2000 casas fueron destruidas y 173 personas murieron en la conflagración. Se piensa que murieron más de un millón de animales silvestres y 13 000 animales de granja como ovejas, ganado de carne y leche, cabras, aves de corral y cerdos. Muchos animales de compañía también perdieron la vida. Si bien no se logró determinar el impacto real de los incendios en los animales, es claro que las poblaciones de algunas de las especies de plantas y animales ya en peligro de extinción en Victoria fueron devastadas, por lo que su supervivencia a futuro es de pronóstico reservado. Además de los problemas de conservación, el fuego dejó innumerables animales severamente heridos. Muchos de ellos sufrieron quemaduras en sus patas traseras o delanteras, y muchos otros padecieron quemaduras más graves. La mayoría de estos animales fueron sacrificados, a menos que solo tuvieran quemaduras menores que les permitieran rehabilitarse rápidamente y ser liberados. Además, se presentaron miles de animales silvestres y jóvenes huérfanos que murieron de hambre y tantos otros que sufrieron por inhalación de humo, huesos rotos, daños en los ojos, conmociones y deshidratación (Kameniev, 2010; Voxy News Engine, 2009).

Los incendios forestales son comunes en Australia y son un factor que regula los ecosistemas naturales. La Convención Internacional de Protección Fitosanitaria declaró en el 2007 que los incendios en Australia, *"tenderían a aumentar en intensidad y frecuencia"* debido al incremento constante de las temperaturas durante las próximas décadas. Según un estudio del Gobierno australiano, para el 2020 se tendría un incremento superior al 65 por ciento en la cantidad de días de peligro extremo de incendio, en comparación con 1990. La reducción en la cantidad de lluvia en las regiones sureste, suroeste y central de Australia, los cambios en la velocidad de los vientos, el calentamiento continuo y la reducción de la humedad son condiciones que se deberán registrar en un futuro cercano. Estas condiciones probablemente acrecentarán el peligro de incendios y acortarán los intervalos entre eventos –especialmente en el sur de Australia. En particular, la vegetación esclerófila y la biodiversidad asociada en el sureste y suroeste estarán en mayor riesgo que la vegetación de sabanas arboladas en el norte de Australia (Steffen et al. 2009; Walsh, 2009; The Wilderness Society Victoria, 2009).

Se nombró una comisión para investigar las causas de incendios forestales devastadores. El informe resultante resaltaba la necesidad de actualizar las políticas nacionales de control de incendios forestales, incluyendo mejores sistemas para la detección de incendios y técnicas de control, así como monitoreo, alertas tempranas, prevención y preparación (2009 Victorian Bushfires Royal Commission, 2010). En cuanto a la fauna silvestre en el suroeste de Australia, uno de los colaboradores del informe concluyó que, *"Los cambios en los regímenes de incendios y la reducción*

Continua

Recuadro 13 continuación

de las precipitaciones podrían amenazar a especies particulares y tipos funcionales, especialmente a especies de plantas serótinas que no rebrotan (...) y endémicas de distribución restringida en las comunidades de plantas kwongan". Además agregó, "Las sinergias entre amenazas probablemente reforzarán las tendencias actuales de reducción de la biodiversidad y nos llevarán hasta puntos de inflexión mucho más rápidamente de los que suponíamos" (Yates, 2009).

Entre 1960 y el 2000, los incendios forestales quemaron en promedio 380 millones ha/año (rango de 270-570 millones ha/año) a nivel mundial (Schultz *et al.* 2008). Estos incluyen incendios generados por causas naturales como los rayos, y por causas humanas como las quemaduras para limpiar terrenos agrícolas que se salieron de control. Los incendios forestales también pueden provocar cambios en el clima a nivel regional. En bosques perennifolios tropicales, por ejemplo, un alto porcentaje del dosel es destruido a menudo por incendios de baja intensidad (Barlow *et al.* 2003; Cochrane y Schulze, 1999). Puesto que el agua de la transpiración constituye la mayor parte, si no la totalidad, de la humedad normalmente alta en los sistemas forestales tropicales (Makihara *et al.* 2000), la mortalidad de los árboles reduce la cantidad de agua transpirada y aumenta la tasa de secamiento en estos bosques (Holdsworth y Uhl, 1997), volviéndolos más susceptibles a nuevos incendios. Alrededor del 50 por ciento del agua de lluvia en la cuenca del Amazonas se puede reciclar como humedad evapotranspirada (Salati y Vose, 1984). La mortalidad de la vegetación provocada por el fuego, en consecuencia, puede hacer que el clima regional se vuelva más árido. Los aerosoles también interfieren con la precipitación normal y reducen la cantidad de lluvia (Ackerman *et al.* 2000; Andreae *et al.* 2004; Rosenfeld, 1999), con lo que este efecto se exacerba.

Algunos climatólogos piensan que las anomalías causadas por la Oscilación del Sur El Niño (ENSO, por sus siglas en inglés) se volverán más frecuentes a medida que los gases con efecto invernadero se continúen acumulando en la atmósfera (Timmermann *et al.* 1999; Trenberth y Hoar, 1997; Hansen *et al.* 2006). Un ENSO caliente provoca años húmedos, con mayor crecimiento de plantas herbáceas que alimentarán los incendios durante los años de La Niña (Miller, 2007). Estas anomalías causaron la sequía de 1998 con posteriores incendios en toda Indonesia y eventos similares en la Amazonia (Alencar, Nepstad y Vera Díaz, 2006; Cochrane *et al.* 1999; Cochrane y Laurance, 2002). Los incendios en el sotobosque podrían jugar un papel aun más importante en el futuro de los ecosistemas sensibles al fuego, a medida que eventos climáticos cada vez más extremos afecten a los bosques cada vez más degradados (Balch *et al.* 2008). Estos incendios también afectarán el ciclo hidrológico, la carga de contaminantes en la atmósfera y la dinámica de la circulación atmosférica (FAO, 2005a). Se sabe poco sobre la vulnerabilidad de los ecosistemas tropicales y subtropicales a los cambios antrópicos en el clima y la atmósfera. Un futuro con sequías severas más intensas y frecuentes podría crear las condiciones para que el fuego se extienda y se acorten los periodos de retorno en esos ecosistemas, lo que posiblemente causaría una mayor degradación de los bosques regionales.



MARK PARDEW/AP

*Un bombero ofrece agua a un koala (*Phascolarctos cinereus*) después de los desastrosos incendios en Australia.*

Los efectos de los incendios forestales en la fauna local también pueden ser severos. Los animales que se mueven lentamente son los que corren el mayor riesgo de morir por causa de las llamas y del humo. Escapar del incendio es solo el primer paso para la supervivencia. Al cambiar de hábitat, los animales desplazados podrían no encontrar alimento, o una fuerte competencia por territorio o acceso a refugio y, en consecuencia, morir de hambre o por depredación (Cochrane, 2002). Por ejemplo, los incendios en las sabanas causan poco impacto directo en las hormigas debido a su estructura colonial y de nidos subterráneos, pero sí son muy sensibles a los cambios en hábitat y microclima después del incendio (Anderson *et al.* 2003). No obstante, estos incendios y otros disturbios actúan como fuerzas selectivas a nivel de organismos individuales, ya sea directamente, al afectar su capacidad de mantener sus procesos vitales, o indirectamente, al alterar las condiciones de su hábitat (Gill, 1975, 1981; Noble y Slatyer, 1980, 1981; Rowe, 1983; Ryan, 2002). Para los individuos, los incendios pueden tener efectos benéficos, dañinos o neutrales. A nivel de comunidad, los efectos del incendio pueden ser uniformes en algunos tipos de ecosistemas o en regiones pequeñas. En muchos casos, sin embargo, la concentración de materiales combustibles hace que el comportamiento del incendio sea heterogéneo. La presencia de combustibles, a la vez, resulta en una supervivencia variable espacialmente y reclutamiento heterogéneo después del evento, lo que refuerza el cuadro original de concentración de combustibles (Bond y van Wilgen, 1996).

Como se ve, los incendios son uno de los motores claves de los ecosistemas. Si en verdad queremos entender el cambio climático, el manejo de la vida silvestre, la conservación de la biodiversidad y la salud y seguridad humanas, debemos mejorar

e integrar nuestros conocimientos sobre regímenes de incendios, herbivoría, clima, uso de la tierra y recursos económicos. La consolidación de ese conocimiento para diferentes ecosistemas y regiones geográficas sigue siendo un reto. Si no se logra resolver a corto plazo el desafío que la adaptación al cambio climático/incendios forestales significa, las amenazas para la sociedad y la naturaleza en años venideros simplemente serán mayores.

4.5 SALUD Y ENFERMEDAD DE LA FAUNA SILVESTRE

Se definen como ‘enfermedades infecciosas emergentes’ (EIE) las infecciones que han aparecido recientemente en una población o han existido desde antes pero cuya incidencia o distribución geográfica se ha incrementado rápidamente (Morens, Kolkers y Fauci, 2004). Desde 1940, la ocurrencia de EIE se ha aumentado significativamente y han aparecido más de 300 enfermedades infecciosas en humanos (Jones *et al.* 2008), la mayoría de ellas causadas por virus (Taylor, Latham y Woolhouse, 2001). Más del 60 por ciento de las EIE son de origen zoonótico (Jones *et al.* 2008) y en la última década del siglo XX las EIE zoonóticas constituyeron el 52 por ciento de todas las EIE (Taylor, Latham y Woolhouse, 2001). Entre las EIE zoonóticas que aparecieron desde la década de 1940, la mayoría de los eventos se originaron en la fauna silvestre (71,8 por ciento) y su incidencia continúa aumentando (Jones *et al.* 2008). El virus del Nilo occidental, SARS, y la influenza aviar altamente patológica son, evidentemente, enfermedades originadas en la fauna silvestre, que han atraído la atención de los medios de comunicación debido a su naturaleza transfronteriza y a los riesgos que significan para la salud pública. Se ha pronosticado que el cambio climático causará una evolución aun más rápida de las enfermedades, tanto entre humanos como entre otras especies de plantas y animales.

Las enfermedades juegan un rol vital en las comunidades ecológicas, ya que actúan como regulador de las poblaciones en muchos ecosistemas. A la vez, la biodiversidad de patógenos en las comunidades silvestres amortigua el impacto potencial de un solo patógeno sobre una especie dada en esa comunidad. Los patógenos y los animales han co-evolucionado a lo largo de los siglos, con periodos cíclicos de aparición de las enfermedades al aumentar el tamaño de la población hospedera; como resultado, se tiene un equilibrio preciso entre patógenos y hospederos. La estrategia óptima de un organismo patógeno no es matar a su hospedero, sino utilizarlo para sobrevivir, reproducirse y propagar su progenie. Cuando este equilibrio se rompe por cambios en el sistema ecológico, los patógenos pueden afectar negativamente a sus hospederos o invadir nuevas especies y ambientes

El concepto de salud ecológica a menudo se restringe a la salud vegetal –por ejemplo, en la definición de criterios e indicadores de manejo forestal. Sin embargo, el concepto debería abarcar la salud del ecosistema completo y, además, incluir la salud de la fauna y de la gente que depende de los recursos naturales. Este enfoque es consistente, por ejemplo, con la evidencia cada vez mayor de las estrechas interrelaciones entre salud humana y los bosques (p.ej., Colfer, 2008; Colfer, Sheil y

Kishi, 2006) y el reconocimiento de que estas conexiones podrían ser afectadas por el cambio climático (Menne, Kunzli y Bertollini, 2002). Hay bastante evidencia de que el cambio climático podría incidir en las enfermedades virales transmitidas por los murciélagos; además, se cree que el coronavirus del SARS, la fiebre ébola y la encefalitis nipah tienen que ver en alguna forma con cambios directos o indirectos en las relaciones entre la gente y los murciélagos que habitan en los bosques (González *et al.* 2008; Leroy *et al.* 2009).

Hay muchos factores que contribuyen a la aparición de patógenos; entre ellos, el rápido crecimiento de las poblaciones humanas y de ganado, la intensificación de la agricultura, la invasión a las áreas silvestres, la explotación cada vez mayor de la fauna y de los recursos naturales, la modificación de los paisajes y los ecosistemas y la globalización. Estos factores sin duda contribuyen a que aumente la virulencia de los patógenos, que invaden nuevas especies y se desplazan a nuevos nichos ambientales. El cambio climático también puede jugar un papel más o menos directo en la dinámica y ecología cambiante de las enfermedades en los sistemas naturales.

Tanto los patógenos como sus vectores dependen de factores climáticos, incluyendo temperatura y humedad, para su reproducción y supervivencia. Muchos de los organismos patógenos y vectores ectotérmicos, como los insectos, no se desarrollan ni sobreviven en temperaturas extremas y requieren rangos limitados de temperatura y humedad para su reproducción óptima. Los organismos patógenos toleran un amplio rango de temperaturas; algunos, como las influencias, “prefieren” la estación seca y fría y otros, los climas tropicales calientes. Los cambios en patrones de temperatura, estacionalidad y precipitación pueden tener un impacto significativo, especialmente a nivel de patógenos y de vectores en enfermedades transmitidas por vectores: parámetros abióticos que regulan los rangos bionómicos, de ciclo de vida y de distribución de insectos (Harvell *et al.* 2002). Las temperaturas más cálidas podrían hacer que aumente la incidencia de enfermedades al crecer las poblaciones de vectores y su distribución y al extenderse la duración de la estación durante la cual las especies vectoras infecciosas están presentes en el ambiente.

En las zonas templadas y de altitudes altas, por lo general el invierno es frío, lo que evita que muchos patógenos y especies de insectos logren sobrevivir durante todo el año (Reiter, 2001). Muchas nuevas EIE surgen en las regiones tropicales, donde las temperaturas son calientes y más apropiadas para el ciclo de vida de patógenos y vectores. Si se incrementan las temperaturas y/o las lluvias a nivel mundial, tal como lo pronostican los modelos de cambio climático, los patógenos y vectores normalmente restringidos a sitios cálidos de baja altitud podrán moverse a latitudes y altitudes antes inhóspitas, lo que pondrá en peligro a poblaciones hospederas indefensas.

Los cambios provocados por el clima en ecotipos y la alteración de los recursos que dependen del clima, como la cubierta vegetal, podrían hacer que los animales tuvieran que ajustar sus patrones de movimiento y migración hacia nuevos ecosistemas donde se pudieran encontrar o introducir nuevos patógenos (Altizer, Bartel y Han, 2011).

El cambio climático aumentará la frecuencia de los eventos climáticos extremos que inciden en los ciclos de enfermedades, lo que podría ser más importante que los cambios en las condiciones climáticas promedio (de La Rocque, Rioux y Slingenbergh, 2008). En el 2010, los brotes de fiebre Rift Valley, una enfermedad transmitida por los zancudos en África, mostraron correlación con las lluvias estacionales mayores al promedio y aparecieron aun con lluvias cortas muy fuertes. Muchos insectos vectores han mostrado incrementos explosivos en sus poblaciones debido al aumento en la cantidad de lluvia, particularmente después de largos periodos de sequía. Las inundaciones que acompañan a las fuertes lluvias pueden aumentar la propagación de patógenos transmitidos por el agua, con lo que una mayor cantidad de animales se ven expuestos a infecciones potenciales. Al contrario, la reducción de las lluvias y sequías puede hacer que los animales se congreguen alrededor de las fuentes limitadas de agua y alimento, con lo que aumenta la densidad de las poblaciones y la posibilidad de transmisión de patógenos y parásitos.

El cambio climático también puede afectar la capacidad de inmunización de los hospederos debido al estrés calórico o nutricional (Kelly, 1980). Si el incremento en las temperaturas o eventos climáticos extremos limitan la disponibilidad o abundancia de alimento (p.ej., una sequía que reduce la cantidad de pasto disponible), los animales se pueden volver más susceptibles a fuertes cargas de parásitos y a la mayor exposición y susceptibilidad a los patógenos. Una carga de patógenos mayor de lo normal, o coinfecciones con múltiples organismos, también pueden hacer que una especie de hospedero, normalmente resistente, sucumba a la enfermedad, tal como se observó con los leones del Serengueti (*Panthera leo nubica*); (Recuadro 14).

RECUADRO 14

Los leones africanos diezmados por patógenos influenciados por el clima

Aunque los leones africanos (*Panthera leo*) están ahora legalmente protegidos en todo su rango de distribución, fueron cazados de manera descontrolada en el pasado. Su ecología ha sido bien estudiada y se sabe que algunas poblaciones prosperan en ciertas áreas protegidas del África. Sin embargo, en muchas zonas, el número de individuos está disminuyendo debido principalmente a la expansión de la agricultura y a los consecuentes problemas por el control de los animales y, en algunas áreas, a la pobre regulación de la caza deportiva. El cambio climático trae nuevas amenazas y exacerba las ya existentes.

En 1994, una epidemia de distemper canino (moquillo) diezmó las poblaciones de leones en el Serengueti, al causar la muerte de un tercio de la población residente. En el 2001, el fenómeno se repitió cerca de allí, en la región de Ngorongoro Crater, República Unida de Tanzania. Mediante un estudio retrospectivo se trató de entender estos eventos excepcionales, ya que el distemper canino es una enfermedad endémica en las poblaciones residentes de leones, pero muy pocas veces causa la muerte. Análisis de sangre de leones del Serengueti en 1994 y 2001 detectaron niveles anormalmente altos de *Babesia leo*, un parásito de la sangre transmitido por las garrapatas (*Ixodida* spp.). Este parásito, entre otros, se presenta en bajos niveles en la sangre del león y no afecta la salud del animal. La prevalencia del parásito mostró niveles muy altos en

Continua

Recuadro 14 continuación

las manadas que sufrieron la mayor mortalidad, y niveles moderados en las manadas que no mostraron incremento en la mortalidad. Esto sugiere que una coinfección con *Babesia* y la pérdida de capacidad de inmunización contribuyó, probablemente, a la muerte causada por otros patógenos (Dybas, 2009; Munson *et al.* 2008).

Fue posible conectar ambos eventos con las condiciones ambientales particulares en 1994 y 2001, los cuales fueron años particularmente secos, lo que favoreció la propagación de garrapatas en los ecosistemas del Serengueti. Los niveles de garrapatas en los herbívoros del Serengueti fueron particularmente altos en esos años, pues las sequías prolongadas debilitaron a los animales. Los leones que se alimentaban de esas presas fáciles quedaron expuestos a niveles altos de infección por *Babesia* debido a la gran concentración de garrapatas en los herbívoros. La infección disparó la inmunosupresión que hizo que los leones quedaran susceptibles al distemper. Las sequías y las condiciones ecológicas resultantes que provocaron el problema son cada vez más comunes en el ecosistema del Serengueti. Según Munson *et al.* (2008), si los eventos climáticos extremos se vuelven más frecuentes debido al cambio climático, la mortalidad provocada por la interrupción del balance ecológico entre hospederos y patógenos también se volverá común y tendrá impactos devastadores en las poblaciones de leones (Dybas, 2009; Munson *et al.* 2008).

Muchas especies de animales silvestres existen en lugares pequeños y aislados o en rangos restringidos, donde los patógenos oportunistas se pueden propagar rápidamente y causar pérdidas en gran escala y aun la extinción local de las poblaciones. Esto ya ha ocurrido en muchas regiones del mundo; por ejemplo, la extinción de anfibios debido a quitridiomicosis en los trópicos americanos (Pounds *et al.* 2006) y de aves nativas por la malaria aviar (*Plasmodium relictum*) (Recuadro 15) en Hawai. Enfermedades como la rabia y el distemper canino (moquillo) también pueden haber incidido en la extinción de los perros salvajes africanos (*Lycan pictus*) en el ecosistema Mara-Serengueti, en el este de África (Ginsberg, Mace y Albon, 1995; IUCN/SSC Canid Specialist Group, 1997).

Un ejemplo reciente es el brote de pasteurelisis, en el 2010, en las poblaciones de saiga (*Saiga tatarica*) en Kazakstán. En el transcurso de una semana, casi 12 000 saigas (principalmente hembras y jóvenes) murieron en la región de los Urales; esto representó una pérdida de más de la mitad de la población local y cerca del 15 por ciento de la población total en Kazakstán (Telegraph Media Group Limited, 2010). De nuevo en el 2011 hubo una mortandad durante la estación de cría que mató 441 saigas, aunque no se logró diagnosticar. Los brotes de pasteurelisis podrían haber incidido en la disminución de las poblaciones de saigas en 1981, 1984 y 1988 (Lundervold, 2001). La bacteria *Pasteurella haemolytica* se produce de manera natural en saigas saludables (Lundervold, 2001), pero no es claro si las condiciones climáticas poco usuales como “un invierno extremadamente frío seguido de una primavera inusualmente caliente” en el 2010-2011 (Telegraph Media Group Limited, 2010) pudo haber incidido en el último evento de mortalidad. La presencia de tóxicos y contaminantes ambientales también podría explicar la mortandad; no obstante, ninguna causa ha sido confirmada (Lillis, 2011).

RECUADRO 15
Malaria aviar y cambio climático en las islas de Hawai

La malaria aviar (*Plasmodium relictum*) llegó a lo que actualmente es Hawai, Estados Unidos, a principios de 1900, con la introducción de presas de caza y aves exóticas. Esta reubicación del patógeno provocó una caída estrepitosa en las poblaciones de especies de aves nativas. Los pájaros endémicos de Hawai no tenían defensas inmunológicas y una vez expuestos, se infectaban y morían rápidamente. En 1968, Warner encontró grandes poblaciones endémicas de pájaros hawaianos en las montañas de Hawai por encima de los 600 m, donde no había mosquitos, y muy pocas especies nativas por debajo de esa altitud. El rango del mosquito vector de la malaria, *Culex quinquefasciatus*, se limita a las altitudes más bajas de las islas, pues no se logra reproducir a temperaturas menores de 13 °C. Estudios posteriores han encontrado que la distribución del *Culex* puede alcanzar altitudes mayores, pero que los mosquitos tienden a concentrarse cerca del agua a altitudes bajas más hospitalarias, donde encuentran numerosos lugares para el crecimiento de las larvas. Los niveles más altos de infección con malaria aviar se han dado en bosques de altitudes medias (1 500 m) donde el mosquito vector se encuentra con las especies de pájaros nativos susceptibles (Atkinson y Utzurrum, 2010; van Riper *et al.* 1986; Warner *et al.* 1986).

Después de la aparición de la malaria aviar, muchas especies nativas adaptaron sus rangos de distribución y sus hábitos de alimentación, pues a mayores altitudes mejoraban las posibilidades de supervivencia. Las especies que continuaron a alimentarse en altitudes bajas, ajustaron sus hábitos al comportamiento del mosquito; los pájaros se alimentaban por la mañana y regresaban a altitudes más altas al atardecer, cuando el mosquito se vuelve activo. Esta conducta adaptativa ha salvado a varias especies endémicas de la extinción, aunque el tamaño de las poblaciones es todavía pequeño y restringido a las zonas de montaña (Atkinson y Utzurrum, 2010; Benning *et al.* 2002; van Riper *et al.* 1986; Warner *et al.* 1968).

Evaluaciones realizadas durante la pasada década confirman un fuerte incremento en la prevalencia de la malaria aviar en todas las elevaciones y en todo Hawai. Esto se puede atribuir, en parte, a la mayor actividad humana que genera nuevos lugares aptos para el desarrollo de las larvas, aunque también es probable que el cambio climático tenga algo que ver. Se piensa que un incremento de 2 °C en la temperatura provocaría pérdidas radicales en las especies de aves endémicas refugiadas en las altitudes protectoras. Al aumentar la temperatura, el mosquito *Culex* podrá reproducirse y sobrevivir a mayores altitudes y, de nuevo, los pájaros tendrán que adaptar su comportamiento para evitar los mosquitos, o sucumbirán a la malaria. Al combinarse la deforestación para crear campos agrícolas y el incremento en la temperatura, se piensa que algunas islas perderán hasta el 85 por ciento de sus hábitats forestales de bajo riesgo para los pájaros, lo que sin duda significará la extinción de poblaciones de aves nativas, especialmente de aquellas con poblaciones reducidas debido a otras presiones antrópicas (Atkinson y Utzurrum, 2010; Benning *et al.* 2002; van Riper *et al.* 1986; Warner *et al.* 1968).

RECUADRO 16 El cambio climático repercute en las rutas de migración y en el riesgo de enfermedades

Cada año, miles de millones de animales –desde mariposas, libélulas y abejas hasta murciélagos, pájaros, antílopes y ballenas– emigran a través del globo. Las especies que vuelan pueden cruzar continentes u océanos; las especies terrestres atraviesan montañas y ríos y las especies acuáticas pueden remontar corrientes o atravesar medio mundo por debajo del agua. El movimiento de los animales migratorios responde,

La migración animal y el riesgo de contraer enfermedades infecciosas

Animal	Lugares y distancias recorridas	Principales enfermedades infecciosas	Principales amenazas a la migración
 Salmón chinuc (<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>)	Los adultos de 3-4 años se desplazan hasta 1500 km desde el Océano Pacífico hasta sus sitios de desove, aguas arriba en ríos del noroeste de EE.UU.	Pulga marina (<i>Lepeophtheirus</i> sp), mixozoos (<i>Henneguya</i> sp)	Construcción de represas, modificaciones a los cursos de agua hechas por humanos, deforestación, criaderos de peces.
 Tortuga marina verde (<i>Chelonia mydas</i>)	Los adultos se desplazan más de 2300 km a sus sitios de anidación en aguas tropicales y subtropicales en el Océano Atlántico, Golfo de México, Mar Mediterráneo y Océano Indo-Pacífico.	Herpevirus que forma tumores (fibropapilomatosis), tremátodos cardiovasculares espiroquidos	Caza y depredación de los huevos, captura accidental, destrucción de hábitats de anidamiento y forrajeo.
 Sapo boreal (<i>Anaxyrus boreas</i>)	Migración anual para reproducirse; recorren hasta 6 km desde sus sitios de hibernación (probablemente subterránea) a estanques en lugares elevados en el Oeste de los EE.UU.	Hongo quitrido (<i>Batrachochytrium</i> sp), tremátodo parasítico (<i>Ribeiroia</i> sp), oomiceto (<i>Saprolegnia</i> sp)	Construcción de carreteras, pérdida de hábitats para la cría debido a la deforestación.
 Vuelvapedras (<i>Arenaria interpres</i>)	Migración anual de hasta 27 000 km desde sus lugares de anidamiento en el Ártico a los sitios en donde pasan el invierno en las costas de todos los continentes, excepto Antártica.	Virus de la influenza aviar, virus del Nilo occidental, múltiples endoparásitos	Pérdida de hábitat debido a represas y extracción de agua, sobreaprovechamiento de los recursos alimentarios en las escalas intermedias.
 Zorro volador (<i>Pteropus</i> spp)	Se desconoce la distancia máxima que estas especies recorren: puede variar de 50-1000 km a través del sureste asiático y Australia.	Virus Paramyxo, como el Nipah y el Hendra	Pérdida de lugares de alimentación debido a la deforestación, pérdida de hábitat debido al cambio de uso de la tierra.
 Libélula verde (<i>Anax junius</i>)	No se conocen las distancias exactas que recorre, pero los adultos viajan más de 700 km anualmente, desde el sur de Canadá y norte de EE.UU. hasta América Central.	Protozoario eugregarino (<i>Geneiorhynchus</i> sp)	Desconocidas: posiblemente la destrucción de sus hábitats de cría en agua dulce.
 Ñu azul (<i>Connochaetes taurinus</i>)	En el Serengeti, los animales se desplazan durante las estaciones seca y húmeda a través de un área de 30 000 km ² .	Peste bovina (<i>Morbillivirus</i> sp), brucelosis (<i>Brucella</i>), enfermedades de patas y boca (<i>Aphtae zoooticae</i>)	Cambios en la cobertura del suelo (reducción de la cobertura arbórea), frecuencia de incendios, exposición a animales domésticos infectados.
 Zorzal de Swainson (<i>Catharus ustulatus</i>)	Se desplazan hasta 10 000 km anualmente entre sus lugares de cría en Canadá y norte de EE.UU. para pasar el invierno en América Central y del Sur.	Virus del Nilo occidental, enfermedad de Lyme, parásitos de la sangre (<i>Haemoproctus</i> y <i>Plamodium</i>)	Pérdida de hábitat en sus lugares de anidamiento y de invierno, choques contra edificios durante la migración.
 Ballena gris (<i>Eschrichtius robustus</i>)	Migraciones anuales de más de 18 000 km desde sus lugares de alimentación en el mar de Bering a sitios de cría a lo largo de las costas de Baja California.	Pulga de ballena (cyamid, amphipods, <i>Cyamus</i> spp), barnacles (<i>Cryptolepas</i>), múltiples endoparásitos	Actividad industrial cerca de las lagunas de crianza, exploración petrolera a lo largo de las rutas de migración, hostigamiento por parte de embarcaciones.

Fuentes: Altizer, S., Bartel, R. & Han, B.A. 2011. Animal migration and infectious disease risk. *Science*, 331(6015): 296–302. Reimprimido con permiso de AAAS. Fotografías: salmon chinuc: FISHBIO; Tortuga marina verde: M. Zinkova; sapo boreal: J. Kiesecker; vuelvapedras: N. Bachele; zorro volador: J. Epstein; libélula verde: E. Zelenko; ñu azul: J. Rushmoore; zorzal de Swainson: D. Margeson; ballena gris: SeaWorld San Diego.

Continúa

Recuadro 16 continuación

típicamente, a cambios estacionales y su razón de ser es la búsqueda de alimento abundante o de hábitats apropiados para cumplir con las necesidades propias de su ciclo de vida, como crianza, muda de pelo o plumas o pasar el invierno (Newman 2011).

Para las aves migratorias, el momento de llegada a los territorios de anidamiento o de pasar el invierno determina el éxito reproductivo, la supervivencia y la buena forma física (Arzel, Elmerg y Guillemain, 2006; Cotton, 2003; Ely *et al.* 2007; Laaksonen *et al.* 2006). Las especies migratorias buscan llegar a los territorios de anidamiento y de desarrollo de los polluelos en periodos que coincidan con los picos de abundancia de alimento (Arzel *et al.* 2009). Los patrones climáticos cambiantes pueden hacer que las migraciones no se den en el momento apropiado, con lo que se reduciría el éxito reproductivo y el tamaño de las poblaciones (Both *et al.* 2006). Se ha comprobado que las fluctuaciones del clima global afectan la supervivencia y fecundidad de los adultos (Boyd y Fox, 2008; Sillett, Holmes y Sherry, 2000), y hay cada vez más evidencias de que el momento ideal para la migración de aves es afectado por el cambio climático (Ahola *et al.* 2004; Both y te Marvelde, 2007; Macmynowski *et al.* 2007; Parmesan, 2007; Saino y Ambrosini, 2008; van Buskirk, Mulvihill y Leberman, 2009). Sin embargo, en la mayoría de los casos es todavía muy pronto para afirmar cuáles serán las implicaciones a largo plazo de estos efectos en la supervivencia de las aves migratorias.

Características más precisas de la migración, como la conectividad entre subpoblaciones, influirán en la capacidad de las especies migratorias para adaptarse a condiciones ambientales cambiantes debido al cambio climático (Webster *et al.* 2002). Si, por ejemplo, la conectividad entre subpoblaciones del ánsar indio (*Anser indicus*) es fuerte, los individuos en cada subpoblación habrán enfrentado presiones selectivas similares, tanto en los lugares de anidamiento como de invierno. Esta presión selectiva podría resultar en la adaptación local que limite el impacto del cambio climático en gran escala (Takekawa *et al.* 2009; Webster *et al.* 2002). Estudios hechos por la FAO, el Departamento de Exploración Geológica de los Estados Unidos y otros colaboradores demuestran que la alteración de hábitats en China, incluyendo los efectos del calentamiento de los glaciares que aumentan la escorrentía hacia los terrenos pantanosos de la Meseta Tibetana-Qinghai, podría estar afectando los patrones migratorios de los gansos y desajustes en su calendario. Con la excepción de un individuo, todos los gansos del lago Qinghai, China, pasaron el invierno en la Meseta Tibetana-Qinghai, cerca de Lhasa, y su número cada vez mayor en la zona podría deberse a los efectos del cambio climático y del desarrollo agrícola (Takekawa *et al.* 2009). Desde la perspectiva del riesgo de transmisión de enfermedades, si los gansos no hacen vuelos de larga distancia que les permitan aprovechar mayores extensiones de pantanos durante el invierno en India –en lugares como los parques nacionales de Keoladeo y Chitwan– la mayor concentración de aves silvestres en el lado norte del Himalaya hará que aumenten las tasas de transmisión de virus aviares, como el muy nocivo H5N1.

La migración asegura la supervivencia de las especies. Sin embargo, se debe reconocer, que cuando los animales se mueven a través de grandes extensiones, llevan con ellos organismos comensales (bacterias, virus, hongos o priones) que no causan enfermedades a sus hospederos pero sí podrían afectar a otros hospederos indefensos

Recuadro 16 continuación

u otras especies. Los cambios en el uso del hábitat y en los patrones migratorios asociados con el cambio climático, uso de la tierra o la expansión de los sistemas agrícolas podría hacer que patógenos (y vectores) reubicados entren en contacto con nuevos hospederos potenciales (incluyendo a los humanos), con implicaciones que podrían ser muy graves (Newman 2011).

Los científicos piensan que el cambio climático hace que las temperaturas suban en el Ártico más rápidamente que en ninguna otra parte del planeta. Ya se han dado invasiones de especies de más al sur, como el oso grizzly (*Ursus arctos horribilis*), el zorro rojo (*Vulpes vulpes*), el venado de cola blanca (*Odocoileus virginianus*), el salmón del Pacífico (*Oncorhynchus* spp.) y la ballena asesina (*Orcinus orca*). Todos estos recién llegados se han asentado en áreas tradicionalmente ocupadas por el oso polar (*Ursus maritimus*), el zorro del Ártico (*Vulpes lagopus*), el caribú o reno (*Rangifer tarandus*), la trucha alpina (*Salvelinus alpinus*) y la ballena beluga (*Delphinapterus leucas*). Además de causar la hibridación de especies del Ártico, como resultado del apareamiento entre especies emparentadas del norte y del sur –y consecuente pérdida de diversidad genética- las especies invasoras del sur traen enfermedades para las cuales los del norte no tienen defensas. Patógenos como el nematodo filiforme (*Trichinella* spp.) han invadido a los osos polares, zorros del Ártico y seres humanos. La brucelosis, una enfermedad bacteriana del ganado, perros animales silvestres y seres humanos, ha atacado a las ballenas barbada (*Mysticeti* spp.). El peligro de que el virus del distemper de la foca ataque a las ballenas narval (*Monodon monoceros*) y beluga es bastante real, ya que no tienen defensas contra él; la migración de un solo individuo de ballena piloto (*Globicephala* spp.), foca común (*Phoca vitulina*) o delfín (*Delphinus* spp.) podría introducir el virus (Struzik, 2011).

Nota: Después de una campaña a nivel mundial para erradicar la enfermedad, y un último caso diagnosticado en el 2001, las Naciones Unidas declararon, el 8 de agosto del 2011, que la peste bovina había sido erradicada (FAO 2011a).

Al cambiar las condiciones que afectan el ciclo de vida, la distribución y ecología de los patógenos, vectores y hospederos, aumenta el potencial del cambio climático para alterar de manera significativa la susceptibilidad de las poblaciones de plantas y animales ante agentes infecciosos oportunistas. El cambio climático es, sin duda, un importante cofactor que influye en la aparición de patógenos en todo el planeta, y puede jugar un papel aun mayor si los cambios en temperatura, clima y ecosistemas alcanzan los niveles proyectados.

4.6 ESPECIES INVASORAS Y PLAGAS

El calentamiento global y las invasiones biológicas son los dos agentes principales del cambio climático que afecta a nuestro planeta; estos fenómenos, inducidos por el ser humano, a menudo se dan de manera sinérgica y contribuyen a la reducción de la diversidad biológica (Recuadro 26).

Las especies invasoras foráneas afectan a las especies y hábitats nativos por predación, competencia o forrajeo. La magnitud de estos impactos es evidente cuando uno considera que, en los siglos recientes, las invasiones biológicas han

sido la causa principal de la extinción de especies: las especies invasoras han sido identificadas como un factor clave en el 54 por ciento % de todas las extinciones conocidas y el factor único en el 20 por ciento de los casos (Clavero y García-Berthou, 2005). En general, el movimiento de especies fuera de su rango natural, debido a la influencia del ser humano, ha generado un gran empobrecimiento de la diversidad de especies y alterado la funcionalidad de ecosistemas y hábitats.

Debido a sus efectos en los ecosistemas, las invasiones no solo afectan la diversidad biológica sino también los medios de vida de los humanos de muchas formas: interrupción de ecosistemas, daño a los servicios que ofrecen, limitación del acceso a agua y alimento a las comunidades locales (Vilà *et al.* 2010). Muchas de las plagas agrícolas más peligrosas son de origen foráneo, así como muchos de los parásitos y patógenos que afectan la silvicultura y la pesca y causan enormes impactos sociales. La Gran Hambruna que afectó a Irlanda a finales del siglo XIX fue provocada por la introducción del tizón tardío (*Phytophthora infestans*), que causó la pérdida del 80 por ciento de la cosecha de papas.

Las invasiones biológicas pueden causar enormes pérdidas económicas, no solo por su impacto directo en la producción de bienes, sino también debido a los recursos que se necesitan para controlar a las especies más invasoras. Solamente en Europa, un cálculo reciente llegó a más de 1 200 millones de EUR al año. A nivel mundial, el daño estimado que causan las especies invasoras excede los 1,4 trillones de USD anuales (Kettunen *et al.* 2009; Pimentel, 2002).

La magnitud de los impactos actuales provocados por especies invasoras está causando gran alarma en la comunidad mundial, ya que las invasiones biológicas aumentan de manera constante debido a la globalización y el crecimiento del turismo, el comercio y el transporte. El número de especies introducidas en Europa, por ejemplo, se incrementó en un 76 por ciento en el periodo de 1970-2007, sin que se perciban signos de efecto de saturación. Tendencias similares se han encontrado en todas las regiones del mundo y en todos los ambientes: marinos, terrestres y acuáticos (Butchart *et al.* 2010). Las preferencias culturales y la comercialización legal e ilegal de animales silvestres y productos animales se debe considerar también un factor incidente, puesto que el movimiento de estas especies coincide con el traslado y difusión de los patógenos que ellas albergan.

Los efectos potenciales combinados de la invasión de especies y del cambio climático son un serio problema que probablemente amplificará los impactos actuales de estos dos motores de cambio en los hábitats terrestres, marinos y de agua dulce. Puede haber nexos entre el incremento de la temperatura, los cambios en los regímenes de precipitación, el calendario y distribución del crecimiento de la vegetación, el incremento en los niveles de los mares y los patrones de introducción y difusión de organismos fuera de sus rangos naturales.

Un ejemplo es el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) que desde hace mucho tiempo es una especie invasora en zonas tropicales de Asia y África y ahora también ha invadido los ríos de Italia y España. Se supone que se expandirá mucho más en Europa como consecuencia del aumento de la temperatura, que hace que muchas nuevas áreas se vuelvan apropiadas para esta planta tropical. Muchos organismos

RECUADRO 17
La procesionaria del pino conquista a Europa

La procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*) es un insecto dañino que se encuentra en toda la cuenca del Mediterráneo y sur de Europa (Battisti *et al.* 2006). En su etapa final, la larva constituye un problema de salud pública pues libera pelos urticantes que causan serias reacciones alérgicas en la piel (Battisti *et al.* 2006). Las larvas se alimentan de los pinos (*Pinus* spp.) y a menudo provocan severas defoliaciones que reducen el crecimiento de los árboles, por lo que la especie es considerada como una plaga forestal con efectos económicos desastrosos (Stastny *et al.* 2006). Su principal hospedero es el pino negro austríaco (*Pinus nigra*), aunque cada vez es más frecuente encontrarlo en el pino escocés (*P. sylvestris*) y pino de montaña (*P. mugo*) (Stastny *et al.* 2006). La disponibilidad de plantas hospederas actuales o potenciales hace que el insecto no sufra de limitaciones para su dispersión (Battisti 2004; Robinet *et al.* 2007).

Los brotes de la plaga en el sur de Europa son cada vez más frecuentes (Robinet *et al.* 2007). Durante las últimas tres décadas, la procesionaria del pino expandió sustancialmente su distribución altitudinal y latitudinal, un cambio que se le atribuye al clima (Battisti *et al.* 2006). Un cambio altitudinal sin precedentes de 110 a 230 m en rodales de pino en los Alpes italianos, durante el verano particularmente caluroso del 2003, constituyó más de un tercio de la expansión monitoreada durante los últimos 30 años (Battisti *et al.* 2006).

En Francia, la distribución de la procesionaria del pino ha subido hasta las elevaciones altas del Macizo Central (centro-sur del país) y los Alpes franceses, con una tasa de expansión promedio de 27,1 km/década entre 1997 y 2004, que se aceleró a 55,6 km/década en los últimos diez años. La procesionaria también se ha movido hacia el norte a la cuenca de París (centro-norte del país); incluso en el 2003, se encontró una colonia aislada al este de París, lo que confirma su capacidad de supervivencia lejos de sus áreas actuales de colonización. La modelación sugiere que, en las próximas décadas, una buena parte del noroeste francés tendrá condiciones climáticas favorables para la expansión de la especie (Robinet *et al.* 2007).

La temperatura afecta fuertemente tanto la supervivencia como la dispersión de la procesionaria. Las larvas se desarrollan durante el invierno en nidos comunales y se alimentan si la temperatura dentro del nido es superior a 9 °C y la temperatura nocturna no cae bajo cero (Robinet *et al.* 2007). Las larvas sobreviven el invierno si la temperatura media del aire no es inferior de -6 °C y la mínima absoluta no es inferior de -16 °C (Pimental, Calvão y Ayres, 2011). Durante el verano, las temperaturas nocturnas calurosas aumentan la actividad de vuelo en términos del número de adultos que se dispersan y la distancia real que pueden cubrir (Battisti *et al.* 2006).

Puesto que la temperatura es un factor limitante tan importante para la dinámica de las poblaciones de la especie, los incrementos en la temperatura provocados por el cambio climático incidirán fuertemente en el aumento de la supervivencia y en el rango de expansión de la procesionaria (Robinet *et al.* 2007). Si un año desfavorable aniquila las colonias con temperaturas muy bajas e inanición, la población aun puede persistir en el área y aumentar su rango de cobertura porque la pupa de la

Recuadro 17 continuación

procesionaria del pino puede permanecer en estado de diapausa hasta siete años (Battisti *et al.* 2006).

Muchos autores se centran en los efectos lentos y a largo plazo del cambio climático, al pronosticar la expansión de esta especie. Con base en la expansión extensiva y consistente de la procesionaria del pino en los Alpes italianos durante el verano del 2003, Battisti *et al.* (2006) argumentan que las fluctuaciones climáticas de corto plazo también se deben tomar en cuenta al pronosticar la respuesta de la procesionaria al cambio climático.

RECUADRO 18**Especies invasoras y salud humana**

Uno de los efectos de la invasión al que no se le ha prestado suficiente atención es el impacto sobre la salud humana. Hay muchas clases de mecanismos mediante los cuales las especies introducidas pueden afectar la salud humana. Muchos artrópodos, por ejemplo, muerden y pueden transmitir enfermedades como la fiebre del Nilo occidental, la enfermedad de Lyme y encefalomelopatías. Más del 50 por ciento de los 47 nematodos introducidos en Europa son endoparásitos humanos y causan zoonosis en el ganado y en animales de caza (Vilà *et al.* 2010).

Algunas plantas foráneas también pueden afectar directamente la salud humana. Por ejemplo, la ambrosía común (*Ambrosia artemisiifolia*), una hierba de Norteamérica introducida en muchas áreas de Europa, produce grandes cantidades de polen con alto potencial alergénico. Este polen induce la fiebre del heno y reacciones asmáticas en una alta proporción de la población humana: 10 por ciento de la gente es sensible al polen de ambrosía y el 25 por ciento puede desarrollar reacciones asmáticas. Los efectos en los sistemas de salud en algunas áreas de Europa donde existe la ambrosía son inmensos; solo en Alemania, estos costos excedieron 30 millones de EUR en los últimos años (Reinhardt *et al.* 2003; Vilà *et al.* 2010).

El perejil gigante (*Heracleum mantegazzianum*) es otra planta introducida que afecta directamente la salud humana. Esta planta, nativa del Cáucaso y Asia central, ha sido introducida en muchos países con fines ornamentales y se ha establecido en áreas silvestres de Europa del oeste y Norteamérica. El perejil gigante produce una savia fototóxica que provoca severas fitofotodermatitis (hipersensibilidad de la piel a la radiación UV). Decenas de miles de personas son afectadas cada año y, en el peor de los casos, las quemaduras en la piel pueden tener consecuencias fatales (Vilà *et al.* 2010).

Los efectos de especies foráneas en la salud humana pueden ser también indirectos. El mosquito tigre asiático (*Aedes albopictus*), introducido en muchas partes del mundo, es vector de al menos 22 arbovirus, incluyendo el virus del dengue, el virus chikungunya, el virus del Nilo occidental, la encefalitis japonesa y el virus de la encefalitis equina del oriente. La dispersión de la especie en el norte de Italia ha provocado ya varios brotes de chikungunya y dengue. Las complicaciones del dengue hemorrágico son "una de las causas principales de serias enfermedades y mortalidad infantil en algunos países asiáticos" (Organización Mundial de la Salud, 2011). Algunas

Continúa

Recuadro 18 continuación

veces, los efectos de las invasiones pueden ser más sutiles, como la dispersión de arbustos invasores en África que brindan cobijo a la mosca tse-tse (Vilà et al. 2010).

De igual manera, el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), que ha invadido muchas zonas de Asia y África, favorece la dispersión de esquistosomiasis y malaria porque los vectores de ambas enfermedades (especies de caracoles como *Biomphalaria sudanica* y el mosquito *Anopheles*, encuentran un hábitat óptimo en los ríos invadidos por la planta (Vilà et al. 2010).

marinos invasores han ingresado al Mediterráneo a través del Canal de Suez, y se están expandiendo a toda la cuenca debido al calentamiento del agua del mar. Sobre la tierra, se espera que las comunidades humanas se desplacen como resultado del cambio climático, lo que alentará el desplazamiento de muchas personas y especies, con lo que aumentarán los impactos de las invasiones (Burgiel y Mui, 2010). Por ejemplo, un incremento en el movimiento de especies invasoras debido al cambio



JOHN H. GHENT / USDA FOREST SERVICE / BUGWOOD.ORG

El cambio climático facilita la dispersión de la procesionaria del pino (Thaumetopoea pityocampa) en toda la región del Mediterráneo.

climático, podría causar incendios severos que matarían a las especies de cactus en el desierto de Sonora, Estados Unidos (Karl, Melillo y Peterson, 2009).

Enfrentar el cambio climático y las invasiones biológicas, así como los efectos combinados de dichos impactos, significa un gran desafío para la comunidad mundial.

5. Medidas de adaptación al cambio climático

Este capítulo se sustenta en las conclusiones de los capítulos anteriores, especialmente en aquellas que pudieran aportar soluciones viables. ¿Cómo se podría adaptar a condiciones cambiantes el manejo de la vida silvestre y la planeación del uso de la tierra y, a la vez, mantener la sostenibilidad? Entre las herramientas posibles están la revisión de las leyes, regulaciones, políticas y planes de manejo, el monitoreo a largo plazo y los informes de control de las especies indicadoras (plantas y animales), el manejo adaptativo, la cooperación transfronteriza, la participación de los pobladores locales, el cumplimiento de acuerdos internacionales, etc. La adopción de tales herramientas y enfoques es particularmente importante en donde se esperan severas implicaciones negativas del cambio climático sobre el bienestar humano y los medios de vida. Sin embargo, se deben usar dentro del contexto de una estrategia realista de lo que se puede alcanzar y cuándo.

En el caso del cambio climático, prevenir es, por supuesto, mejor que curar; ya se han definido algunos pasos urgentes para reducir el cambio climático, sin embargo, siguen siendo difíciles de alcanzar. El cambio climático ya empezó y, a medida que las temperaturas globales sigan aumentando, será necesario desarrollar estrategias para conservar especies y hábitats incapaces de adaptarse al cambio climático.

Las respuestas de la vida silvestre a los desafíos del cambio climático pueden ser de cuatro categorías principales:

- Mantenimiento de ecosistemas actuales, cuando sea posible
- Adaptación del manejo para enfrentar el cambio climático
- Restauración de ecosistemas dañados o cambiantes
- Adopción de enfoques para paisajes marinos o terrestres

5.1 MANTENIMIENTO DE LOS ECOSISTEMAS ACTUALES

Cada vez hay más evidencia de que los ecosistemas grandes, saludables e intactos son más capaces de soportar el cambio climático (p.ej., Noss, 2001, para bosques). Además, los ecosistemas altamente diversos son probablemente más resilientes ante los cambios ambientales rápidos (Thompson *et al.* 2009). También se reconoce que los ecosistemas que tienen mayores posibilidades de mantener su forma actual son aquellos ubicados en los llamados “refugios climáticos”—áreas que por razones meteorológicas, geográficas, geológicas e históricas serán poco afectados por el cambio climático.

El mantenimiento de los ecosistemas actuales implica el fortalecimiento, expansión y, en algunos casos, la afinación de las redes mundiales de áreas protegidas para que se enfoquen en el mantenimiento de grandes bloques de

hábitats intactos, con especial énfasis en los refugios climáticos. La investigación sugiere que, en comparación con otros enfoques, las áreas protegidas son herramientas eficaces para mantener los ecosistemas y pueden desempeñar un papel fundamental en la protección de la vida silvestre ante el cambio climático. Además, esas áreas ayudan con el secuestro de carbono al conservar la vegetación natural y ofrecen muchos de los servicios ecosistémicos que las comunidades humanas necesitan para resistir un clima rápidamente cambiante, como la mitigación de desastres naturales, la provisión de agua potable y el mantenimiento de los suelos (Dudley *et al.* 2010).

Muchos autores han recomendado que se aumente el número y tamaño de las reservas, como un medio para garantizar una mayor diversidad de hábitats y una mayor probabilidad de persistencia de las especies ante un clima cambiante (Lawler *et al.* 2009; Noss, 2001). Es importante que se integren modelos de cambio climático al diseño y ubicación de las áreas protegidas para asegurarse de que serán capaces de proteger las especies a largo plazo (Lawler *et al.* 2009). La existencia de una mayor cantidad de reservas de mayor tamaño facilitará el uso de otras estrategias de adaptación propuestas, como la protección de refugios climáticos, el aumento de la conectividad y la reducción de presiones no climáticas en los bosques. Las reservas y las áreas protegidas también ofrecen beneficios importantes de valor recreativo y económico (Stolton y Dudley, 2010). Las estrategias de protección de los bosques y la biodiversidad ya probadas, como las reservas, son particularmente importantes en ecosistemas donde una alta sensibilidad al cambio climático, combinada con la conversión en el uso de la tierra, representa una amenaza particularmente aguda.

5.2 ADAPTACIÓN DEL MANEJO PARA ENFRENTAR EL CAMBIO CLIMÁTICO

En muchos casos será necesario intervenir para salvaguardar la vida silvestre ante cambios acelerados. En esta sección se detalla una serie de posibles estrategias de manejo para enfrentar el cambio climático.

Cambiar de lugar un área protegida. Si se crea una reserva para proteger un cierto hábitat, y ese hábitat se mueve en respuesta a condiciones cambiantes, podría ser necesario que se extiendan los límites del área protegida en alguna dirección y liberar las áreas que ya no albergan al hábitat en cuestión (por ejemplo, mover un área costera protegida tierras adentro a medida que sube el nivel del mar, o un área montañosa protegida hacia las cumbres). Las comunidades que viven en la ruta hacia donde se mueve un área protegida, muy probablemente van a resistir a ese cambio, a menos que se les compense y se les entreguen nuevas tierras (los terrenos liberados podrían servir). Se reconoce que los desafíos prácticos de tal estrategia son desalentadores en la mayoría de los lugares. Los ecólogos también están considerando opciones como la reserva temporal de terrenos durante un periodo de algunos años o décadas para permitir la migración natural hacia hábitats más apropiados.

Reubicación. Si una barrera geográfica impide el movimiento natural de las especies como respuesta al cambio climático, podría ser necesario la reubicación de plantas y animales. Esto supone que haya un área apropiada que no esté ya ocupada por especies similares. Las experiencias con reubicaciones no siempre han sido exitosas: algunas (p.ej., para control biológico) resultaron en la dispersión de especies invasoras, por lo que ahora hay lineamientos estrictos para el movimiento de especies (p.ej., IUCN/SSC Reintroduction Specialist Group, 1998).

Alimentación artificial. A corto plazo, podría ser necesario ofrecer alimentos suplementarios y agua a poblaciones claves para mantener vivos a los animales hasta que se encuentre una solución más apropiada; por ejemplo, una sequía severa que provoca la muerte masiva de especies con una distribución limitada (Recuadro 2). Este tipo de intervención se ha practicado en la Reserva Natural Al-Talila (estepa Al Badia, República Árabe de Siria) para salvar al órice árabe (*Oryx leucoryx*) y la gacela árabe (*Gazella subgutturosa marica*; FAO, 2005b) y las poblaciones de hipopótamos que se salvaron con el alimento que recibieron durante los periodos de sequía en Kenia (Born Free Foundation, 2009) y Zimbabwe (Paolillo, 2011).

Modificación de hábitats. Si algunas plantas alimenticias que son básicas para la supervivencia de especies en particular empiezan a morir como resultado del cambio climático, el hábitat podría enriquecerse plantando otras plantas comestibles mejor adaptadas a las altas temperaturas. Debido a las sequías, también ha sido necesario abastecer de agua a los terrenos pantanosos, como se hizo en el Parque Nacional Keoladeo, en Rajasthan, India, aunque esta práctica pudiera ser controversial, si se toma agua necesaria para la agricultura.



Órices árabes (*Oryx leucoryx*) reciben agua y alimento en la Reserva Natural de Al-Talila, República Árabe de Siria

Creación de hábitats. En el peor de los escenarios –por ejemplo, donde un bosque húmedo es remplazado por condiciones áridas podría ser necesario intentar mover comunidades ecológicas enteras de especies de plantas, animales y hongos a sitios donde el cambio en los patrones de lluvia ha creado condiciones apropiadas. Algunas proyecciones indican que las precipitaciones podrían aumentar en el Sahel, África y partes de la Antártica y, aunque habrá gran presión por terrenos de cultivo para las poblaciones desplazadas, se podrían reservar algunas áreas para la reconstrucción de los ecosistemas.

5.3 RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS DAÑADOS O CAMBIANTES

El movimiento de los hábitats va mucho más allá de lo que normalmente se entiende por manejo. En un número cada vez mayor de lugares, la degradación de los ecosistemas ha llegado tan lejos que las respuestas de manejo requieren necesariamente de un enfoque de restauración en gran escala. El nuevo informe de evaluación rápida del PNUMA *Planeta muerto, planeta vivo* (Nellemann y Corcoran, 2010) ofrece varios ejemplos de restauración de ecosistemas, tales como la Iniciativa de Restauración de Manglares en África Occidental y la Restauración de Bosques de Mangle en el delta del Mekong. Ambas iniciativas buscan revertir la pérdida de bosques de manglares que protegen las tierras del interior de los eventos climáticos extremos, como tormentas y huracanes. Dado el papel clave que la restauración probablemente juegue en el manejo de la vida silvestre en el futuro, este tema se tratará exhaustivamente en esta sección.

5.3.1 Restauración de los manglares

Los terrenos pantanosos tienen la reputación de ser peligrosos, malolientes y de poco valor hasta que se des sequen y conviertan en terrenos agrícolas u otros usos. Las preocupaciones por la pérdida de biodiversidad y el temor por los efectos acelerados y peligrosos del cambio climático han hecho, sin embargo, que se reconsidere su valor. En términos de los servicios de los ecosistemas, los pantanos y manglares tienen un valor enorme, ya que sirven como lugares de cría de muchas especies de peces y mariscos de valor comercial y ayudan a proteger los terrenos bajos contra las tormentas y tsunamis. Los humedales de agua dulce actúan como sistemas de filtración del agua y, en el caso de las turberas, como almacenes de enormes cantidades de carbono secuestrado a lo largo de milenios. En muchos lugares, al mejorarse la planificación del uso y restauración de estos importantes ecosistemas, se ha logrado reducir de manera significativa los problemas asociados con su destrucción y degradación.

En el 2004, el tsunami en el Océano Índico causó menos daño en las áreas donde había manglares saludables, pero la necesidad de madera para la reconstrucción después del fenómeno hizo que las amenazas para los bosques de manglar fueran más grandes que nunca. La restauración y protección de los manglares trae múltiples beneficios y servicios ecosistémicos, tales como el secuestro de carbono, el mejoramiento de los bancos de peces, la regulación del clima local (enfriamiento mediante la transpiración, sombra y protección contra los vientos), el control de



Monos narigudos (Nasalis larvatus) en peligro de extinción se alimentan en los manglares costeros de Borneo.

RECUADRO 19

La restauración de los manglares ayuda a la gente y a la fauna de la bahía Gazi, Kenia

Los manglares naturales de la bahía Gazi, en la costa sur de Kenia, han sido explotados por muchos años. En la década de 1970, la madera se usaba como combustible industrial y para postes de construcción. Entre 1991 y 1994, se iniciaron actividades experimentales de reforestación con la participación de las comunidades locales en la siembra de las plántulas. La comunidad local de pescadores se interesó en participar porque los recursos de los cuales dependían se estaban reduciendo de manera alarmante y empeoraban sus condiciones de vida. Los dueños de cabras estuvieron de acuerdo en no llevar sus animales a pastar a los sitios recién plantados y en amarrar a sus animales hasta que los árboles ya estuvieran bien establecidos (Bosire *et al.* 2004).

El estudio de Bosire *et al.* (2004) evaluó la riqueza de especies encontradas en los rodales reforestados, comparando el número de especies de cangrejos y peces presentes en las áreas regeneradas, en las áreas abiertas sin manglares y en las áreas relativamente poco disturbadas. Se encontró una mayor densidad de especies de cangrejos en los sitios reforestados, en comparación con los sitios naturales, aunque no se registró una diferencia significativa en la diversidad de especies de cangrejos entre sitios. Al comparar el número de especies entre sitios regenerados y áreas desnudas, sin embargo, se descubrió que los sitios reforestados habían reclutado nuevas especies.

La más alta densidad de infauna se halló en los sedimentos en los sitios reforestados, con nuevos taxones. La reforestación de los manglares ha permitido la recuperación de la funcionalidad del ecosistema en términos de provisión de hábitat para la fauna bentónica y especies de cangrejos. El área se ha empezado a manejar para el turismo, y las mujeres de las comunidades locales se han incorporado al proyecto *Mangrove Boardwalk*. Este proyecto permite a los visitantes disfrutar de una caminata de 300 m dentro del bosque de mangle y ofrece productos de la pesca para la venta (Bosire *et al.* 2004; Wahinya, 2010).

la erosión local (estabilización de laderas) y la protección a las costas (Mangroves for the Future Secretariat, 2010). A diferencia de otros hábitats, los manglares son relativamente fáciles de restaurar y ofrecen beneficios a corto plazo, tanto a las comunidades locales como distantes.

5.3.2 Restauración de las aguas continentales

Los drenajes, la contaminación, las represas en los cursos de agua para la irrigación y generación hidroeléctrica, las canalizaciones y la introducción de especies exóticas de peces han provocado grandes cambios en los cuerpos de agua dulce en todo el mundo. Muchos de estos cambios han provocado impactos directos en la fauna; otros han sido cuestionados por sus impactos potenciales en los seres humanos. Por ejemplo, las represas en las planicies naturales de inundación causan mayores inundaciones aguas abajo. La contaminación puede causar pérdidas catastróficas en las comunidades locales de peces.

La restauración puede abarcar desde el control de la contaminación hasta la eliminación de especies invasoras, el restablecimiento del cauce tradicional o de los patrones normales de flujo del agua y la reconstrucción total de las áreas de humedales. Si bien la restauración de una comunidad de agua dulce en su composición y funcionamiento exactos y originales es muy difícil –si no imposible, aun los cambios pequeños pueden hacer diferencias importantes en su capacidad de albergar la fauna silvestre.

Bajo las condiciones del cambio climático, algunas autoridades locales proponen que se abandonen ciertas áreas de tierras bajas a la inundación estacional o al efecto de las mareas, con lo que se tendría un espacio disponible que podría beneficiar a la fauna. Además, la restauración de las planicies naturales de inundación y de ecosistemas de agua dulce puede reducir los costos del control de las inundaciones, a la vez que se restauran los hábitats para las aves acuáticas y las especies de agua dulce. También puede reducir los costos de purificación del agua para uso doméstico, ya que esas planicies funcionan como un filtro natural (Bergkamp *et al.* 2003).



NIGEL DUDLEY

Eliminación del jacinto acuático común (Eichhornia crassipes), una especie nativa de la Amazonia, en el Parque Nacional Keoladeo, Rajastán, India.

RECUADRO 20
La restauración de humedales empodera a las poblaciones

Con sus lluvias abundantes y terrenos ondulados, Ruanda genera buena parte de su electricidad por medio de estaciones hidroeléctricas. El 90 por ciento de la electricidad se produce en dos estaciones: Ntaruka y Mukungwa. La primera es alimentada por el agua del lago Bulera que fluye hacia el lago Ruhondo, ambos alimentados por los humedales de Rugezi. Estos humedales son el único sitio Ramsar de importancia internacional de Ruanda, según la Convención de Humedales de Importancia Internacional) y albergan la población probablemente más grande del mundo del zarzalero de Grauer (*Bradypterus graueri*). Esta cuenca abarca una de las áreas más densamente pobladas del África rural, con más de 500 personas por kilómetro cuadrado que a duras penas subsisten de la tierra (Hove, Parry y Lujara, 2011).

Entre el 2003-2004, el país sufrió una seria reducción del potencial hidroeléctrico al bajar los niveles del agua; la estación hidroeléctrica de Ntaruka solo podía hacer funcionar una de sus tres turbinas. Al reducirse la producción de electricidad, el Gobierno de Ruanda trató de remediar el desabastecimiento mediante generadores que funcionaban con combustibles importados y transportados por carretera desde la costa de África oriental –con un costo de más de 65 000 USD diarios; en ese tiempo, la electricidad de Ruanda era de las más caras del mundo. Por otra parte, el manto acuífero tan delgado afectó a las comunidades de pescadores locales y la pérdida de suelos por erosión dañó las fincas en laderas con pendiente fuerte, lo que aumentó la turbidez del agua (Hove, Parry y Lujara, 2011).

La crisis energética impulsó al Gobierno de la República de Ruanda a elaborar una Política Ambiental Nacional: se prohibieron todas las actividades agrícolas y de irrigación en los humedales de Rugezi y se rellenaron las zanjas de irrigación pero, al mismo tiempo, se brindó capacitación y apoyo a los campesinos sobre protección de la cuenca. Esta ayuda incluía iniciativas para el control de la erosión, como el establecimiento de franjas de bambú y pastos alrededor de los humedales, y de árboles en el contorno de las colinas y la distribución de estufas ahorradoras para reducir la demanda por leña y carbón (Hove, Parry y Lujara, 2011).

En la actualidad, ya se ha restablecido la capacidad hídrica del lago Bulera y la planta hidroeléctrica está funcionando a plena capacidad. La pérdida de biodiversidad se ha detenido y los pobladores se benefician con la restauración del sistema de varias maneras: la pesca en el lago ha mejorado, se tiene agua más limpia, el turismo ha aumentado y ofrece nuevas oportunidades de empleo y capacitación. La Red Mundial de Humedales otorgó a Ruanda en el 2010, el premio Globo Verde por la restauración de los humedales Rugezi-Bulera-Ruhondo (Kagire, 2010), en reconocimiento a la importancia del ecosistema como corredor para aves migratorias y el mejoramiento del ecosistema de humedales después de que se clausuraran las zanjas de riego (Hove, Parry y Lujara, 2011).

Aunque estas medidas exitosas no fueron motivadas por el cambio climático, sí contribuirán a que el país mejore su resiliencia ante los cambios en temperatura y precipitación, y que sirva de modelo de los beneficios que da el planeamiento del uso de la tierra (Hove, Parry y Lujara, 2011).

Continúa

BOX 21

Restauración de la conectividad en los humedales de Somerset

El condado de Somerset se ubica en el suroeste de Inglaterra, Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, y alberga extensos territorios bajos que se inundan de manera natural cada invierno. Somerset significa, literalmente, "poblado de verano" porque en tiempos prehistóricos los agricultores se desplazaban hacia territorios más altos junto con su ganado durante el invierno para evitar la elevación de las aguas. Durante siglos, los humedales fueron drenados y la extracción de turba destruyó la mayor parte de los brezales y fragmentó otros hábitats naturales. Pero, a pesar de estos cambios, Somerset todavía posee un cuarto de las praderas costeras y pastizales en llanuras de inundación del país: más de 75 000 hectáreas de importancia como hábitat para aves (ADAS, 1995).

Algunos hábitats naturales han sido incluidos entre las áreas protegidas estatales y de ONG, o forman parte de los 25 Sitios de Interés Científico Especial (legalmente declarados) donde se llevan a cabo controles de conservación, o son Áreas Ambientalmente Sensibles de la Unión Europea. Las turberas, antes saqueadas para usarlas como combustible, han sido compradas por el gobierno u ONG y restauradas. Para ello se han cavado una serie de lagos interconectados y se ha promovido el restablecimiento de la vegetación nativa. Ya es evidente el incremento en las poblaciones de aves zancudas y rapaces; la nutria europea (*Lutra lutra*), antes amenazada, ya ha regresado. La conservación ha permitido la interconexión entre hábitats nativos remanentes mediante la restauración; además, se están restableciendo los patrones naturales de flujo de las aguas, con lo que temporalmente se reconectan sitios, ayudando a la dispersión de criaturas acuáticas (English Nature, 1997; Dudley y Rao, 2008).

Estos esfuerzos se están redoblando ante los probables impactos del cambio climático. En las próximas décadas, la frecuencia y escala de eventos de inundaciones se incrementarán y el aumento en el nivel del mar acelerará todavía más el proceso (Heathwaite, 1993). Los gobiernos locales y el nacional reconocen que será muy costo proteger al condado completo, por lo que se están concentrando en centros de población, para permitir que las inundaciones estacionales vuelvan a los terrenos bajos y áreas marginales. Los cambios en el próximo siglo podrían devolver tipos de hábitats que se han ido reduciendo o que han estado ausentes por miles de años. Una combinación de intentos pragmáticos para enfrentar el cambio climático mediante la restauración focalizada podría ayudar a crear conexiones entre hábitats a todo lo largo y ancho del condado y, debido a la presencia de aves acuáticas migratorias, tener también impactos regionales importantes.

RECUADRO 22

La restauración de las turberas trae múltiples beneficios

Las turberas cubren solamente el 3 por ciento de la superficie terrestre del mundo, pero son el depósito de carbono más grande del planeta. Se calcula que las turberas del planeta albergan 550 mil millones de toneladas de carbono. Sin embargo, la destrucción de estos hábitats hace que el carbono se libere. La mayoría de los

Continua

Recuadro 22 continuación

pronósticos sobre el cambio climático se basan en el potencial de cambio en las turberas boreales, lo que crea un círculo vicioso entre la liberación de carbono y el cambio climático (Parish et al. 2007; Sabine et al. 2004). La restauración de las turberas se ha convertido, entonces, en una prioridad urgente. Las acciones de restauración pueden tener impactos positivos en las poblaciones silvestres de estas zonas, donde en las últimas décadas se ha cambiado el uso del suelo, incluso hacia plantaciones. La conservación muy probablemente beneficiará a la flora nativa y fauna asociada con las zonas de humedales.

En muchos países ya se están ejecutando proyectos. En Bielorrusia, por ejemplo, 40 000 ha de turberas degradadas han sido restauradas a su estado natural y 150 000 ha más están en proceso de restauración. La mitad de estas áreas ya están oficialmente protegidas, por lo que se podría pensar que su futuro está asegurado; las demás entrarán al sistema de protección una vez que hayan sido restauradas. Se calcula que el trabajo hecho hasta ahora ha logrado una reducción anual de gases con efecto invernadero equivalente a 448 000 toneladas de CO² por incendios y mineralización de las turberas. La rehabilitación de las turberas degradadas también ha ahorrado al gobierno unos 1,5 millones de USD anualmente por costos evitados en el control de incendios. Los proyectos de restauración gozan del apoyo decidido de las comunidades que se benefician de la caza y la pesca en los humedales y de la recolección de plantas medicinales y frutos silvestres (Rakovich y Bambalov, en prensa).

5.3.3 RESTAURACIÓN DE LOS BOSQUES

La deforestación ha sido una actividad humana durante miles de años. Algunas estimaciones establecen que hemos destruido cerca de la mitad de los bosques del planeta y que, en el siglo anterior, la tasa de destrucción se incrementó. Sin embargo, recientemente, se han visto signos de que la tendencia se empieza a revertir. La restauración de los bosques es parte de este cambio; cada vez son más frecuentes los proyectos de restauración de colinas desnudas –muchos de ellos de manera informal. No obstante, un enfoque más sistemático que considere las causas de la deforestación y la planificación del uso a futuro del paisaje tendrá mayores probabilidades de éxito (Hobbs y Norton, 1996). En algunos casos, el uso de especies arbóreas nativas ayuda a recrear un ecosistema similar al que se perdió en décadas o siglos anteriores. En otros, la plantación de árboles exóticos para madera o pulpa aumenta la extensión del terreno cubierto de árboles, aunque algunos se cuestionan si una plantación en monocultivo puede ser considerada como un bosque.

La restauración de los bosques se puede dividir en tres tipos principales (Mansourian, Vallauri y Dudley, 2005). A continuación se listan por orden de costos crecientes:

1. Proceso natural: esto ocurre cuando desaparece la presión sobre el bosque; en Europa, por ejemplo, el abandono de tierras cultivadas ha hecho que el bosque se reinstale.
2. Restauración planeada: esto ocurre cuando se controla artificialmente la presión sobre el bosque; por ejemplo, la instalación de cercados para evitar el pastoreo, con lo que la vegetación rebrota de manera natural.

3. Plantación de árboles: esto ocurre cuando organizaciones públicas y privadas, así como individuos, siembran plántulas de árboles.

La conservación de la fauna y la restauración de los bosques con frecuencia se apoyan mutuamente. El uso de agentes naturales dispersores de semillas para mejorar la reforestación ha sido exitoso en varios casos. Más del 95 por ciento de los árboles tropicales dispersan sus semillas por medio de animales –aves, murciélagos, primates, elefantes, ungulados y aun peces (en los bosques estacionalmente anegados de la Amazonia). En los bosques africanos y asiáticos, los elefantes (*Loxodonta spp.* y *Elephas maximus*) dispersan más semillas que cualquier otra especie, en términos de cantidad, número de especies y distancia desde la planta madre; con razón se les ha llamado “los megajardineros del bosque” (Campos-Arceiz y Blake, en prensa). Algunas especies de árboles, como *Balanites wilsoniana* producen semillas tan grandes que solo los elefantes pueden dispersarlas (Babweteera, Savill y Brown, 2007). Los primates también juegan un papel importante en el mantenimiento de la biodiversidad del bosque. En el Parque Nacional Tai, en Costa de Marfil, los monos dispersan el 75 por ciento de las especies de árboles, de las cuales, el 69 por ciento son dispersadas casi exclusivamente por ellos (Koné *et al.* 2008).

La protección de los dispersores de semillas es, por lo tanto, un elemento importante de la reforestación si se quiere restaurar un bosque rico en biodiversidad. Si se mantiene un corredor entre el bosque natural existente y el área reforestada, los animales llevarán las semillas en su tripa después de alimentarse con frutas del bosque natural y las depositarán en el área en proceso de reforestación. Para aumentar la probabilidad de que esto ocurra, se pueden plantar “especies marco” que produzcan frutos que atraigan a frugívoros de los bosques vecinos. Aun si no se cuenta con un corredor, los pájaros y los murciélagos volarán al sitio reforestado tan pronto como los nuevos árboles empiecen a fructificar, y otros animales, como los primates y elefantes, se atreverán a cruzar paisajes agrícolas para llegar a las nuevas fuentes de alimento.



BODHI SURF SCHOOL

Los tucanes (Ramphastidae sp.) son importantes agentes dispersores de semillas en los bosques neotropicales.

RECUADRO 23

La restauración de bosques secos tropicales con la ayuda de aves y mamíferos

Las montañas del norte de Tailandia poseen bosques tropicales estacionalmente secos que probablemente se verán expuestos a condiciones de sequía extrema con el cambio climático. La tala comercial representa la principal amenaza inmediata para su conservación, ya que exacerba los problemas de degradación y de fragmentación. El gobierno ha prohibido la tala, en respuesta a las amenazas y ha declarado áreas de protección para detener las actividades humanas destructivas en zonas claves. En pocos casos, la colaboración internacional ha permitido el desarrollo de prácticas de manejo para combatir la tala y la degradación de los bosques. Entre esas prácticas está la restauración de los bosques en el Parque Nacional de Doi Suthep-Pui (PNDSP), al noroeste de Chiang Mai en la zona norte de Tailandia (Blakesley y Elliot, 2003).

La zona tiene un clima monzónico con temporadas secas y húmedas muy pronunciadas. La regeneración natural de la vegetación nativa no es suficiente para revertir los procesos de degradación del bosque pues, además de la tala, sufre de condiciones climáticas diversas y la exposición a incendios durante la época seca (Blakesley y Elliot, 2003).

La Unidad de Investigación para la Restauración de los Bosques (FORRU, por sus siglas en inglés) de la Universidad de Chai Mai, en colaboración con el PNDSP y el departamento de Investigación Internacional en Horticultura del Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, han adaptado el método de especies marco para restaurar los bosques estacionalmente secos en cuencas degradadas en las montañas del norte de Tailandia. La estructura básica y función de los bosques se restablecen rápidamente al plantar una mezcla de 20-30 especies arbóreas nativas cuidadosamente seleccionadas (tanto pioneras como clímax), entre las que se incluyan especies con frutos que atraigan frugívoros, especialmente pájaros y mamíferos. Cuando los árboles plantados producen frutos, atraen a los animales dispersores de semillas de los bosques naturales cercanos y entonces la biodiversidad se empieza a recuperar. Las excretas de los animales contienen semillas de otras especies de plantas, lo que mejora la diversidad en los sitios restaurados (Blakesley y Elliot, 2003).

En vivero se hicieron experimentos para desarrollar prácticas hortícolas que permitieran optimizar el vigor y salud de las plántulas. Desde 1998, se han establecido cada año parcelas experimentales en colaboración con la comunidad indígena de Hmong que vive en el PNDSP. FORRU ha ayudado a los pobladores para que establezcan sus propios viveros comunales donde se pruebe, en condiciones de la aldea, la viabilidad de los nuevos métodos desarrollados en las parcelas de investigación (Blakesley y Elliot, 2003).

El proyecto ha demostrado que la cobertura forestal se puede restaurar en laderas seriamente degradadas a 1 300 m de altitud en 3-4 años. El dosel empieza a cerrarse a fines del segundo año y está casi completamente cerrado a fines del cuarto año. Un número cada vez mayor de insectos en las parcelas plantadas atraen a potenciales dispersores de semillas, como pájaros y mamíferos con dietas mixtas. De esta forma, los sitios degradados gradualmente recuperan la composición de especies que tenía el bosque nativo original (Blakesley y Elliot, 2003).

5.3.4 Restauración de las sabanas y las praderas

Las praderas y sabanas sobreviven si se logra un delicado balance entre pastoreo, incendios y condiciones climáticas: los cambios en cualquiera de los componentes altera el ecosistema; en condiciones de cambio climático, ambos ecosistemas probablemente van a necesitar restauraciones frecuentes.

La restauración puede ser de tres tipos:

1. Para contrarrestar la degradación: restablecimiento de praderas y sabanas en áreas donde se han degradado, en casos extremos, hasta convertirse en áreas desérticas o semidesérticas.
2. Para contrarrestar la alteración: restablecimiento de mezclas de especies nativas y de funciones del ecosistema en praderas que han sido radicalmente alteradas por el sobrepastoreo, incursiones de especies invasoras o plantación deliberada de especies exóticas.
3. Para contrarrestar la invasión: restablecimiento de praderas y sabanas en áreas donde la plantación deliberada o la eliminación de la vegetación por los herbívoros ha resultado en matorrales o invasión.

A largo plazo, la restauración de la biomasa del suelo podría ser tan importante como la restauración de la vegetación para la estabilidad del sistema. Probablemente, los cambios climáticos resultantes de las mayores sequías y de los patrones climáticos inestables –que en zonas áridas aumentan el riesgo de tormentas de polvo o de arena aumentará la necesidad de restauración. En términos prácticos, la restauración a menudo implica la reducción de la presión de pastoreo, lo que significa que se deben hacer cuidadosas negociaciones con agricultores y ganaderos. Si se enfoca la restauración en áreas claves, por ejemplo, a lo largo de las rutas de migración de aves y mamíferos, se pueden maximizar los beneficios de la inversión.

Las sabanas de alcornoque del Mediterráneo (Recuadro 8) son un ejemplo de qué tan beneficioso puede ser el buen manejo de los ecosistemas para la vida silvestre. En toda su extensión, las sabanas de alcornoque son amenazadas por una combinación de factores ambientales y de manejo. Entre los factores de manejo

RECUADRO 24

La recuperación de pastizales y herbívoros después de la sequía en el Amboseli

La cuenca del Amboseli, en el sur de Kenia, que abarca el Parque Nacional Amboseli y el ecosistema Amboseli en general es el refugio estacional de herbívoros durante la estación seca. El agua del deshielo del monte Kilimanjaro alimenta la cuenca y provee una fuente permanente de agua en forma de grandes pantanos dentro del parque mientras que las lluvias estacionales llenan las planicies de inundación del lago Amboseli. Herbívoros migratorios, cuyo desplazamiento se relaciona directamente con la lluvia estacional y la disponibilidad de agua, se congregan en esta zona durante la época seca (Ogutu et al. 2008; Western, 2007).

Esta cuenca ha sufrido grandes cambios en las últimas décadas: el mosaico de pastizales y bosque ralo se convirtió en pastizal abierto y la temperatura diurna se incrementó fuertemente (Altmann et al. 2002; Western y Maitumo, 2004). Y más

Continua

Recuadro 24 continuación

importante aún, los patrones de precipitación se volvieron más estocásticos, con precipitaciones anuales que varían más de cuatro veces y una larga estación seca, a menudo precedida por un periodo de sequía (Altmann *et al.* 2002).

La sequía severa más reciente, por ejemplo, fue el resultado de la poca lluvia en el 2008 y la ausencia total de una temporada de lluvias en el 2009. Las fuentes de agua cada vez más reducidas atrajeron un gran número de herbívoros que rápidamente acabaron con los pastizales de la zona. En consecuencia, las poblaciones colapsaron durante el periodo de sequía. La tasa general de mortalidad superó el 75 por ciento: casi cuatro veces más alta que los niveles registrados desde 1967, que nunca excedieron el 20 por ciento de las poblaciones de herbívoros. Entre setiembre y noviembre del 2009, la población de ñus (*Connochaetes taurinus*) se redujo en un 92 por ciento y la de cebras (*Equus quagga*) entre 71-85 por ciento; al final de la sequía únicamente quedaban 312 ñus y 1 828 cebras en la cuenca del Amboseli.

Otras especies afectadas por la sequía fueron el búfalo africano (*Syncerus caffer*) y la gacela de Grant (*Nanger granti*), cuyas poblaciones se redujeron en 65 y 66 por ciento respectivamente; también murieron grandes cantidades de elefantes (*Loxodonta africana*) e hipopótamos (*Hippopotamus amphibius*) (Kenya Wildlife Service *et al.* 2010; Western 2010; Western y Amboseli Conservation Program, 2010; Worden, Mose y Western 2010).

La sequía terminó con lluvias fuertes y prolongadas en diciembre 2009, con lo que el ecosistema empezó a restaurarse. La vegetación se recuperó rápidamente con la lluvia y la baja presión de rumiantes sobrevivientes. Las poblaciones de herbívoros también empezaron a recuperarse rápidamente, con la ayuda (en el caso de los ñus) de la inmigración proveniente de ecosistemas vecinos, como el Parque Nacional Tsavo. Para junio del 2010, la población de ñus ya alcanzaba 1 667 animales, aunque todavía muy lejos de los 7 000 que había en el 2007 (Western y Amboseli Conservation Program, 2010). El restablecimiento en forma natural de las poblaciones de herbívoros a partir de poblaciones vecinas ilustra la importancia de mantener corredores para la fauna silvestre. Si el sistema del Amboseli hubiese estado aislado, la recuperación habría sido mucho más lenta debido, particularmente, a la presión de los predadores en la cuenca.

En el parque los herbívoros dependen de los pantanos como fuente permanente de agua en tiempos de sequía, lo cual fortalece aun más la necesidad de mantener la conectividad entre ecosistemas. El Servicio de Vida Silvestre de Kenia está contribuyendo a la restauración del Parque Nacional Amboseli de dos maneras. Para que se restablezcan las poblaciones de herbívoros, se planea introducir gradualmente 3 000 ñus y 4 000 cebras provenientes de criaderos vecinos (Kenya Wildlife Service, 2010b). La primera fase se inició en febrero del 2010 con la captura y reubicación de 137 cebras (Wildlife Extra, 2010).

El Servicio de Vida Silvestre de Kenia también ha dado su apoyo a un plan para el establecimiento de parcelas de restauración en bosque ralo y pantanos; a la vez, se está dando mantenimiento a las parcelas y cuarteles de restauración ya existentes (Kenya Wildlife Service *et al.* 2010; Western y Amboseli Conservation Program 2010). El cercado de áreas ha demostrado ser una forma eficiente, en términos de costos, para promover la regeneración de la vegetación (Western y Maitumo, 2004).

están las políticas deficientes y la mala gobernanza, la falta de capacidad técnica e inversiones inadecuadas en el manejo sostenible y en las prácticas de restauración. Con el impacto del cambio climático, la situación se vuelve aun más crítica: mayor vulnerabilidad de los alcornos a las enfermedades, plagas e incendios forestales en gran escala lo que finalmente conduce a un aumento en la pérdida de la biodiversidad.

5.4 ADOPCIÓN DE ENFOQUES INTEGRADOS Y DE PAISAJE

La adaptación al cambio climático ya empezó, aunque de manera reactiva, ya que muchas sociedades todavía no están preparadas para adaptarse a los cambios y enfrentar eventos climáticos extremos. Dado que el uso de la tierra y el cambio climático contribuyen a los principales cambios ambientales que ya estamos viviendo (Costa y Foley 2000; Pielke, 2005), la mejor forma de adaptarse a las condiciones climáticas cambiantes y de mitigar sus efectos es por medio de un enfoque preventivo que integre los efectos ambientales del clima cambiante a la planificación del uso de la tierra. Tales enfoques son particularmente útiles para enfrentar los eventos que afectan a los ecosistemas en gran escala, como los incendios forestales y las especies invasoras. La planificación adecuada del uso de los recursos debe ser parte de este proceso.

Las políticas y legislación públicas juegan un papel importante en la facilitación de adaptación al cambio climático. La planificación del uso de la tierra se debe regular mediante políticas que tomen en cuenta los cambios continuos y los eventos extremos (FAO, 2011b). En muchos países del mundo ya se está incorporando información sobre el clima y los ecosistemas cambiantes a la planificación del uso de los recursos, y se están asignando fondos nacionales e internacionales para tal propósito (Parry *et al.* 2007). En el desarrollo de tales planes de uso integrado de la tierra, se deben considerar las causas directas del cambio climático, junto con sus efectos tanto inmediatos como a largo plazo. La mitigación del riesgo solo puede tener éxito si la planificación del uso de la tierra toma en consideración los impactos de las condiciones climáticas cambiantes; particularmente, las relacionadas con el desplazamiento de las actividades humanas y el desarrollo. La planificación debe considerar no solo el cambio probable en frecuencia y extensión de los riesgos existentes, sino también la posible aparición de nuevos riesgos.

La planificación por lo general entraña la integración de varios enfoques. Bajo condiciones de sequías cada vez más severas, por ejemplo, el manejo de permisos de pastoreo de ganado no siempre considera el peligro de degradación de la tierra. En tales casos, la planificación mejorada del uso de la tierra también debe considerar la restauración de terrenos degradados, la sostenibilidad y los beneficios para los medios de vida de los seres humanos (Curtin, 2002).

Algunos estudios ofrecen modelaciones de los efectos futuros del cambio climático a nivel local y regional, con resultados que se podrían usar para mejorar la planificación del uso de la tierra (p.ej., Colls, Ash e Ikkala, 2009). Algunos de ellos han resultado en planes de uso de la tierra exitosos, aunque los altos costos hacen que requieran financiamiento internacional, particularmente en países en

vías de desarrollo. Las nuevas herramientas tecnológicas han hecho posible la integración de información sobre diferentes características del suelo en modelos informáticos para predecir la vulnerabilidad al cambio climático. Tales modelos ayudan a identificar las mejores prácticas de manejo para áreas específicas pues no solo permiten predecir los efectos potenciales del cambio climático sino también las actividades (y su alcance) que el suelo puede sostener sin que haya pérdidas en el ecosistema.

La planificación mejorada del uso de la tierra debe considerar enfoques participativos que incluyan a las comunidades locales en el proceso de planificación; además, se les debe informar sobre los cambios probables en su área y se debe tomar en cuenta sus intereses. En Sudán, por ejemplo, se diseñó un plan de manejo que diversifica las técnicas tradicionales de cosecha y conservación de agua, y prevé la instalación de barreras contra el viento para contrarrestar los efectos de la menor precipitación en la degradación de la tierra (Osman-Elasha *et al.* 2006). En Florida, Estados Unidos, un taller con la participación de las comunidades locales se centró en la necesidad de mejorar la resiliencia de las comunidades ante los riesgos de tormentas e identificó estrategias para evitar que se amplíen las zonas propensas a las tormentas (Frazier, Wood y Yarnal, 2010).

El Gobierno Etíope ha desarrollado un Programa de Acción para la Adaptación al Cambio Climático (National Meteorological Agency, 2007). Este programa forma parte de un proyecto financiado por el GEF y desarrollado con el apoyo del PNUD, como consecuencia del incremento de 0,37 °C detectado en la temperatura media anual cada diez años entre 1961 y 2005, lo que hizo que aumentara la frecuencia de las sequías. El plan incluía una lista de 37 acciones de adaptación que van desde pólizas de seguros para los cultivos hasta la construcción de capacidades para crear sistemas de irrigación en pequeña escala, el establecimiento de una reserva natural en el valle Great Rift y el mejoramiento en el uso de los suelos en las montañas.

Estos planes integrados serán cada vez más importantes y complejos, a medida que conozcamos más sobre los impactos probables y las posibles respuestas ante el cambio climático. Desde la perspectiva del manejo de la fauna, tal integración implica, por ejemplo, que diferentes grupos de especies sean considerados de manera igualitaria. Todavía hay mucho que aprender sobre cómo puede funcionar la integración en la práctica. Los enfoques integrados que a continuación se describen consideran como aspectos claves los incendios y las especies invasoras, aunque los principios se pueden aplicar también en otras situaciones.

5.4.1 Manejo de incendios forestales

Los incendios se han identificado como un factor crucial de cambio en un clima alterado. Las respuestas no se pueden limitar al manejo de sitios individuales, sino que requieren un enfoque de paisaje más amplio. Los regímenes de incendios se han modificado en el curso del último siglo y continúan cambiando (Dale *et al.* 2001). Este cambio ha provocado algunas respuestas ambientales significativas, incluyendo el cambio hacia especies mejor adaptadas al fuego, cambios en los

tipos de bosques con especies no nativas o de bajo valor y la degeneración hacia matorrales, pastizales y aun, desiertos. Muchos de estos cambios ambientales han hecho que se deteriore la calidad del agua y se reduzca en cantidad; asimismo, se ha disminuido el potencial de secuestro de carbono de los bosques (con lo que podría aumentar la velocidad del cambio climático) y la pérdida de medios de vida para las comunidades locales. La adaptación de los bosques a un clima cambiante y el mayor impacto mayor del fuego constituyen un gran desafío y podría tener costos significativos. Por otra parte, si este desafío no se enfrenta, el costo para la sociedad y el ambiente será aún mayor.

Ecosistemas sensibles al fuego

El meollo del problema en ecosistemas sensibles al fuego no es tanto el incendio mismo sino la frecuencia de los eventos. Los registros históricos y la presencia de carbón en los perfiles del suelo muestran que los incendios en bosques tropicales, aun en bosques húmedos, ocurren con alguna frecuencia. Incluso, el fuego se puede considerar endémico en algunas áreas, aunque en bosques húmedos tropicales ocurre a intervalos de cientos, si no miles de años. Los bosques más húmedos se queman menos frecuentemente, pero son más vulnerables al fuego que los bosques secos porque la corteza de los árboles es más delgada y sufren tasas de mortalidad mucho más altas. Los disturbios periódicos por el fuego en estos ecosistemas también pueden favorecer la reproducción y abundancia de algunas especies maderables importantes del bosque tropical y mantener la biodiversidad (Otterstrom y Schwarts, 2006; Snook, 1993).

Una de las estrategias claves de adaptación a los incendios forestales es el uso del ‘manejo integral de incendios’, un marco comprensivo para manejar los incendios y las emisiones provocadas, tanto en ecosistemas sensibles como dependientes del fuego (FAO, 2006; Myers, 2006).

Este marco incluye:

- Evaluación y análisis del contexto
- Definición de los objetivos del manejo de incendios y condición deseada del ecosistema
- Evaluación del marco legal, político e institucional
- Prevención y educación
- Preparación y respuesta ante incendios
- Restauración, recuperación y mantenimiento de ecosistemas
- Manejo adaptativo, investigación y transferencia de información

La tenencia de la tierra es tan fundamental para el manejo exitoso de los incendios como para otros problemas de manejo de la tierra. Los propietarios por lo general tienden a evitar el uso del fuego como herramienta de manejo de la tierra y a invertir más en la prevención de incendios accidentales, con lo que se acumulan especies sensibles al fuego en sus propiedades (Nepstad *et al.* 2001). En algunos casos, el uso excesivo del fuego causa otro tipo de problemas. Dentro del marco del manejo integrado de incendios, las estrategias para el buen manejo de los incendios deben considerar la participación de los actores locales que provocan los incendios que

degradan el bosque y lo convierten en sistemas sensibles al fuego. Las comunidades locales son socios lógicos en el manejo y supresión de incendios porque son, a la vez, la primera línea de ataque y los más afectados por fuegos no deseados (Ganz, 2001; Ganz *et al.* 2007; FAO y FireFight South East Asia, 2002). Tales comunidades deberían recibir incentivos por el control de las quemas con fines agrícolas y por la extinción inmediata de fuegos no deseados. Las estrategias exitosas requieren planes y procedimientos que conecten las acciones locales y regionales de supresión de incendios, como una función de tamaño, duración y complejidad esperada. La movilización de las comunidades locales se puede mejorar a través de capacitación para la detección temprana, ataque inicial y comunicación descentralizada. Al igual que con el manejo y control de incendios, las comunidades locales son socios lógicos para la rehabilitación de los paisajes degradados y para la reducción de la susceptibilidad al fuego antes de la conversión a terrenos agrícolas o degradados (Ganz *et al.* 2007).

Ecosistemas dependientes del fuego

Al igual que con los sistemas sensibles al fuego, el manejo integrado de incendios también ofrece un marco similar para la adaptación de ecosistemas que dependen del fuego. La adaptación de los ecosistemas implica el uso de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos como parte de una estrategia general de adaptación que ayude a la gente a adaptarse a los efectos adversos del cambio climático. El rasgo distintivo de los sistemas que dependen del fuego es que el fuego en sí mismo se usa como herramienta para el manejo de los incendios (Myers, 2006; FAO, 2006).

Hay muchos ecosistemas forestales y de sabana o pradera que han evolucionado positivamente en respuesta a fuegos frecuentes provocados por causas de origen natural o humano, y han logrado mantener una alta biodiversidad en condiciones cambiantes y con baja intensidad de disturbios. Las prácticas de extinción de incendios en estos ambientes adaptados al fuego hacen que se reduzcan los hábitats propensos al fuego y las especies que dependen de ellos, como el caribú migratorio del bosque (*Rangifer tarandus caribou*) (Canadian Forest Service, 2005; van Lear y Harlow, 2002); (Recuadro 25). Otro efecto colateral es la acumulación de material combustible sobre el suelo, lo que aumenta la amenaza de incendios a escalas e intensidades para las que el bosque no está preparado (Bancroft *et al.* 1985). Este efecto de la extinción de incendios en ambientes adaptados al fuego ya ha sido bien establecido en la literatura (Agee y Skinner, 2005; Baeza *et al.* 2002; Grady y Hart, 2006; Liu, 2004; Myers, 2006; Perry, 1994; Piñol, Beven y Viegas, 2005; Pollet y Omi, 2002; Stocks, 1991).

La variabilidad natural intraespecies y su diferente capacidad de respuesta, evidente en diversas especies de árboles, ofrece oportunidades para mantener los bosques en condiciones de regímenes de disturbios cambiantes. El uso intencional de algún tipo de disturbio para el manejo forestal, como el fuego, puede crear resistencia, resiliencia y gradualmente, cambiar hacia un bosque de transición. Aumentar gradualmente la frecuencia de quemas controladas podría ayudar al bosque a prepararse para la mayor frecuencia de incendios pronosticada por los modelos

RECUADRO 25

Protección del hábitat del reno mediante el manejo del fuego

El reno (*Rangifer tarandus*), conocido como caribú en Norteamérica, es una especie de venado con poblaciones residentes y migratorias a todo lo largo y ancho de la tundra, taiga y bosques boreales de Asia, Europa y Norteamérica. La especie es numerosa y de amplia distribución y, según la Lista Roja de UICN, es de preocupación menor, con tendencias poblacionales estables (Henttonen y Tikhonov, 2008), aunque algunos comités regionales (p.ej., COSEWIC 2010) consideran que hay subespecies en peligro (p.ej., el caribú migratorio del bosque (*R. t. caribou*), o de especial valor de conservación (p.ej., el caribú de tierra estéril (*R. t. groenlandicus*)).

Los líquenes que crecen sobre el suelo son el principal forraje de invierno para las poblaciones migratorias de renos y esta dependencia hace que la especie sea muy vulnerable a los disturbios causados por el fuego. La destrucción de líquenes a causa de incendios ha sido la causa principal de la reducción de las poblaciones del caribú del bosque y del caribú de tierra estéril en Norteamérica (Cumming, 1992). Después de un incendio, las primeras especies de líquenes tardan entre 20-40 años en reaparecer, y las especies favoritas de los renos tardan entre 40-60 años; una cobertura apropiada para el pastoreo tarda entre 60-80 años y más de 150 años para que las especies preferidas, como *Cladonia mitis*, *Cladonia rangiferina* y *Cetraria nivalis* alcancen nuevamente los niveles presentes antes del incendio (Thomas, Barry y Alaie, 1995). La distribución del caribú se relaciona con la abundancia de líquenes, con una distribución muy limitada en las áreas quemadas hace 50-60 años (Joly, Bente y Dau, 2007) y mucho más frecuentes en bosques viejos (150-200 años) (Thomas, 1998).

Es muy probable que los incendios forestales aumenten en número, extensión e intensidad a través de todos los ecosistemas de la tundra (Joly, Bente y Dau, 2007). Esto reducirá la disponibilidad de los hábitats de invierno preferidos por los renos. Las simulaciones pronostican que un incremento en la frecuencia de los incendios forestales hará que se reduzca la estructura etaria de los bosques y que quedarán pocas áreas con más de cien años, que es el límite inferior del hábitat de invierno preferido por los renos (Rupp et al. 2006).

Dados los fuertes efectos de los incendios forestales en los renos y la dependencia de las comunidades rurales en esta especie para cubrir necesidades que van desde el alimento, el vestido y el abrigo hasta las herramientas y el transporte, no es de sorprenderse que el manejo del fuego sea una importante instrumento de conservación (ver Cumming, 1992; Joly, Bente y Dau, 2007; Stevenson et al. 2003; Thomas, 1998). La mayoría de las medidas de manejo buscan mantener los bosques maduros y de viejo crecimiento (>100 años) mediante el control de incendios para salvaguardar los hábitats de forrajeo en invierno. Entre estas medidas se incluyen: 1) la determinación de áreas mínimas de hábitats maduros (>55 años); 2) la determinación de áreas máximas quemadas en hábitats de invierno; 3) la determinación de la tasa óptima de quema (alrededor de 0,25-0,5 anual); 4) el mapeo anual de áreas quemadas en hábitats de invierno de más de mil hectáreas; 5) el control de incendios en hábitats de invierno para mantener una adecuada distribución etaria de los bosques. Sin embargo, el manejo de los incendios forestales no se debiera centrar en una sola especie, como los renos, sino que se debiera basar en un enfoque de ecosistemas que considere los efectos de los regímenes de incendios sobre un amplio rango de especies (Thomas, 1998).

de cambio climático. La selección natural puede ser intensa y rápida entre plántulas y las quemadas controladas pueden hacer que especies y genotipos apropiados para condiciones de incendios frecuentes tomen la delantera (Galatowitsch, Frehlich y Phillips-Mao, 2009). El uso del fuego y de otros disturbios se debe usar en sitios de investigación controlados para ayudar a identificar los genotipos ya listos que se puedan usar para replantar después de incendios catastróficos.

Cálculo financiero de pérdidas debidas al fuego

Los incendios forestales de gran intensidad a menudo provocan pérdida de beneficios para los ecosistemas y la gente, incluyendo a quienes dependen del hábitat silvestre, especialmente en las áreas de producción de forraje. Los propietarios de grandes propiedades en Mato Grosso, Brasil, afirman que los incendios les causan pérdidas de al menos 11 000 USD al año, por propiedad (Nepstad *et al.* 2001). En las concesiones forestales en Kalimantan oriental, Indonesia, se calculó que la quema de 23 millones de metros cúbicos de madera cosechable debido a los incendios de 1997-1998 dejó pérdidas por aproximadamente 2 000 millones de USD (Hinrichs, 2000). Los costos económicos totales de esos incendios se estimaron en más de 9 300 millones de USD (Asian Development Bank y National Development Planning Agency 1999; Barber y Schweithelm, 2000). El valor de estas pérdidas se calculó a partir de los costos de remplazo o del valor de mercado del recurso quemado (Merlo y Croitoru, 2005), pero se podría incluir también la pérdida de la capacidad de generar ingresos, la pérdida de oportunidades de recreación, los cierres de aeropuertos y la degradación de los servicios ecosistémicos, tales como agua limpia y hábitat para la fauna silvestre (Asian Development Bank y National Development Planning Agency, 1999; Dunn, Gonzalez-Caban y Solari, 2005).

La suma de bienes y servicios del ecosistema muy pocas veces es comprensiva; sin embargo, debe serlo si queremos conocer los costos reales de los incendios y sus impactos a largo plazo en la degradación del sitio sobre los servicios ecosistémicos y la fauna (TSS Consultants and Spatial Informatics Group LLC, 2005). Tales cálculos son un importante primer paso en la evaluación general de los costos ambientales, de manera que se consideren los incentivos apropiados en las estrategias de manejo de incendios.

5.4.2 Manejo de especies invasoras y enfermedades de la fauna

Los efectos de las interacciones entre el calentamiento global y las invasiones biológicas son alarmantes, por lo que es cada vez más urgente contar con políticas de conservación efectivas. Estas no solo deben tratar de responder a las invasiones sino también explorar medidas proactivas para contrarrestar los cambios climáticos pronosticados.

En general, es de crucial importancia que los gobiernos promuevan estrategias coordinadas para mitigar los impactos de las invasiones. Estas se deben basar en, por ejemplo, la prevención de nuevas incursiones pero, también, deben asegurar el manejo pronto y efectivo de las especies invasoras cuando la prevención falla. Como principio general, a nivel mundial se reconoce que la prevención debe ser la primera

línea de defensa porque evitar la llegada o introducción de especies potencialmente invasoras es mucho más eficiente, en términos de costos, que lidiar después con el problema. Es claro, sin embargo, que un marco preventivo no detendrá completamente la ocurrencia de nuevas introducciones, por lo que es importante emplear un enfoque jerárquico: la prevención es la primera prioridad, seguida por la detección temprana y respuesta rápida cuando falla la prevención, seguida de la erradicación de especies invasoras y, finalmente, el control como última opción.

Debe quedar claro que todas las medidas necesarias para mitigar el impacto de las invasiones son potencialmente afectadas por el cambio climático y, por lo tanto, es urgente que desarrollemos nuestras estrategias teniendo ese principio en mente. La respuesta rápida, por ejemplo, es, de lejos, el enfoque de manejo más eficiente contra las invasiones; en general, la remoción de una especie es más fácil –y por lo general, factible inmediatamente después de la introducción, cuando las poblaciones son todavía pequeñas y confinadas a áreas restringidas (Genovesi *et al.* 2010). La exitosa erradicación del castor americano (*Castor canadensis*) en Francia, o del puercoespín de la India (*Hystrix indica*) en el Reino Unido, fue posible gracias a una rápida reacción que empezó antes de que las especies se establecieran ampliamente en la naturaleza (Genovesi, 2005). La respuesta rápida también se sustenta en la predicción de las especies más propensas a convertirse en invasoras. El potencial de una especie de llegar y establecerse depende, en buena medida, de las condiciones climáticas de la zona invadida. Muchas especies tropicales que están llegando a Europa encuentran ahora temperaturas que les permiten establecerse en la región.

La rápida eliminación no es la única respuesta a la invasión: hay numerosos ejemplos de erradicación exitosa de poblaciones ya establecidas de especies



JOHN AND KAREN HOLLINGSWORTH/FISH AND WILDLIFE SERVICE/BIGWOOD.ORG

El cambio climático facilita la dispersión de especies invasoras como el coipú (Myocastor coypus).

invasoras. A nivel mundial, se han registrado 1 129 programas de erradicación de especies de plantas o animales invasores en toda clase de ambientes y con resultados sobresalientes en términos de recuperación de la biodiversidad (Genovesi, 2011). La erradicación exitosa del coipú (*Myocastor coypus*) en East Anglia, Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, por ejemplo, se facilitó con la ocurrencia de inviernos fríos que redujeron las poblaciones antes de que se iniciara la campaña de eliminación (Gosling, 1981; Panzacchi *et al.* 2007);(Recuadro 26). Sin embargo,

RECUADRO 26 Invasión y eliminación del coipú en Europa

El coipú (*Myocastor coypus*) es un roedor grande y semiacuático nativo de América del Sur que ha sido introducido en muchas partes del mundo por su valiosa piel. Como consecuencia de animales escapados o liberados, la especie se ha establecido en muchos países de Asia, Europa y Norteamérica, donde causa un fuerte impacto en la vegetación natural, en los cultivos de los que se alimenta y daños a las riberas de los ríos y diques por su conducta excavadora. El coipú también puede afectar negativamente a especies de insectos, pájaros y peces y alterar la funcionalidad de los ecosistemas de agua dulce. Las pérdidas económicas causadas por el coipú pueden ser severas. En Italia, por ejemplo, el costo anual promedio del daño causado por el coipú excede los 4 millones de EUR y se cree que llegará hasta 12 millones de EUR en el futuro (Panzacchi *et al.* 2007). La especie es una de las cien invasoras más dañinas del mundo, según el grupo de especialistas en especies invasoras de la Comisión por la Supervivencia de las Especies de UICN (Lowe *et al.* 2000).

Para mitigar sus impactos, se busca controlar al coipú en muchas partes del mundo; de hecho, este es uno de los objetivos principales de varios programas de erradicación. Uno de los programas de erradicación más exitosos fue el de East Anglia, Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, en la década de 1980 (Gosling y Baker, 1989; Genovesi, 2005). El éxito de esa erradicación se facilitó por la susceptibilidad de la especie a los inviernos muy fríos, cuando la tasa de mortalidad puede exceder el 80 por ciento de la población (Carter y Leonard, 2002). Algunas poblaciones incluso colapsan completamente en inviernos muy crudos (Doncaster y Micol, 1990). Por el contrario, después de un invierno suave, las poblaciones de coipús muestran un crecimiento demográfico impresionante con tasas de supervivencia y reproducción más altas.

En muchas partes de Europa y Norteamérica donde la especie ha sido introducida, el clima es continental, con inviernos fríos que limitan la expansión de la especie. Pero el calentamiento global podría hacer que los daños causados por este roedor invasor aumenten considerablemente, al fomentar el crecimiento de las poblaciones, facilitar su expansión hacia áreas que actualmente no son aptas y limitar la eficacia de los programas de control. Las consecuencias podrían ser muy severas, no solo para la diversidad biológica en los ecosistemas de agua dulce, sino también para la economía de muchas áreas rurales. Una gran invasión podría afectar también la seguridad de las personas que habitan cerca de los ríos y las corrientes. El coipú debilita las riberas de los cuerpos de agua al cavar, lo que provoca derrumbes y, en algunos casos, podría provocar inundaciones.

el cambio climático podría facilitar la rápida expansión de este roedor neotropical invasor en buena parte de Europa. De hecho, ya está causando enormes pérdidas económicas en Italia. Los resultados alentadores también dependen de los grandes avances de la ciencia en cuanto a la erradicación. En los últimos años se ha desarrollado un número significativo de técnicas sofisticadas y protocolos, los cuales permiten el empleo de métodos altamente selectivos de eliminación que minimizan los impactos no deseados sobre el ambiente. En la erradicación se han usado muchas técnicas –con frecuencia de manera integrada desde atrapar o disparar a vertebrados, hasta envenenar invertebrados y usar tóxicos, pesticidas y herbicidas para eliminar malezas. También existe un número cada vez mayor de programas que apuntan a varias especies a la vez, con lo que se reducen los costos globales y se multiplican los resultados positivos de las campañas (Genovesi, 2007).

La eficacia de las diferentes técnicas depende de las condiciones climáticas; por ejemplo, la precipitación puede alterar seriamente los efectos de los tóxicos, cambiar la vulnerabilidad de las especies objetivo e influir en la respuesta de los invasores a la eliminación. El efecto potencial del cambio climático en los métodos de eliminación es aun más notable en el caso del control permanente, que es la única alternativa de manejo si la erradicación no es posible.

El calentamiento global agrega nuevos desafíos al manejo de invasiones, ya que afecta la posibilidad de nuevas incursiones y la manejabilidad de las especies y altera la eficacia de las medidas de control. Por lo tanto, es importante considerar tales efectos al formular estrategias de respuesta a las invasiones biológicas en toda la escala, desde el nivel mundial hasta el local. La modelación de poblaciones debe considerar los posibles efectos de los cambios globales. Es urgente el desarrollo de marcos efectivos de alertas tempranas y respuesta rápida, que guíen y sustenten las respuestas de los gobiernos. Asimismo, los métodos de manejo para combatir las invasiones actualmente en uso deben ser probados para detectar los efectos posibles del cambio climático (US Environmental Protection Agency, 2008).

Las condiciones climáticas también afectan el manejo de los patógenos que ingresan a nuevos ambientes y nichos, y con potencial de cambiar la dinámica de enfermedades relacionadas con el cambio climático. En áreas afectadas por incrementos de lluvia y temperatura, así como otros cambios en factores climáticos, se debiera hacer un mayor monitoreo de los cambios en los patrones de enfermedades endémicas y reconocimiento de las nuevas tendencias de patógenos emergentes. Los estudios epidemiológicos para el modelaje de los factores climáticos asociados con brotes de enfermedades pueden ayudar a identificar disparadores para mejorar la vigilancia y medidas preventivas. La identificación de factores de riesgo asociados con el intercambio de patógenos entre la fauna, animales domésticos y personas puede ayudar al desarrollo de planes de respuesta cuando se da el brote de la enfermedad. Este proceso requiere cooperación y que se comparta la información entre los oficiales de salud pública, veterinaria y vida silvestre en la región. La salud de los ecosistemas y la vida silvestre se relaciona directamente con la salud de los humanos y del ganado, de los cuales dependen. Es importante que desarrollemos la capacidad de monitorear, reconocer y responder a eventos de enfermedad poco

usuales por medio del enfoque multidisciplinario “*One Health*” (FAO, 2011c; Newman, Slingenbergh y Lubroth, 2010).



JOHN H. GHENT / USDA FOREST SERVICE / BUGWOOD.ORG

Una avioneta rocía un insecticida biológico como parte de un programa de erradicación de la polilla gitana (Lymantria dispar).

6. Conclusiones

La Década de la Biodiversidad, promovida por la Organización de las Naciones Unidas, se inauguró en octubre del 2010 durante la Décima Conferencia de las Partes del Convenio sobre la Diversidad Biológica en Nagoya, Japón. A pesar de este y otros esfuerzos para revertir tendencias, la pérdida de biodiversidad continúa irreductible en casi todos los países. Los autores de una obra emblemática sobre el impacto de las acciones de conservación en los vertebrados (Hoffman *et al.* 2010) concluyeron que: “*los esfuerzos que se hacen por la conservación siguen siendo insuficientes para compensar la pérdida de biodiversidad provocada por la expansión agrícola, la tala, la sobreexplotación y las especies invasoras exóticas*”.

Lo mismo se puede decir de, virtualmente, todos los grupos de fauna silvestre. En la isla Cat Ba, en el borde del sitio Patrimonio de la Humanidad de Ha Long Bay, Viet Nam, la vida de aproximadamente 63 especímenes del endémico langur de cabeza dorada, también conocido como Cat Ba langur (*Trachypithecus poliacephalus poliacephalus*), pende de un hilo. Actualmente se tiene el apoyo de un proyecto de conservación alemán, de los esfuerzos del personal de la Reserva de la Biosfera y del Parque Nacional Cat Ba y de los tabúes sociales de muchas comunidades locales que prohíben causar daños al langur. No obstante, la especie está en peligro de extinción debido a la caza furtiva y a la erosión de su hábitat a causa del desarrollo turístico. Se pueden contar historias similares acerca de miles de otras especies en todo el mundo. Sin embargo, no hay suficiente tiempo, ni dinero, ni gente dedicada para proteger más que una pequeña fracción de las especies en riesgo.

Si agregamos a esta situación el cambio climático, y no se dan cambios radicales en las políticas y los enfoques, irremediamente nos estamos acercando a un mundo más pobre en cantidad de especies y, en consecuencia, menos estable, menos interesante y menos rico en recursos para nuestro provecho. Muy probablemente, el cambio climático agravará todas las amenazas tradicionales sobre la fauna, y creará otras nuevas. Esto hará que las acciones de conservación sean aun más difíciles que en el pasado. Sin embargo, tal como lo resaltan los estudios de casos reseñados en este trabajo, las especies y hábitats objetivo se *podrían* salvar si se contara con suficientes recursos, voluntad política y apoyo público.

Ya se han comprometido nuevos recursos para la conservación de la biodiversidad, y cada vez es más claro para los responsables en la toma de decisiones que la biodiversidad no es un bono opcional en los asuntos humanos sino la base misma de su existencia. Asimismo, la conservación de la biodiversidad ajustada a las condiciones climáticas cambiantes no es solo necesaria para ayudar a las especies y sus hábitats a adaptarse al cambio sino que tales acciones, además, ayudarán a mitigar el cambio climático. Esto es particularmente cierto en los

ecosistemas que secuestran y almacenan carbono, como los bosques y turberas. No obstante, esta situación hasta ahora no causa desvelos.

Sin embargo, hay razones para mantener las esperanzas. Ya se empieza a reconocer la magnitud del problema, y los gobiernos y otras agencias se están concientizando más que nunca de la necesidad de realizar acciones a mayor escala. Mediante una serie de pasos conceptuales y prácticos se podría empezar a revertir la carrera hacia la pérdida de biodiversidad.

RECONOCER Y PROMOVER EL VALOR TOTAL DE LA VIDA SILVESTRE, INCLUYENDO CONSIDERACIONES PRÁCTICAS, CULTURALES Y ÉTICAS

En la práctica, las decisiones sobre los recursos naturales casi nunca se basan en un solo factor, sino en la acumulación de muchas consideraciones diferentes. El valor de la vida silvestre para la subsistencia humana, el valor económico y los beneficios ecosistémicos son todos importantes. Otros factores fundamentales pueden ser mucho menos tangibles, como el nexo entre una especie en particular y un grupo religioso, o las emociones que genera en algunas personas. El reconocimiento del valor de la vida silvestre es un paso vital para crear la motivación necesaria para el manejo y la conservación eficientes.

ACENTUAR EL PAPEL CLAVE DE LAS ÁREAS PROTEGIDAS EN LA CONSERVACIÓN DE LA VIDA SILVESTRE ANTE EL CAMBIO CLIMÁTICO

Aunque las áreas protegidas no son la herramienta de conservación perfecta, su existencia y manejo eficiente sigue siendo la mejor opción para mantener poblaciones viables de muchas especies silvestres. Las áreas protegidas ubicadas en refugios climáticos son particularmente importantes; sin embargo, aquellas en ecosistemas cambiantes o vulnerables pueden desempeñar un papel crucial en las estrategias de conservación. Las áreas protegidas no se deberían limitar a terrenos o áreas acuáticas en manos privadas, comunales o estatales. El manejo y co-manejo de las áreas por parte de las comunidades indígenas también puede ser igual o más eficaz (Dudley, 2008). Para consolidar, asegurar y expandir la red de áreas protegidas en todo el mundo, tal como lo reconocieron los signatarios del Convenio de Diversidad Biológica, también es importante que tales áreas no sean vistas únicamente como sitios de manejo de la vida silvestre, sino que se aprecie y financie su valor por los servicios ecosistémicos, culturales, recreativos, de salud y medios de vida que proveen (Stolton y Dudley, 2010).

PRIVILEGIAR LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Las áreas protegidas nunca podrán proteger toda la vida silvestre y, en algunas situaciones, los terrenos bien manejados pueden ser vehículos más eficientes para la conservación de la vida silvestre que las áreas protegidas mal manejadas o con pobreza de recursos. Quienes manejan los recursos forestales desempeñan un papel fundamental pues deben: 1) asegurar que el manejo forestal sea compatible con la supervivencia de la vida silvestre nativa; 2) proteger las zonas y parches no manejados dentro del área forestal; 3) proteger los cursos de agua; 4) controlar

la caza furtiva y el comercio de carne de monte; 5) detener el avance de especies invasoras. Ya existe una gran variedad de herramientas, guías y buenas prácticas para la conservación de la biodiversidad. El debate de 20 años sobre los impactos del manejo forestal en el ambiente ha logrado, en alguna medida, que este sector esté mejor equipado para asegurar la mejor combinación posible entre producción y conservación, siempre y cuando cuente con las estructuras de apoyo y las políticas relevantes y necesarias.

MANTENER LOS ESFUERZOS DE INVESTIGACIÓN Y MONITOREO

Todavía hay muchas cosas que no sabemos acerca del impacto del cambio climático en la vida silvestre. La mayoría de los textos que conforman esta publicación se basan en resultados de la última década; como quien dice, estamos recién empezando a entender lo que pasa. Si logramos asegurar que haya suficientes recursos, capacidades y tiempo para medir y entender lo que está sucediendo, y logramos desarrollar estrategias comprehensivas de respuesta, podremos mejorar significativamente las posibilidades de entregar a las nuevas generaciones un mundo todavía rico en especies silvestres.

Una cosa es clara: la pérdida de biodiversidad no se detendrá si no logramos estabilizar el clima; y si queremos estabilizar el clima e iniciar una era con bajos niveles de carbono, debemos proteger la biosfera que es el sistema que sustenta la vida en nuestro planeta.

7. Bibliografía

- Ackerman, A.S., Toon, O., Steven, D., Heymsfield, A., Ramanathan, V. y Welton, E. 2000. Reduction of tropical cloudiness by soot. *Science*, 288: 1042–1047.
- ADAS. 1995. *Somerset levels and moors environmentally sensitive area – environmental guidelines*. Taunton, UK, Agricultural and Development Advisory Service.
- Agee, J.K. y Skinner, C.N. 2005. Basic principles of forest fuel reduction treatments. *Forest Ecology and Management*, 211: 83–96.
- Ahola, M., Laaksonen, T., Sippola, K., Eeva, T., Rainio, K. y Lehikoinen, E. 2004. Variation in climate warming along the migration route uncouples arrival and breeding dates. *Global Change Biology*, 10: 1610–1617.
- Alencar A., Nepstad, D.C. y Vera Diaz, M.C.V. 2006. Forest understory fire in the Brazilian Amazon in ENSO and non-ENSO years: area burned and committed carbon emissions. *Earth Interactions*, 10: 1–17.
- Altizer S., Bartel, R. y Han, B.A. 2011. Animal migration and infectious disease risk. *Science*, 311: 296–302.
- Altmann, J., Alberts, S.C., Altmann, S.A. y Roy, S.B.. 2002. Dramatic change in local climate patterns in the Amboseli Basin, Kenya. *African Journal of Ecology*, 40: 248–251.
- AmphibiaWeb. 2011. Information on amphibian biology and conservation. Berkeley, California, AmphibiaWeb. (disponible en www.amphibiaweb.org/).
- Anderson, A.N., Orgeas, J., Blanche, R.D. y Lowe, L.M. 2003. Terrestrial insects. In Anderson, A.N., Cook, G.D. & Williams, R.J., eds. *Fire in tropical savannahs: The Kapalga experiment*. *Ecological Studies*, 169: 107–125. New York, USA, Springer-Verlag. 280 pp.
- Andreae, M.O., Rosenfeld, D., Artaxo, P., Costa, A. A., Frank, G.P., Longo, K.M. y Silva-Dias, M.A.F. 2004. Smoking rain clouds over the Amazon. *Science*, 303(5662): 1337–1342.
- Appiah, M. 2007. Fire: a necessary evil. In Heikkilä, T., Grönqvist, R. & Jurvélius, M., eds. *Wildland fire management handbook for trainers*, pp. 238–245. Helsinki, Finland, Development Policy Information Unit, Ministry for Foreign Affairs of Finland. (disponible en www.fire.uni-freiburg.de/literature/Fire-Management-Handbook-2007.pdf).
- Arzel, C., Elmberg, J. y Guillemain, M. 2006. Ecology of spring-migrating Anatidae: a review. *Journal of Ornithology*, 147: 167–184.
- Arzel, C., Elmberg, J., Guillemain, M., Lepley, M., Bosca, F., Legagneux, P. y Nogues, J.-B. 2009. A flyway perspective on food resource abundance in a long-distance migrant, the Eurasian Teal (*Anas crecca*). *Journal of Ornithology*, 150: 61–73.

- Asian Development Bank y National Development Planning Agency (BAPPENAS).** 1999. Annex 1: Causes, extent, impact and costs of 1997/98 fires and drought: final report. Jakarta, Asian Development Bank. (disponible en www.adb.org/documents/reports/fire_prevention_drought_mgt).
- Asner, G., Loarie, S.R. y Heyder, U.** 2010. Combined effects of climate and land-use change on the future of humid tropical forests. *Conservation Letters*, 3: 395–403.
- Atkinson, C.T. y Utzurrum, R.B.** 2010. Changes in prevalence of avian malaria on the Alaka'i Plateau, Kaua'i, 1997–2007 (Technical Report HCSU-017). (disponible en hilo.hawaii.edu/hcsu/documents/TRHCSU017AtkinsonChangesinPrevalenceofAvianMalariaFINAL.pdf).
- Babweteera, F., Savill, P. y Brown, N.** 2007. *Balanites wilsoniana*: regeneration with and without elephants. *Biological Conservation*, 134: 40–47.
- Bajracharya, S. R., Mool, P. K. Shrestha, B. R.** 2007. *Impact of climate change on Himalayan glaciers and glacial lakes: case studies on GLOF and associated hazards in Nepal and Bhutan*. Nepal, International Centre for Integrated Mountain Development (ICIMOD). 136 pp.
- Baeza, M.J., de Luís, M., Raventós, J. y Escarré, A.** 2002. Factors influencing fire behavior in shrub-lands of different stand ages and the implications for using prescribed burning to reduce wildfire risk. *Journal of Environmental Management*, 65: 199–208.
- Balch, J.R.K., Nepstad, D.C., Brando, P.M., Curran, L.M., Portela, O., de Carvalho, O., Jr. y Lefebvre, P.** 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. *Global Change Biology*, 14(10): 2276–2287.
- Bancroft, L., Nichols, T., Parsons, D., Graber, D., Evison, B. y van Wagtenonk, J.** 1985. Evolution of the Natural Fire Management Program at Sequoia and Kings Canyon National Parks. In Lotan, J.E., Kilgore, B.M., Fischer, W.C., Mutch, R.W. (technical coordinators). *Proceedings of the Symposium and Workshop on Wilderness Fire, 15–18 November 1983, Missoula, Montana*. USDA Forest Service General Technical Report INT-182, pp. 174–180. Ogden, USA, USDA Forest Service. 434 pp.
- Barber, C.V. y Schweithelm, J.** 2000. *Trial by fire: forest fire and forestry policy in Indonesia's era of crisis and reform*. Washington, DC, World Resources Institute. 76 pp.
- Barlow, J., Peres, C., Lagan, B., y Haugaasen, T.** 2003. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. *Ecology Letters*, 6:6–8.
- Barnes, R.F.W., Héma, E.M. y Doumbia, E.** (2006). Distribution des éléphants autour dune mare sahélienne en relation avec le chatel domestique et la végétation ligneuse. *Pachyderm*, 40: 35–41.
- Bates, B.C., Kundzewicz, Z.W., Wu, S. y Palutikof, J.P., eds.** 2008. *Climate change and water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Geneva, Switzerland, IPCC Secretariat. 200 pp. (disponible en www.ipcc.ch/pdf/technical-papers/climate-change-water-en.pdf).
- Battisti, A.** 2008. Forests and climate change – lessons from insects. *iForest*, 1: 1–5. (disponible en www.sisef.it/iforest/contents/?id=210).

- Battisti, A., Stastny, M., Buffo, E. y Larsson, S. 2006. A rapid altitudinal range expansion in the pine processionary moth produced by the 2003 climate anomaly. *Global Change Biology*, 12: 662–671.
- BC Ministry of Forests y Range Wildfire Management Branch. 2009. *Climate change and fire management research strategy*. 24 pp. (disponible en www.bcwildfire.ca/weather/Climate/docs/Climate%20change%20forum%20report_final.pdf).
- Bellamy, P.H., Loveland, P.J., Bradley, R.L., Lark, R.M. y Kirk, G.J.D. 2005. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003, *Nature*, 437: 245–248.
- Benning, T.L., Lapointe, D., Atkinson, C.T. y Vitousek, P.M. 2002. Interactions of climate change with biological invasions and land use in the Hawaiian Islands: Modeling the fate of endemic birds using a geographic information system. *PNAS*, 99(22): 14246–14249.
- Bergkamp, G., Orkando, B. y Burton, I. 2003. *Change: adaptation of water resources management to climate change*. Gland, Switzerland, IUCN. 52 pp. (disponible en www.iucn.org/what/tpas/climate/resources/publications/?uPubsID=2638).
- BirdLife International. 2008. *Aegypius monachus*. In IUCN. 2011. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1*. (disponible en www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/144355/0).
- BirdLife International. 2009. *Grus grus*. In IUCN. 2011. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1*. (disponible en www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/143780/0).
- BirdLife International. 2011. Endemic bird area factsheet: Kenyan mountains. (disponible en www.birdlife.org on 01/08/2011).
- Blakesley, D. y Elliot, S. 2003. Thailand, restoration of seasonally dry tropical forest using the Framework Species Method. UNEP World Conservation Monitoring Centre. 8 pp. (disponible en www.unep-wcmc.org/medialibrary/2011/05/24/241e807c/Thailand%20highres.pdf).
- Bond, W.J. y van Wilgen, B.W. 1996. *Fire and plants. Population and Community Biology Series 14*. London, Chapman & Hall. 272 pp.
- Born Free Foundation. 2009. Hippos of Tsavo West, Kenya. (disponible en www.bornfree.org.uk/animals/hippos/).
- Bosch, J., Carrascal, L.M., Durán, L., Walker, S. y Fisher, M.C. 2007. Climate change and outbreaks of amphibian chytridiomycosis in a montane area of Central Spain: is there a link? *Proceedings of the Royal Society*, 274(1607): 253–260.
- Bosire, J.O., Dahdouh-Guebas, F., Kairo, J.G., Cannicci, S. y Koedam, N. 2004. Spatial variations in macrobenthic fauna recolonisation in a tropical mangrove bay. *Biodiversity and Conservation*, 13: 1059–1074.
- Bosomworth, K. y Handmer, J. 2007. What frameworks will help inform wildlife risk management to support community resilience to climate change? *4th International Wildland Fire Conference*, Thematic Session 1. (disponible en www.fire.uni-freiburg.de/sevilla-2007/contributions/doc/cd/SESIONES_TEMATICAS/ST1/Bosomworth_Handmer_AUSTRALIA.pdf).
- Both, C., Bouwhuis, S., Lessells, C.M. y Visser, M.E. 2006. Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature*, 441: 81–83.

- Both, C. y te Marvelde, L. 2007. Climate change and timing of avian breeding and migration throughout Europe. *Climate Research*, 35: 93–105.
- Bouché, P., Doama, B., Sissoko, B. y Bouju, S. 2009. Les éléphants du Gourma, Mali: Statut et menaces pour leur conservation. *Pachyderm*, 45: 47–55. (disponible en www.pachydermjournal.org/index.php/pachy/article/view/21).
- Boyd, H. y Fox, A.D. 2008. Effects of climate change on the breeding success of White-fronted Geese *Anser albifrons flavirostris* in West Greenland. *Wildfowl*, 58: 55–70.
- Briggs, J.M., Knapp, A.K. y Brock, B.L. 2002. Expansion of woody plants in tallgrass prairie: a fifteen year study of fire and fire-grazing interaction. *American Midland Naturalist*, 147(2): 287–294
- Brommer, J.E. 2004. The range margins of northern birds shift polewards. *Ann. Zool. Fennici*, 41: 391–397.
- Burgiel, S.W. y Mui, A.A. 2010. *Invasive species, climate change and ecosystem-based adaptation: addressing multiple drivers of global change*. Washington, DC and Nairobi, Global Invasive Species Programme. 55 pp. (disponible en www.data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/2010-054.pdf).
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A.M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J.-F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M.A., McRae, L., Minasyan, A., Hernández Morcillo, M., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T.D., Vié, J.-C. y Watson, R. (2010) Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328(5982): 1164–1168.
- Campos-Arceiz, A. y Blake, S. (in press). Megagardeners of the forest – the role of elephants in seed dispersal. *Acta Oecologica*.
- Canadian Forest Service. 2005. *State of Canada's forests 2004–2005: the boreal forest*. Ottawa, National Capital Region. (disponible en cfs.nrcan.gc.ca/publications/?id=25648).
- Canadian Wildland Fire Strategy Assistant Deputy Ministers Task Group. 2005. *Canadian wildland fire strategy: a vision for an innovative and integrated approach to managing the risks*. 96 pp. Edmonton, Canada, Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre. (disponible en www.ccfm.org/pdf/Vision_E_web.pdf).
- Carpenter, K.E., Abrar, M., Aeby, G., Aronson, R.B., Banks, S., Bruckner, A., Chiriboga, A., Cortés, J., Delbeek, J.C., De Vantier, L., Graham, J.E., Edwards, A.J., Fenner, D., Guzmán, H.M., Hoeksema, B.W., Hodgson, G., Johan, O., Licuanan, W.Y., Livingstone, S.R., Lovell, E.R., Moore, J.A., Obura, D.O., Ochavillo, D., Polidoro, B.A., Precht, W.F., Quibilan, M.C., Reboton, C., Richards, Z.T., Rogers, A.D., Sanciangco, J., Sheppard, A., Sheppard, C., Smith, J., Stuart, S., Turak, E., Vernon, J.E., Wallace, C., Weil, E. y Wood, E. 2008. One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. *Science*, 321: 560–563.

- Carter, J. y Leonard, B. P. 2002. A review of the literature on the worldwide distribution, spread of, and efforts to eradicate the coypu (*Myocastor coypus*). *Wildlife Society Bulletin*, 30(1): 162–175.
- Conservation Development Centre, International Institute for Sustainable Development y Safeworld. 2009. *Climate change and conflict: lessons from community conservancies in northern Kenya*. 50 pp. (disponible en www.iisd.org/pdf/2009/climate_change_conflict_kenya.pdf).
- Chown, S.L., Slabber, S., McGeoch, M.A., Janion, C. y Leinaas, H.P. 2007. Phenotypic plasticity mediates climate change responses among invasive and indigenous arthropods. *Proc. R. Soc. B*, 274(1625): 2531–2537.
- CITES. 2000. Ranching and trade in ranched specimens of species transferred from Appendix I to Appendix II (Conf. 11.16, Rev. CoP15). (disponible en www.cites.org/eng/res/all/11/E11-16R14.pdf).
- CITES. 2010. Report on crocodile (*Crocodylus nautilus*) ranching in Malawi for 2008 and 2009. (disponible en www.cites.org/common/resources/reports/ranch/MW1005.pdf).
- Clavero, M. y García-Berthou, E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 110.
- Cochrane, M.A. 2002. *Spreading like wildfire – tropical forest fires in Latin America and the Caribbean: prevention, assessment and early warning*. Mexico City, Regional Office for Latin America and the Caribbean, UNEP. 96 pp.
- Cochrane, M.A y Laurance, W.F. 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 311–325.
- Cochrane, M.A. y Schulze, M.D. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica*, 31(1):2–16.
- Cochrane, M.A., Alencar, A., Schulze, M.D., Souza, C.M., Jr., Nepstad, D.C., Lefebvre, P y Davidson, E.A. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science*, 284:1832–1835.
- Colfer, C.J.P., ed. 2008. *Human health and forests: A global overview of issues, practice and policy*. London, Earthscan Publications Ltd. CIFOR. 374 pp.
- Colfer, C.J.P., Sheil D. y Kishi, M. 2006. Forests and human health: assessing the evidence. CIFOR Occasional Paper No. 45. Bogor, Indonesia, CIFOR. (disponible en www.cifor.org/publications/pdf_files/OccPapers/OP-45.pdf).
- Colls, A., Ash, N., y Ikkala, N. 2009. *Ecosystem-based adaptation: a natural response to climate change*. Gland, Switzerland: IUCN. 16 pp. (disponible en www.iucn.org/what/tpas/climate/resources/publications/?uPubsID=3944).
- COSEWIC. 2010. *Canadian Species at Risk, October 2010*. Ottawa, Canada, Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. (disponible en www.cosewic.gc.ca/eng/sct0/rpt/dsp_booklet_e.htm).
- Costa, M.H. y Foley, J.A. 2000. Combined effects of deforestation and doubled atmospheric CO₂ concentrations on the climate of Amazonia. *Journal of Climate*, 13: 18–34.

- Cotton, P.A. 2003. Avian migration phenology and global climate change. *PNAS*, 100: 12219–12222.
- Cruz, R.V., Harasawa, H., Lal, M., Wu, S., Anokhin, Y., Punsalma, B., Honda, Y., Jafari, M., Li, C., y Huu Ninh, N. 2007. Asia. In Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. & Hanson, C.E., eds. *Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp. 469–506. Cambridge, UK, Cambridge University Press. 992 pp. (disponible en www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg2/ar4-wg2-chapter10.pdf).
- Cumming, H.G. 1992. Woodland caribou: facts for forest managers. *The Forestry Chronicle*, 68(4): 481–491.
- Curtin, C.G. 2002. Livestock grazing, rest and restoration in arid landscapes. *Conservation Biology*, 16(3): 840–842.
- da Costa, A. 2009. Conference brings attention to Himalayan climate threat. *Worldwatch Institute*. (disponible en www.worldwatch.org/node/6254).
- Dale, V.H., Joyce, L.A., McNulty, S., Neilson, R.P., Ayres, M.P., Flannigan, M.D., Hanson, P.J., Irland, L.C., Lugo, A.E., Petterson, C.J., Simberloff, D., Swanson, F.J., Stocks, B.J., y Wotton, M. 2001. Climate change and forest disturbances. *BioScience*, 51(9): 723–734.
- Day, J. W., Jr., Hall, C.A.S., Kemp, W.M. y Yanez-Arancibia, A. 1989. *Estuarine ecology*. New York, USA, John Wiley & Sons. 558 pp.
- de La Rocque, S., Rioux, J.A., y Slingenbergh, J. 2008. Climate change: effects on animal disease systems and implications for surveillance and control. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz.*, 27(2): 339–354.
- de Leew, J., Waweru, M.N., Okello, O.O., Maloba, M., Nguru, P., Said, M.Y., Aligula, H.M., Heitkonig, I.M.A. y Reid, R.S. 2001. Distribution and diversity of wildlife in northern Kenya in relation to livestock and permanent water points. *Biological Conservation*, 100(3): 297–306.
- DeLucia, E.H., Hamilton, J.G., Naidu, S.L., Thomas, R.B., Andrews, J.A., Finzi, A., Lavine, M., Matamala, R., Mohan, J.E., Hendrey, G.R. y Schlesinger, W.H. 1999. Net primary production of a forest ecosystem with experimental CO₂ enrichment. *Science*, 284(5417): 1177–1179.
- Díaz, M., Campos, P. y Pulido, F.J. 1997. The Spanish dehesas: a diversity of land uses and wildlife. In Pain, D. & Pienkowski, M., eds. *Farming and birds in Europe: the common agricultural policy and its implications for bird conservation*, pp. 178–209. London, Academic Press. 436 pp.
- Dickman, A.J. 2008. Key determinants of conflict between people and wildlife, particularly large carnivores, around Ruaha National Park, Tanzania. London, University College London and Institute of Zoology, Zoological Society of London. (PhD thesis) 373 pp.
- Dilley, M., Chen, R.S., Deichmann, U., Lerner-Lam, A.L. y Arnold, M. 2005. *Natural disaster hotspots: a global risk analysis*. Washington, DC, The World Bank. 29 pp.
- Doncaster, C. P. y Micol, T. 1990. Response by coypus to catastrophic events of cold and flooding. *Holarctic Ecology*, 13(2): 98–104.

- Douglas-Hamilton, I. y Wall, J. 2009. Drought threatens Mali elephants. *Pachyderm*, 45: 129–130.
- Dube, S.K., Chittibabu, P., Rao, A.D., Sinha, P.C. y Murty, T.S. 2000. Sea levels and coastal inundation due to tropical cyclones in Indian coastal regions of Andhra and Orissa. *Marine Geodesy*, 23(2): 65–73.
- Dudley, N. ed. 2008. *Guidelines for applying protected area management categories*. Gland, Switzerland, IUCN. 86 pp. (disponible en www.iucn.org/about/union/commissions/wcpa/wcpa_puball/wcpa_pubssubject/wcpa_categoriespub/?1662/Guidelines-for-applying-protected-area-management-categories).
- Dudley, N. y Rao, M. 2008. *Assessing and creating linkages within and beyond protected areas: a quick guide for protected area practitioners*. Quick Guide Series. Arlington, USA: The Nature Conservancy and the Convention on Biological Diversity. 28 pp. (disponible en conserveonline.org/workspaces/patools/documents/landscape-linkages-quick-guide/view.html).
- Dudley, N., Stolton, S., Belokurov, A., Krueger, L., Lopoukhine, N., MacKinnon, K., Sandwith, T. y Sekhran, N. 2010. *Natural solutions: protected areas helping people cope with climate change*. Gland, WWF International. 126 pp. (disponible en cmsdata.iucn.org/downloads/natural_solutions.pdf).
- Dunbar, R.I.M. 1998. Impact of global warming on the distribution and survival of the gelada baboon: a modelling approach. *Global Change Biology*, 4: 293–304.
- Dunn, A.E., Gonzalez-Caban, A. y Solari, K. 2005. The Old, Grand Prix, and Padua wildfires: how much did these fires *really* cost? A preliminary report on expenditures and discussion of economic costs resulting from the 2003 Old, Gran Prix and Padua wildfire complex. Riverside, USA, USDA Forest Service-Pacific Southwest Research Station. 18 pp.
- Dybas, C.L. 2009. Infectious diseases subdue Serengeti lions. *BioScience*, 59(1): 8–13.
- Dyrgerov, M.B. y Meier, M.F. 2005. Glaciers and the changing earth system: a 2004 snapshot. Occasional Paper 58. Boulder, USA, Institute of Arctic and Alpine Research, University of Colorado.
- Edwards, M. y Richardson, A.J. 2004. Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature*, 430: 881–884.
- Earthwatch Institute. 2010. Amazon drought results in dramatic fall in pink river dolphin populations. *eNewsletter*, November 2010. (disponible en www.earthwatch.org/newsandevents/publications/epubsarchive/news-pinkdolphin.html).
- Eliasch, J. 2008. *Climate change: financing global forests – the Eliasch review*. London, The Stationery Office Ltd. 250 pp. (disponible en www.official-documents.gov.uk/document/other/9780108507632/9780108507632.pdf).
- Ellison, J. 1993. Mangrove retreat with rising sea-level, Bermuda. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 37: 75–87.
- Ely, C.R., Bollinger, K.S., Densmore, R.V., Rothe, T.C., Petrula, M.J., Takekawa, J.Y. y Orthmeyer, D.L. 2007. Reproductive strategies of northern geese: why wait? *The Auk*, 124(2): 594–605.
- Emerton, L. 2001. Why forest values are important to East Africa. *Innovation*, 8(2): 1–5.

- English Nature.** 1997. *Somerset levels and moors natural area: a nature conservation profile*. Taunton, UK. 76 pp. (disponible en www.naturalareas.naturalengland.org.uk/Science/natural/profiles/naProfile85.pdf).
- Fa, J.E., Currie, D. y Meeuwig J.** 2002. Bushmeat and food security in the Congo Basin: linkages between wildlife and people's future. *Environmental Conservation*, 30: 71–78.
- FAO.** 2004. Human-wildlife conflict worldwide: collection of case studies, analysis of management strategies and good practices. Rome. (disponible en www.fao.org/sard/common/ecg/1357/en/hwc_final.pdf).
- FAO.** 2005a. *Best practices for improving law compliance in the forestry sector*. FAO Forestry Paper, 145. Rome. 116 pp. (disponible en www.fao.org/docrep/008/a0146e/A0146E00.htm).
- FAO.** 2005b. *Range rehabilitation and establishment of a wildlife reserve in the Syrian steppe. (Consolidation Phase II)*. GCP/SYR/009/ITA. Rome. 41 pp. (disponible en www.fao.org/ag/AGP/AGPC/doc/PUBLICAT/field2/Pub03.htm).
- FAO.** 2006. *Fire management: voluntary guidelines. Principles and strategic actions*. Fire Management Working Paper, FM17E. Rome. 63 pp. (disponible en www.fao.org/forestry/firemanagement/46135/en/).
- FAO.** 2007. *The world's mangroves 1980–2005*. FAO Forestry Paper 153. Rome. 77 pp. (disponible en www.fao.org/docrep/010/a1427e/a1427e00.htm).
- FAO.** 2010a. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: *Informe principal*. Estudio Montes n° 163. Roma. 343 pp. (disponible en www.fao.org/docrep/013/i1757e/i1757e00.htm).
- FAO.** 2010b. Guidelines on sustainable forest management in drylands of sub-Saharan Africa. *Arid Zone Forests and Forestry Working Paper No. 1*. Rome. 340 pp. (disponible en www.fao.org/docrep/012/i1628e/i1628e00.pdf).
- FAO.** 2011a. The global rinderpest eradication programme. Progress report on rinderpest eradication: Success stories and actions leading to the June 2011 Global Declaration. Rome. (disponible en www.fao.org/ag/againfo/resources/documents/AH/GREP_flyer.pdf).
- FAO.** 2011b. *Climate change for forest policy makers: an approach for integrating climate change into national forest programmes in support of sustainable forest management*. (Draft 23rd May 2011.) Rome. 28 pp. (disponible en www.fao.org/forestry/27314-09105bd5bd06ba33380a10c39e36ac6c1.pdf).
- FAO.** 2011c. *One Health: Food and Agriculture Organization of the United Nations strategic action plan*. Rome. 6 pp. (disponible en www.fao.org/docrep/014/al868e/al868e00.pdf).
- FAO y FireFight South East Asia.** 2002. *Communities in flames: proceedings of an international conference on community involvement in fire management*. RAP Publications 2002/25. Bangkok, FAO. 32 pp. (disponible en www.fao.org/docrep/005/AC798E/AC798E00.htm).
- Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S. y Hawthorne, P.** 2008. Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science*, 319: 1235–1238.

- Field, C.D. 1995. Impact of expected climate change on mangroves. *Hydrobiologia*, 295: 75–81.
- Fischlin, A., Midgley, G.F., Price, J.T., Leemans, R., Gopal, B., Turley, C., Rounsevell, M.D.A., Dube, O.P., Tarazona, J. y Velichko, A.A. 2007. Ecosystems, their properties, goods and services. In Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. & Hanson, C.E., eds. *Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change*, pp. 211–272. Cambridge, UK, Cambridge University Press. 976 pp. (disponible en www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg2/ar4-wg2-chapter4.pdf).
- Frazier, T.G., Wood, N. y Yarnal, B. 2010. Stakeholder perspectives on land-use strategies for adapting to climate-change-enhanced coastal hazards: Sarasota, Florida. *Applied Geography*, 30(4): 506–512.
- Galatowitsch, S., Frelich, L. y Phillips-Mao, L. 2009. Regional climate change adaptation strategies for biodiversity conservation in a midcontinental region of North America. *Biological Conservation*, 142 (10): 2012–2022.
- Galbraith, H., Jones, R., Park, R., Clough, J., Herrod-Julius, S, Harrington, B y Page, G. 2002. Global climate change and sea level rise: potential losses of intertidal habitat for shorebirds. *Waterbirds*, 25(2): 173–183.
- Gandiwa, E. y Kativu, S. 2009. Influence of fire frequency on *Colophospermum mopane* and *Combretum apiculatum* woodland structure and composition in northern Gonarezhou National Park, Zimbabwe. *Koedoe*, 51(1), Art. #685.
- Gandiwa, E. y Zisadza, P. 2010. Wildlife management in Gonarezhou National Park, Southeast Zimbabwe: climate change and implications for management. *Nature & Faune*, 25(1): 95–104.
- Ganz, D.J. 2001. Results of regional workshop on community based fire management in southeast Asia. Proceedings of Joint Bushfire/FRFRANZ Conference 2001: July 3–6, 2001, Christchurch, New Zealand. Rotorua, New Zealand, New Zealand Forest Research Institute Limited.
- Ganz, D. J., Saah, D.S, Wilson, M.A. y Troy, A. 2007. Efficacy of the California Bureau of Land Management Community Assistance and Hazardous Fuels programs. pp. 585–606. In: Butler, B.W. & Cook, W., eds. *The fire environment – innovations, management, and policy. Conference proceedings 26–30 March 2007, Destin, FL. Proceedings RMRS-P-46CD*. Fort Collins, USA, Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 662 pp.
- Genovesi, P. 2005. Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biological Invasions*, 7: 127–133.
- Genovesi, P. 2007. Limits and potentialities of eradication as a tool for addressing biological invasions. In Nentwig, W., ed. 2007. *Biological invasions. Ecological Studies*, 193: 385–400. Berlin & Heidelberg, Germany, Springer-Verlag. 441 pp.
- Genovesi, P. 2011. Are we turning the tide? Eradications in times of crisis: how the global community is responding to biological invasions. In Veitch, C. R., Clout, M. N. & Towns, D. R., eds. *Island invasives: eradication and management*. Gland, Switzerland, IUCN.

- Genovesi, R., Scalera, R., Brunel, S., Roy, D. y Solarz, W. 2010. *Towards an early warning and information system for invasive alien species (IAS) threatening biodiversity in Europe. Technical Report No 5/2010*. Copenhagen, European Environmental Agency. 47 pp. (disponible en www.eea.europa.eu/publications/information-system-invasive-alien-species).
- Gill, A.M. 1975. Fire and the Australian flora: a review. *Australian Forestry*, 38:4–25.
- Gill, A.M. 1981. Adaptive responses of Australian vascular plant species to fires. In Gill, A.M., Goves, R.H. & Noble, I.R., eds. *Fire and the Australian biota*, pp. 243–272. Canberra, Australia, Australian Academy of Science. 582 pp.
- Ginsberg, J.R., Mace, G.M. y Albon, S. 1995. Local extinction in a small and declining population: wild dogs in the Serengeti. *Proc. Biol. Sci.*, 262(1364): 221–228.
- Global Environment Facility. 2004. Mt Kenya East Pilot Project for Natural Resources Management (MKEPP) project executive summary. Embu, IFAD
- Global Water Partnership. 2010. Statement to the 16th Conference of the Parties (COP 16) to the United Nations Framework Convention on Climate Change. Stockholm, GWP Global Secretariat. (disponible en www.gwp.org/Global/COP_16_GWP_statement_10%20Dec%202010,%20Final.pdf).
- Goldhammer, J.G. 1998. Fire watch. *Our Planet*, 9.6. (disponible en www.ourplanet.com/imgversn/96/gold.html).
- Goldhammer, J.G. 1999. Forest on fire. *Science*, 284(5421): 1782–1783.
- Gonzalez, J.P., Gouilh, M.A., Reynes, J.M. y Lery, E. 2008. Bat-borne viral diseases. In Colfer, C.J.P., ed. *Human health and forests: A global overview of issues, practice, and policy*, pp. 161–196. London, Earthscan Publications Ltd. 374 pp.
- Gosling, L.M. 1981. Climatic determinants of spring littering by feral coypus *Myocastor coypus*. *Journal of Zoology*, 195: 281–288.
- Gosling, L. M. y Baker, S. J. 1989. The eradication of muskrats and coypus from Britain. *Biological Journal of the Linnean Society*, 38: 39–51.
- Gottfried, M., Pauli, H., Reiter, K. y Grabherr, G. 1999. A fine-scaled predictive model for changes in species distributions patterns of high mountain plants induced by climate warming. *Diversity and Distributions*, 5(6):241–252.
- Grady, K.C. y Hart, S.C. 2006. Influences of thinning, prescribed burning and wildfire on soil processes and properties in southwestern ponderosa pine forests: a retrospective study. *Forest Ecology and Management*, 234:123–135.
- Grime, J.P., Fridley, J.D., Askew, A.P., Thompson, K., Hodgson, J.G. y Bennett, C.R. 2008. Long-term resistance to simulated climate change in an infertile grassland. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 105: 10028–10032.
- Hannah, L., Midgley, G., Anelman, S., Araújo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R. y Williams, P. 2007. Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5: 131–138.
- Hansen, J., Sato, M., Ruedy, R., Lo, K., Lea, D. W. y Medina-Elizade, M. 2006. Global temperature change. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 103: 14288–14293.
- Harcourt, A., Kineman, J., Campbell, G., Yamagiwa, J., Redmond, I., Aveling, C. & Condiotti, M. 1983. Conservation and the Virunga Africa gorilla population. *African Journal of Ecology* 21(2): 139–142.

- Harvell, C.D., Mitchell, C.E., Ward, J.R., Altizer, S., Dobson, A.P., Ostfield, R.S. y Samuel, M.D. 2002. Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science*, 296: 2158–2162.
- Hays, G.C., Richardson, A.J. y Robinson, C. 2005. Climate change and marine plankton. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(6): 337–344.
- Heathwaite, A.L. 1993. Disappearing peat – regenerating peat? The impact of climate change on British peatlands. *The Geographical Journal*, 159(2): 203–208.
- Helmer, M. y Hilhorst, D. 2006. Editorial: natural disasters and climate change. *Disasters*, 30(1): 1–4.
- Hemp, A. 2009. Climate change and its impact on the forests of Kilimanjaro. *African Journal of Ecology*, 47: 3–10.
- Henwood, W.D. 2010. Toward a strategy for the conservation and protection of the world's temperate grasslands. *Great Plains Research*, 20: 121–134.
- Henttonen, H. y Tikhonov, A. 2008. *Rangifer tarandus*. In IUCN. 2011. *IUCN Red List of threatened species, version 2011.1*. (disponible en www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/29742/0).
- Hinrichs, A. 2000. Financial losses due to the 1997/8 fires in HPH areas of East Kalimantan. *Promotion of Sustainable Forest Management in East Kalimantan (SFMP)*, 30 November 2000. Samarinda, Indonesia.
- Hinzman, L.D., Bettez, N.D., Bolton, W.R., Chapin, F.S., Dyurgerov, M.B., Fastie, C.L., Griffith, B., Hollister, R.D., Hope, A., Huntington, H.P., Jensen, A.M., Jia, G.J., Jorgenson, T., Kane, D.L., Klein, D.R., Kofinas, G., Lynch, A.H., Lloyd, A.H., McGuire, A.D., Nelson, F.E., Oechel, W.C., Osterkamp, T.E., Racine, C.H., Romanovsky, V.R., Stone, R.S., Stow, D.A., Sturm, M., Tweedie, C.E., Vourlitis, G.L., Walker, M.D., Walker, D.A., Webber, P.J., Welker, J.M., Winker, K.S. y Yoshikawa, K. 2005. Evidence and implications of recent climate change in northern Alaska and other Arctic regions. *Climate Change*, 72: 251–298.
- Hitch, A.T. y Leberg, P. 2007. Breeding distributions of North American bird species moving north as a result of climate change. *Conservation Biology*, 21(2): 534–539.
- Hobbs, R. J. y Norton, D. A. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 4: 93–110.
- Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., Böhm, M., Brooks, T.M., Butchart, S.H.M., Carpenter, K.E., Chanson, J., Collen, B., Cox, N.A., Darwall, W.R.T., Culvy, N.K., Harrison, L.R., Katariya, V., Pollock, C.M., Quader, S., Richman, N.I., Rodrigues, A.S.L., Tognelli, M.F., Vié, J.-C., Aguiar, J.M., Allen, D.J., Allen, G.R., Amori, G., Anaheva, N.B., Andreone, F., Andrew, P., Aquino Ortiz, A.L., Baillie, J.E.M., Baldi, R., Bell, B.D., Biju, S.D., Bird, J.P., Black-Decima, P., Blanc, J.J., Bolaños, F., Bolivar-G., W., Burfield, I.J., Burton, J.A., Capper, D.R., Castro, F., Catullo, G., Cavanagh, R.D., Channing, A., Labbish Chao, L., Chenery, A.M., Chiozza, F., Clausnitzer, V., Collar, N.J., Collett, L.C., Collette, B.B., Cortez Fernandez, C.F., Craig, M.T., Crosby, M., Cumberlidge, N., Cuttelod, A., Derocher, A.E., Diesmos, A.C., Donaldson, J.S., Duckworth, J.W., Dutson, G., Dutta, S.K., Emslie, R.H., Farjon, A., Fowler, S., Freyhof, J., Garshelis, D.L., Gerlach, J., Gower, D.J., Grant, T.D., Hammerson, G.A., Harris, R.B., Heaney, L.R., Hedges,

- S.B., Hero, J.-M., Hughes, B., Hussain, S.A., Icochea M., J., Inger, R.F., Ishii, N., Iskandar, D.T., Jenkins, R.K.B., Kaneko, Y., Kottelat, M., Kovacs, K.M., Kuzmin, S.L., La Marca, E., Lamoreux, J.F., Lau, M.W.N., Lavilla, E.O., Leus, K., Lewison, R.L., Lichtenstein, G., Livingstone, S.R., Lukischek, V., Mallon, D.P., McGowan, P.J.K., McIvor, A., Moehlman, P.D., Molur, S., Muñoz Alonso, A., Musick, J.A., Nowell, K., Nussbaum, R.A., Olech, S., Orlov, N.L., Papenfuss, T.J., Parra-Olea, G., Perrin, W.F., Polidoro, B.A., Pourkazemi, M., Racey, P.A., Ragle, J.S., Ram, M., Rathbun, G., Reynolds, R.P., Rhodin, A.G.J., Richards, S.J., Rodriguez, L.O., Ron, S.R., Rondinini, C., Rylands, A.B., de Mitcheson, Y.S., Csanciangco, J.C., Sanfers, K.L., Santos-Barrera, G., Schipper, J., Self-Sullivan, C., Shi, Yichuan, Shoemaker, A., Short, F.T., Sillero-Zubiri, C., Silvano, D.L., Smith, K.G., Smith, A.T., Snoeks, J., Stattersfield, A.J., Symes, A.J., Taber, A.B., Talukdar, B.K., Temple, H.J., Timmins, R., Tobias, J.A., Tsytulina, K., Tweddle, D., Ubeda, C., Valenti, S.V., van Dijk, P.P., Veiga, L.M., Veloso, A., Wege, D.C., Wilkinson, M., Williamson, E.A., Xie, F., Young, B.E., Akçakaya, H.R., Bennun, L., Blackburn, T.M., Boitani, L., Dublin, H.T., da Fonseca, G.A.B., Gascon, C., Lacher, T.E., Jr., Mace, G.M., Mainka, S.A., McNeely, J.A., Mittermeier, R.A., McGregor Reid, G., Rodriguez, J.P., Rosenberg, A.A., Samways, M.J., Smart, J., Stein, B.A., Stuart, S.N. 2010. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science*, 330(6010): 1503–1509
- Holdsworth, A.R. y Uhl, C. 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. *Ecological Applications*, 7: 713–725.
- Holt, E.A., McCune, B y Neitlich, P. 2008. Grazing and fire impacts on macrolichen communities of the Seward Peninsula, Alaska, U.S.A. *The Bryologist*, 3(1): 68–83
- Hove, H., Parry, J.-E., y Lujara, N. 2011. Maintenance of hydropower potential in Rwanda through ecosystem restoration. World Resources Report case study. Washington, DC, IISD Publications Centre. (disponible en www.iisd.org/pdf/2011/maintenance_hydro_rwanda.pdf).
- Hunter, Jr., M., Dinerstein, E., Hoekstra, J. y Lindenmayer, D. 2010. A call to action for conserving biological diversity in the face of climate change. *Conservation Biology*, 24(5): 1169–1171
- IFAD. 2009. Case study from Kenya – Mount Kenya East Pilot Project for Natural Resources Management: increasing the resilience of the ecosystem to human and natural stresses. *IFAD's response to climate change through support to adaptation and related actions. Comprehensive report: final version*, pp. 118–122. Rome. 154 pp. (disponible en www.ifad.org/climate/resources/adaptation.pdf).
- International Gorilla Conservation Programme. 2010. Census confirms increase in population of the critically endangered Virunga mountain gorillas. *International Gorilla Conservation Programme*. (disponible en www.igcp.org/2010-mountain-gorilla-census/).
- IPCC. 2007. Summary for policymakers. In Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. & Miller, H.L., eds. *Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group 1 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp. 1–18. Cambridge,

- Cambridge University Press, UK. 996 pp. (disponible en www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg1_report_the_physical_science_basis.htm).
- IUCN/SSC Canid Specialist Group.** 1997. *African wild dog status survey and action plan*. Gland, Switzerland, and Cambridge, UK. 166 pp. (disponible en www.canids.org/PUBLICAT/AWDACTPL/african_wild_dog_AP.pdf)
- IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group.** 1998. *IUCN Guidelines for re-introductions*. Gland, Switzerland, and Cambridge, UK. 11 pp. (disponible en www.iucnsscrg.org/download/English.pdf).
- IUCN/SSC Primate Specialists Group.** 2008. IUCN Red List 2008: A new assessment of endangered primates. (disponible en www.primates-g.org/redlist08.htm).
- Joly, K., Bente, P. y Dau, J.** 2007. Response of overwintering caribou to burned habitat in northwest Alaska. *Arctic*, 60(4): 401–410.
- Jones, K.E., Patel, N.G., Levy, M.A., Storeygard, A., Balk, D. y Gittleman, J.L.** 2008. Global trends in emerging infectious disease. *Nature*, 451: 990–994.
- Kagire, E.** 2010. Rwanda: nation received Green Globe Award. *The New Times*, 29 October 2010. (disponible en www.newtimes.co.rw/index.php?issue=14428&article=35144).
- Kalowekamo, F.** 2000. *Crocodile and hippopotamus management in the Lower Shire*. Malawi, COMPASS. 31 pp. (disponible en pdf.usaid.gov/pdf_docs/PNADB173.pdf).
- Karl, T.R., Melillo, J.M. y Peterson, T.C., eds.** 2009. *Global climate change impacts in the United States*. Cambridge, UK, Cambridge University Press. 191 pp. (disponible en www.globalchange.gov/publications/reports/scientific-assessments/us-impacts/full-report).
- Kameniev, M.** 2010. A year after fires, Australia debates what went wrong. *Time*, 7 February 2010. (disponible en www.time.com/time/world/article/0,8599,1959010,00.html).
- Kelly, K.W.** 1980. Stress and immune function: a bibliographic review. *Annales de Recherches Veterinaires*, 11(4): 445–478.
- Kenya Wildlife Service.** 2010. Mount Kenya National Park/Natural Forest/ Lewa Wildlife Conservancy (extension). (disponible en whc.unesco.org/en/tentativelists/5510/).
- Kenya Wildlife Service, African Conservation Centre, Amboseli Conservation Program.** 2010. The impact of the 2009 drought on wildlife, livestock and tourism: Recommendations for ecosystem restoration. Proceedings of the Amboseli Ecosystem workshop. (disponible en www.conservationafrica.org/en/resources/downloads.html?task=finish&cid=3&catid=1).
- Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U., ten Brink, P., Shine, C.** 2009. *Technical support to EU Strategy on Invasive Alien Species (IAS): assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU*. Brussels, Institute for European Environmental Policy (IEEP). 44 pp. (disponible en ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/docs/Kettunen2009_IAS_Task%201.pdf).
- Kleine, M., Buck, A. y Eastaugh, C., eds.** 2010. *Making African forests fit for climate change. A regional view of climate-change impacts on forests and people, and options for adaptation*. Vienna, IUFRO Headquarters. 40 pp.

- Kofron, C.P. y Chapman, A. 2006. Causes of mortality to the endangered Southern cassowary *Casuarius casuarius johnsonii* in Queensland, Australia. *Pacific Conservation Biology*, 12: 175–179.
- Koné, I., Lambert, J.E., Refisch, J. y Bakayoko, A. 2008. Primate seed dispersal and its potential role in maintaining useful tree species in the Taï region, Côte-d'Ivoire: implications for the conservation of forest fragments. *Tropical Conservation Science*, 1(3): 293–306. (disponible en tropicalconservationscience.mongabay.com/content/v1/08-09-15-Kone_et_al_293-306_2008.html).
- Kulkarni, A.V., Bahuguna, I.M., Rathore, B.P., Singh, S.K., Randhawa, S.S., Sood, R.K. y Dhar, S. 2007. Glacial retreat in Himalaya using Indian Remote Sensing satellite data. *Current Science*, 92(1): 69–74
- La Sorte, F.A. y Jetz, W. 2010. Avian distributions under climate change: towards improved projections. *The Journal of Experimental Biology*, 231: 862–869
- Laaksonen, T., Ahola, M., Eeva, T., Vaisanen, R.A. y Lehtikoinen, E. 2006. Climate change, migratory connectivity and changes in laying date and clutch size of the pied flycatcher. *Oikos*, 114(2): 277–290.
- Lamarque F., Anderson, J., Fergusson, R., Lagrange, M., Osei-Owusu, Y., Bakker, L. 2009. Human-wildlife conflicts in Africa: causes, consequences and management strategies. *FAO Forestry Paper* No. 157. Rome. (disponible en www.fao.org/docrep/012/i1048e/i1048e00.htm.)
- Lawler, J.J. 2009. Climate change adaptation strategies for resource management and conservation planning. *Ann. NY Acad. Sci.*, 1162(1): 79–98
- Lehmann, J., Korstjens, A.H. y Dunbar, R.I.M. 2010. Apes in a changing world – the effects of global warming on the behaviour and distribution of African apes. *Journal of Biogeography*, 37(12): 2217–2231.
- Leroy, E.M., Epelboin, A., Mondonge, V., Pourrut, X., Gonzalez, J.-P., Muyembe-Tamfum, J.-J. y Formenty, P. 2009. Human Ebola outbreak resulting from direct exposure to fruit bats in Luebo, Democratic Republic of Congo, 2007. *Vector-borne and Zoonotic Diseases*, 9(6): 723–728.
- Lewis, S., Brando, P.M., Phillips, O.L., van der Heijden, G.M.F. y Nepstad, D. 2011. The 2010 Amazon Drought. *Science*, 331(6017): 554
- Lillis, J. 2011. Kazakhstan: hundreds of rare saiga antelopes found dead. *Eurasianet*, 31 May 2011. (disponible en www.eurasianet.org/node/63582).
- Liu, Y.Q. 2004. Variability of wildland fire emissions across the contiguous United States. *Atmospheric Environment* 38: 3489–3499.
- Loose, E. 2009a. Worst drought in 26 years threatens the survival of the last desert elephants in West Africa. *The WILD Foundation*, 20 May 2009. (disponible en www.wild.org/blog/worst-drought-in-26-years-threatens-the-survival-of-the-last-desert-elephants).
- Loose, E. 2009b. Update on drought and the elephants in Mali. *The WILD Foundation*, 23 June 2009. (disponible en www.wild.org/blog/update-on-drought-the-elephants-in-mali).

- Loucks, C., Barber-Meyer, S., Hossain, A.A., Barlow, A., Chowdhury, R.M. 2010. Sea level rise and tigers: predicted impacts to Bangladesh's Sundarbans mangroves. *Climatic Change*, 98:291–298.
- Lowe, S.J., Browne, M., Boudjelas, S. y De Poorter, M. 2000. *100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the Global Invasive Species Database*. Auckland, New Zealand, IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG). 12 pp (disponible en www.issg.org/database/species/reference_files/100English.pdf).
- Lundervold, M. 2001. Infectious diseases of saiga antelopes and domestic livestock in Kazakhstan. London, Imperial College. 254 pp. (disponible en www.iccs.org.uk/papers/lundervold-thesis.pdf). (PhD thesis)
- Macmynowski, D.P., Root, T.L., Ballard, G. y Geupel, G.R. 2007. Changes in spring arrival of Nearctic-Neotropical migrants attributed to multiscalar climate. *Global Change Biology*, 13(11): 2239–2251.
- Makihara, H., Kinuura, H., Yahiro, K. y Soeyamto, C. 2000. The effects of droughts and fires on Coleopteran insects in lowland dipterocarp forests in Bukit Soeharto, East Kalimantan. In Caldwell, M.M., Heldmaier, G., Lange, O.L., Mooney, H.A., Schulze, E.-D. & Sommer, U., eds. *Rainforest ecosystems of East Kalimantan. Ecological Studies*, 140(3): 153–163.
- Malcolm, J.R. y Markham, A. (2000) *Global warming and terrestrial biodiversity decline*. Gland, Switzerland: WWF-World Wide Fund for Nature. 34 pp. (disponible en www.wwf.panda.org/?2143/Speed-Kills-Rates-of-Climate-Change-are-Threatening-Biodiversity).
- Mangroves for the Future Secretariat. 2010. *Mangroves for the Future*. (disponible en www.mangrovesforthefuture.org).
- Mansourian, S., Vallauri, D. y Dudley, N. eds. 2005. *Forest restoration in landscapes: beyond planting trees*. New York, USA, Springer. 465 pp.
- Maynard, R. 2011. Cyclone puts cassowary in greater peril. *The Independent*, 27 February 2011. (disponible en www.independent.co.uk/environment/nature/cyclone-puts-cassowary-in-greater-peril-2226790.html).
- McGeoch, M.A., Butchart, S.H.M., Spear, D., Marais, E., Kleynhans, E.J., Symes, A., Chanson, J. y Hoffmann, M. 2010. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions*, 16(1): 95–108.
- Menne, B., Kunzli, N. y Bertollini, R. 2002. The health impacts of climate change and variability in developing countries. *International Journal of Global Environmental Issues*, 2(3/4): 181–205.
- Merlo, M. y Croitoru, L., eds. 2005. *Valuing Mediterranean forests: towards total economic value*. Wallingford, UK/Cambridge, USA, CABI International. 448 pp.
- Michener, W.K., Blood, E.R., Bildstein, K.L., Brinson, M.M. y Gardner, L.R. 1997. Climate change, hurricanes and tropical storms, and rising sea level in coastal wetlands. *Ecological Applications*, 7(3): 770–801.

- Miller, M.** 2007. The San Diego Declaration on Climate Change and Fire Management. *4th International Wildland Fire Conference*, Thematic Session 1. (disponible en www.fire.uni-freiburg.de/sevilla-2007/contributions/doc/cd/SESIONES_TEMATICAS/ST1/Miller_USA.pdf).
- Morens, D.M., Folkers, G.K., Fauci, A.S.** 2004. The challenge of emerging and re-emerging infectious diseases. *Nature*, 430(6996): 242–249.
- Mote, P.W., Hamlet, A.F., Clark, M.P. y Lettenmaier, D.P.** 2005. Declining mountain snowpack in western North America. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 86(1): 39–49
- Munson, L., Terio, K.A., Kock, R., Mlengeya, T., Roelke, M.E., Dubovi, E., Summers, B., Sinclair, A.R.E., Packer, C.** 2008. Climate extremes promote fatal co-infections during canine distemper epidemics in African lions. *PLoS ONE*, 3(6): e2545.
- Myers, R.L.** 2006. *Living with fire – sustaining ecosystem and livelihoods through integrated fire management*. Tallahassee, USA, The Nature Conservancy, Global Fire Initiative. 29 pp. (disponible en www.nature.org/ourinitiatives/habitats/forests/howwework/integrated_fire_management_myers_2006.pdf).
- National Bureau of Statistics.** 2006. *2002 Population and housing census: analytical report*. Dar es Salaam, Ministry of Planning, Economy and Empowerment. 193 pp. (disponible en www.nbs.go.tz/pdf/2002popcensus.pdf).
- National Meteorological Agency.** 2007. *Climate change National Adaptation Programme of Action (NAPA) of Ethiopia*. Addis Ababa, National Meteorological Agency. 85 pp. (disponible en unfccc.int/resource/docs/napa/eth01.pdf).
- Nellemann, C. y Corcoran, E., eds.** 2010. *Dead planet, living planet – biodiversity and ecosystem restoration for sustainable development. A rapid response assessment*. Norway, United Nations Environment Programme, GRID-Arendal. 111 pp. (disponible en www.unep.org/pdf/RRAecosystems_screen.pdf).
- Nepstad, D., Carvalho, G., Barros, A.C., Alencar, A., Capobianco, J.P., Bishop, J., Mountinho, P., Lefebre, P., Lopes Silva, U. y Prins, E.** 2001. Road paving, fire regime feedbacks and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management*, 154: 395–407.
- Neumann-Denzau, G. y Denzau, H.** 2010. Examining the extent of human-tiger conflict in the Sundarbans Forest, Bangladesh. *Tiger Paper*, 37(2): 4–7.
- New Scientist.** 2008. Climate change is driving increase in tiger attacks. *New Scientist*. (disponible en www.newscientist.com/article/dn15000-climate-change-is-driving-increase-in-tiger-attacks.html).
- Newman, S.H.** 2011. *Where wildlife and humans intersect: environmental monitoring*. Argos Forum #71. Ramonville, France, CLS. (disponible en www.argos-system.org/documents/publications/newsletter/anl_71.pdf).
- Newman, S.H., Slingenbergh, J. y Lubroth, J.** 2010. One health – one destiny: appreciating the connectivity of health among ecosystems, wildlife, livestock and people. *Unasylva*, 61(236): 11. (disponible en www.fao.org/docrep/013/i1758e/i1758e03.pdf).

- Nicholls, R.J. 2006. Storm surges in coastal areas. In Arnold, M., Chen, R.S., Deichmann, U., Dille, M., Lerner-Lam, A.L., Pullen, R.E., Trohanis, Z., eds. *Natural disaster hotspots: case studies. Disaster risk management series No. 6*, pp. 79–108. Washington, DC, The World Bank. 204 pp. (disponible en siteresources.worldbank.org/INTDISMGMT/Resources/0821363328.pdf).
- Noble, I.R. y Slatyer, R.O. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio*, 43(1/2): 5–21.
- Noble, I.R. y Slatyer, R.O. 1981. Concepts and models of succession in vascular plant communities subject to recurrent fires. In Gill, A.M., Goves, R.H., & Noble, I.R., eds. *Fire and the Australian biota*, pp. 311–335. Canberra, Australia, Australian Academy of Science. 582 pp.
- North American Bird Conservation Initiative y US Committee. 2010. *The state of the birds: 2010 report on climate change, United States of America*. Washington, DC, USA. Department of the Interior. (disponible en www.stateofthebirds.org/2010/pdf_files/State%20of%20the%20Birds_FINAL.pdf).
- Nosberger, J., Blum, H. y Fuhrer, J. 2000. Crop ecosystem responses to climatic change: productive grasslands. In Reddy, K.R. & Hodges, H.F., eds. *Climate change and global crop productivity*, pp. 271–291. Wallingford, UK, CAB International. 488 pp.
- Noss, R.F. 2001. Beyond Kyoto: forest management in a time of rapid climate change. *Conservation Biology*, 15:578–590.
- Nouri, J., Sharifipour, R., y Babaei, A. A. 2006. Ecological capability of land use planning for rural development. *Online Journal of Biological Sciences*, 6(1): 35–39.
- Ogutu, J.O., Piepho H.-P., Dublin, H.T., Bhola, N. y Reid, R.S. 2008. Rainfall influences on ungulate population abundance in the Mara-Serengeti ecosystem. *Journal of Animal Ecology*, 77: 814–829.
- Omar, S. y Roy, W.Y. 2010. Biodiversity and climate change in Kuwait. *International Journal of Climate Change Strategies and Management*, 2(1): 68–83
- Omi, P.N. 2007. Fuel treatments to prevent and manage wildfires. 4th *International Wildland Fire Conference*, Thematic Session 3. (disponible en www.fire.uni-freiburg.de/sevilla-2007/contributions/doc/cd/INTRODUCTORIAS_ST/Omi_ST3.pdf).
- Ortiz-Santaliestra, M.E., Fisher, M.C., Fernández-Beaskoetxea, S., Fernández-Benítez, M.J., y Bosch, J. 2011. Ambient ultraviolet B radiation and prevalence of infection by *Batrachochytrium dendrobatidis* in two amphibian species. *Conservation Biology*.
- Osman-Elasha, B., Goutbi, N., Spanger-Siegfried, E., Dougherty, B., Hanafi, A., Zakieldeed, S., Sanjak, A., Atti, H.A. y Elhassan, H.M. 2006. Adaptation strategies to increase human resilience against climate variability and change: lessons from the arid regions of Sudan. *AIACC Working Paper*, 42.
- Otterstrom, S. M y Schwartz, M.W. 2006. Responses of fire in selected tropical dry forest trees. *Biotropica*, 38: 592–598.

- Ottichilo, W.K., de Leew, J., Skidmore, A., Prins, H.H.T. y Said, M.Y. 2000. Population trends of large non-migratory wild herbivores and livestock in the Masai Mara ecosystem, Kenya, between 1977 and 1997. *African Journal of Ecology*, 38: 202–216.
- Page, S.E., Morrison, R., Malins, C., Hooijer, A., Rieley, J.O. y Jauhiainen, J. 2011. *Review of peat surface greenhouse gas emissions from oil palm plantations in Southeast Asia (ICCT White Paper 15)*. Washington, DC, International Council on Clean Transportation. 77 pp. (disponible en www.theicct.org/pubs/ICCT_Peat-Emissions_Sept2011.pdf).
- Panzacchi, M., Cocchi, R., Genovesi, P. y Bertolino, S. 2007. Population control of coypu *Myocastor coypus* in Italy compared to eradication in UK: a cost-benefit analysis. *Wildlife Biology*, 13:159–171. (disponible en www.wildlifebiology.com/Downloads/Article/630/En/panzacchi%20et%20al.pdf).
- Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Jooster, H., Minayeva, T. y Silvius, M., eds. 2007. *Assessment on peatlands, biodiversity and climate change*. Kuala Lumpur, Global Environment Centre & Wageningen, The Netherlands, Wetlands International. 179 pp. (disponible en www.imcg.net/media/download_gallery/books/assessment_peatland.pdf).
- Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J.K., Thomas, C.D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennent, W.J., Thomas, J.A. y Warren, M. 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, 399(6736):579–583.
- Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 37: 637–669
- Parmesan, C. 2007. Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology*, 13: 1860–1872.
- Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. y Hanson, C.E., eds. 2007. *Climate change 2007: impacts, adaptation, and vulnerability*. Cambridge, UK, Cambridge University Press. 976 pp. (disponible en www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg2_report_impacts_adaptation_and_vulnerability.htm).
- Parton, W.J., Scurlock, J.M.O., Ojima, D.S., Schimel, D.S., Hall, D.O. y Scopegram Group Members. 1995. Impact of climate-change on grassland production and soil carbon worldwide. *Global Change Biology*, 1(1): 13–22.
- Paolillo, K. 2011. History of the Turgew Hippo Trust: the Turgwe Hippo Trust. (disponible en www.savethehippos.com/turgwehistory.html#trust).
- Pauli, H., Gottfried, M. y Grabherr, G. 2003. Effects of climate change on the Alpine and nival vegetation of the Alps. *Journal of Mountain Ecology*, 7: 9–12.
- Peel, M.C., Finlayson, B.L. y McMahon, T.A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11: 1633–1644.
- Pereira, J.S., Correia, A.V. y Joffre, R. 2009. Facing climate change. Aronson, J., Pereira, J.S. & Pausas, J.G., eds. *Cork oak woodlands on the edge: ecology, adaptive management, and restoration*, pp. 219–227. Washington, DC, Island Press. 315 pp.
- Perry, D.A. 1994. *Forest ecosystems*. Baltimore, The John Hopkins University Press. 649 pp.

- Phillips, O.L., Aragão, L.E.O.C., Lewis, S.L., Fisher, J.B., Lloyd, J., López-González, G., Malhi, Y., Monteagudo, A., Peacock, J., Quesada, C.A., van der Heijden, G., Almeida, S., Amaral, I., Arroyo, L., Aymard, G., Baker, T.R., Bánki, O., Blanc, L., Bonal, D., Brando, P., Chave, J., Alves de Oliveira, A.C., Dávila Cardozo, N., Czimczik, C., Feldpausch, T.R., Freitas, M.A., Gloor, E., Higuchi, N., Jiménez, E., Lloyd, G., Meir, P., Mendoza, C., Morel, A., Neill, D.A., Nepstad, D., Patiño, S., Peñuela, M.C., Prieto, A., Ramírez, F., Schwarz, M., Silva, J., Silveira, M., Sota Thomas, A., ter Steege, H., Stropp, J., Vásquez, R., Zelazowski, P., Alvarez Dávila, E., Andelman, S., Andrade, A., Chao, K.-J., Erwin, T., Di Fiore, A., Honorio C., E., Keeling, H., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Peña Cruz, A., Pitman, M.C.A., Núñez Vargas, P., Ramírez-Angulo, H., Rudas, A., Salamão, R., Silva, N., Terborgh, J. y Torres-Lezama, A. 2009. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science*, 323(5919): 1344–1347.
- Phillips, O.L., van der Heijden, G., Lewis, S.L., López-González, G., Aragão, L.E.O.C., Lloyd, J., Malhi, Y., Monteagudo, Almeida, S., Alvarez Dávila, E., Amaral, I., Andelman, S., Andrade, A., Arroyo, L., Aymard, G., Baker, T.R., Blanc, L., Bonal, D., Alves de Oliveira, A.C., Chao, K.-J., Dávila Cardozo, N., da Costa, L., Feldpausch, T.R., Fisher, J.B., Fyllas, N.M., Freitas, A.M., Galbraith, D., Gloor, E., Higuchi, N., Honorio, E., Jiménez, E., Keeling, H., Killeen, T.J., Lovett, J.C., Meir, P., Mendoza, C., Morel, A., Núñez Vargas, P., Patiño, S., Peh, K.S.-H., Peña Cruz, A., Prieto, A., Quesada, C.A., Ramírez, F., Ramírez, H., Rudas, A., Salamão, R., Schwarz, M., Silva, J., Silveira, M., Slik, J.W.F., Sonké, B., Sota Thomas, A., Stropp, J., Taplin, J.R.D., Vásquez, R. y Vilanova, E. 2010. Drought-mortality relationships for tropical forests. *New Phytologist*, 187: 631–646.
- Pielke, R.A., Sr. 2005. Land use as climate changes. *Science*, 310(5754): 1625–1626.
- Pimentel, D. 2002. Non-native invasive species of arthropods and plant pathogens in the British Isles. In Pimentel, D., ed. *Biological invasions: economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species*, pp. 151–155. New York, USA, CRC Press LLC. 384 pp.
- Pimental, C., Calvão, T. y Ayres, M.P. 2011. Impact of climatic variation on populations of pine processionary moth *Thaumetopoea pityocampa* in a core area of its distribution. *Agricultural and Forest Entomology*, 13: 273–281.
- Piñol, J., Beven, K. y Viegas, D.X. 2005. Modelling the effects of fire exclusion and prescribed fire on wildfire size in Mediterranean ecosystems. *Ecological Modelling*, 183: 397–409.
- Pollet, J., y Omi, P.N. 2002. Effect of thinning and prescribed burning on crown fire severity in ponderosa pine forests. *International Journal of Wildland Fire*, 11:1–10
- Pounds, J.A. 1997. Golden toads, null models and climate change. *Froglog, Newsletter of the Declining Amphibian Populations Task Force of the World Conservation Union's Species Survival Commission*, 23: 1–2.
- Pounds, J.A. 2001. Climate and amphibian declines. *Nature*, 410(6829): 639–640.

- Pounds, J.A., Bustamante, M.R., Coloma, L.A., Consuegra, J.A., Fogden, M.P.L., Foster, P.N., La Marca, E., Masters, K.L., Merino-Viteri, A., Puschendorf, R., Ron, S.R., Sánchez-Azofeifa, G.A., Still, C.J. y Young, B.E. 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, 439: 161–167.
- Pounds, J.A., Fogden, M.P.L. y Campbell, J.H. 1999. Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*, 398(6728): 611–615.
- Rainforest Rescue. 2011. Cyclone Yasi hits Mission Beach cassowary population. *Rainforest Rescue*, 10 February 2011. (disponible en www.rainforestrescue.org.au/blog/2011/02/10/cyclone-yasi-hits-mission-beach-cassowary-population/).
- Rakovich, V.A. y Bambalov, N.N. (in press). *Methodology for measuring the release and sequestration of carbon from degraded peatlands*.
- Reiter, P. 2001. Climate change and mosquito-borne disease. *Environmental Health Perspectives*, 109(1): 141–161.
- Reinhardt, F., Herle, M., Bastiansen, F., Streit, B. 2003. *Economic impact of the spread of alien species in Germany*. Berlin, Federal Environmental Agency. 190 pp.
- Republic of Kenya. 2002. *First national communication of Kenya to the Conference of the Parties to the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC)*. Nairobi, National Environment Secretariat, Ministry of Environment and Natural Resources. 155 pp. (disponible en unfccc.int/resource/docs/natc/kennc1.pdf).
- Robinet, C., Baier, P., Pennerstorfer, J., Schopf, A. y Roques, A. 2007. Modelling the effects of climate change on the potential feeding activity of *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) (Lep., Notodontidae) in France. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 460–471.
- Rosenfeld, D. 1999. Indonesia. In Glover, D & Jessup, T., eds. *Indonesia's fire and haze: the cost of catastrophe*, pp. 86–129. Ottawa, Canada, International Development Research Centre & Paris Panjan, Singapore, Institute of Southeast Asian Studies. 168 pp.
- Roveta, R.J. 2008. Resilience to climate change in Patagonia, Argentina. *Gatekeeper Series*, 140. London, IIED. (disponible en pubs.iied.org/pdfs/14576IIED.pdf).
- Rowe, J.S. 1983. Concepts of fire effects on plant individuals and species. In Wein, R.W. & MacLean, D.A., eds. *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*, pp. 135–154. New York, USA, John Wiley and Sons Inc. 344 pp.
- Rupp, T.S., Olson, M., Adams, L.G., Dale, B.W., Joly, K., Henkelman, J., Collins, W.B. y Starfield, A.M. 2006. Simulating the influences of various fire regimes on caribou winter habitat. *Ecological Applications*, 16(5): 1730–1743.
- Ryan, K. C. 2002. Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems. *Silva Fennica*, 36(1): 13–39.
- Sabine, C. L., Heimann, M., Artaxo, P., Bakker, D.C.E., Chen, C.T.A., Field, C.B., Gruber, N., Le Queré, C., Prinn, R.G., Richey, J.E., Romero Lankao, P., Sathaye, J.A. y Valentini, R. 2004. Current status and past trends of the global carbon cycle. In Field, C.B. & Raupach, M.R., eds. *The global carbon cycle: integrating humans, climate and the natural world*. Washington, DC, Island Press.

- Saino, N. y Ambrosini, R. 2008. Climatic connectivity between Africa and Europe may serve as a basis for phenotypic adjustment of migration schedules of trans-Saharan migratory birds. *Global Change Biology*, 14: 250–263.
- Salati E. y Vose, P.B. 1984. Amazon basin: a system in equilibrium. *Science*, 225(4658): 129–138.
- Schultz, M.G., Heil, A. Hoelzemann, J.J., Spessa, A., Thonicke, K., Goldammer, J.G. Held, A.C., Pereira, J.M.C. y van het Bolscher, M. 2008. Global wildland fire emissions from 1960 to 2000. *Global Biogeochemical Cycles*, 22.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2010. *Global Biodiversity Outlook 3 (GBO-3)*. Montreal, Canada, Secretariat of the Convention on Biological Diversity. (disponible en www.cbd.int/GBO3/).
- Semu-Banda, P. 2007. Crocodiles make fetching water a life threatening experience. *Inter Press Service News Agency*, 24 December 2007. (disponible en ipsnews.net/news.asp?idnews=40589).
- Seppälä, R., Buck, A. y Katila, P., eds. 2009. Adaptation of forests and people to climate change: a global assessment report. *IUFRO World Series*, 22. Helsinki, International Union of Forest Research Organizations.
- Sillett, T.S., Holmes, R.T. y Sherry, T.W. 2000. Impacts of a global climate cycle on population dynamics of a migratory songbird. *Science*, 288(5473): 2040–2042.
- Smith, S.D., Huxman, T.E., Zitzer, S.F., Charlet, T.N., Housman, D.C., Coleman, J.S., Fenstermaker, L.K., Seemann, J.R. y Nowak, R.S. 2000. Elevated CO₂ increases productivity and invasive species success in an arid ecosystem. *Nature*, 408(6808): 79–82.
- Snook, L.K. 1993. Stand dynamics of mahogany (*Swietenia macrophylla* King) and associated species after fire and hurricane in the tropical forests of the Yucatan Peninsula, Mexico. New Haven, USA, Yale University. (PhD thesis)
- Stastny, M., Battisti, A., Petrucco-Toffolo, E., Schlyter, F. y Larsson, S. 2006. Host-plant use in the range expansion of the pine processionary moth, *Thaumetopoea pityocampa*. *Ecological Entomology*, 31: 481–490.
- Steffen, W., Burbridge, A.A., Hughes, L., Kitching, R., Lindenmayer, D., Musgrave, W., Stafford Smith, M. y Werner, P.A. 2009. *Australia's biodiversity and climate change: a strategic assessment of the vulnerability of Australia's biodiversity to climate change. A report to the Natural Resource Management Ministerial Council commissioned by the Australian Government*. Collingwood, Australia, CSIRO Publishing. (disponible en [www.climatechange.gov.au/publications/biodiversity/~media/publications/biodiversity/biodiversity-vulnerability-assessment-lowres.ashx](http://www.climatechange.gov.au/publications/biodiversity/~/media/publications/biodiversity/biodiversity-vulnerability-assessment-lowres.ashx)).
- Stevenson, D., Ritchie, C., Vinnedge, J., Brade, B. y Arthur, B. 2003. *Mountain caribou ungulate winter range (UWR) report (U-7-003): Omineca region*. 100 Mile House, Ministry of Water, Land and Air Protection. 32 pp. (disponible en www.env.gov.bc.ca/omineca/documents/U-7-003.pdf).
- Stocks, B.J. 1991. The extent and impact of forest fires in northern circumpolar countries. In Levine, J.S., ed. *Global biomass burning: atmospheric, climatic, and biospheric implications*, pp. 197–202. Cambridge, USA, MIT Press. 599 pp.

- Stolton, S. y Dudley, N., eds. 2010. *Arguments for protected areas: multiple benefits for conservation and use*. London, Earthscan Books. 296 pp.
- Struzik, E. 2011. Warming Arctic brings invasion of southern species. 2011. *Yale Environment* 360. (disponible en www.guardian.co.uk/environment/2011/feb/14/warming-arctic-southern-species).
- Sundt, N. 2010. Another extreme drought hits the Amazon and raises climate change concerns. *WWF Climate Blog*, 23 November 2010. (disponible en www.wwfblogs.org/climate/content/drought-amazon-october2010).
- Svejcar, T., Angell, R., Bradford, J., Dugas, W., Emmerich, W., Frank, A.B., Gilmanov, T., Haferkamp, M., Johnson, D.A., Mayeux, H., Mielnick, P., Morgan, J., Saliendra, N.Z., Schuman, G.E., Sims, P.L. y Snyder, K. 2008. Carbon fluxes on North American rangelands. *Rangeland Ecology and Management*, 61(5): 465–474.
- Takekawa, J.Y., Heath, S.R., Douglas, D.V., Perry, W.M., Javed, S., Newman, S.H., Suwal, R.N., Rahmani, A.R., Choudhury, B.C., Prosser, D.J., Yan, B., Hou, Y., Batbayar, N., Natsagdorj, T., Bishop, C.M., Butler, P.J., Frappell, P.B., Milson, W.K., Scott, G.R., Hawkes, L.A. y Wikelski, M. 2009. Geographic variation in bar-headed geese *Anser indicus*: connectivity of wintering areas and breeding grounds across a broad front. *Winterfowl*, 59: 100–123
- Taylor, L.H., Latham, S.M., Woolhouse, M.E. 2001. Risk factors for human disease emergence. *Phil. Trans. R. Soc. B.*, 356: 983–989.
- Telegraph Media Group Limited. 2010. Saiga antelope population drops by 15 percent due to disease. *The Telegraph*, 23 August 2011. (disponible en www.telegraph.co.uk/news/worldnews/asia/kazakhstan/7779374/Saiga-antelope-population-drops-by-15-per-cent-due-to-disease.html).
- Tenthani, R. 2001. Malawi curbs crocodile menace. *BBC News*, 7 February 2001. (disponible en news.bbc.co.uk/2/hi/africa/1158435.stm).
- Thévenot, M., Vernon, R., y Bergier, P. 2003. *The birds of Morocco. BOU Check-list No. 20*, Peterborough, UK, British Ornithologists' Union. 594 pp.
- Thinlay, X., Finckh, M.R., Bordeos, A.C., Zeigler, R.S. 2000. Effects and possible causes of an unprecedented rice blast epidemic on the traditional farming system of Bhutan. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 78(3): 237–248
- Thomas, D.C. 1998. Fire-caribou relationships: (VII) Fire management on winter range of the Beverly herd: final conclusions and recommendations. *Technical Report Series*, 315. Alberta, Canada, Canadian Wildlife Service (Prairie & Northern Region). 100 pp.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Ferreira de Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L. y Williams, S.E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427: 145–148.
- Thomas, C.D. y Lennon, J.J. 1999. Birds extend their ranges northwards. *Nature*, 399(6733): 213.

- Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S. y Mosseler, A. 2009. Forest resilience, biodiversity and climate change: a synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. *Technical Series*, 43. Montreal, Canada, Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Timmermann, A., Oberhuber, J., Bacher, A., Esch, M., Latif, M. y Roeckner, E. 1999. Increased El Niño frequency in a climate model forced by future greenhouse warming. *Nature*, 398: 694–697.
- Trenberth, K.E. y Hoar, T.J. 1997. El Niño and climate change. *Geophysical Research Letters*, 24(23): 3057–3060.
- TSS Consultants & Spatial Informatics Group LLC. 2005. *Assessment of the efficacy of the California Bureau of Land Management Community Assistance and Hazardous Fuels programs*. Washington, DC, Bureau of Land Management. 81 pp.
- UNEP. 2009a. *Towards sustainable production and use of resources: assessing biofuels*. 119 pp. (disponible en www.unep.fr/scp/rpanel/pdf/assessing_biofuels_full_report.pdf).
- UNEP. 2009b. *UNEP Year Book 2009: new science and developments in our changing environment*. Nairobi, UNEP. (disponible en www.unep.org/yearbook/2009/). 65 pp.
- UNEP, FAO y UNFF. 2009. *Vital forest graphics*. Nairobi, UNEP. 69 pp. (disponible en www.unep.org/vitalforest/).
- UNEP-WCMC. 2005. *Checklist of mammals listed in the CITES appendices and in EV Regulation 338/97. JNCC Report. No. 380*. (7th Ed.) Peterborough, UK, Joint Nature Conservation Committee. 191 pp. (disponible en jncc.defra.gov.uk/pdf/jncc380.pdf).
- United Nations in Malawi. 2010. *Malawi country assessment report*. Lilongwe, Malawi.
- University College London. 2011. Global drought monitor. (disponible en drought.mssl.ucl.ac.uk/drought.html).
- US Environmental Protection Agency. 2008. *Effects of climate change on aquatic invasive species and implications for management and research*. EPA/600/R-08/014. Washington, DC, National Center for Environmental Assessment. 336 pp. (disponible en cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=188305).
- Valiela, I., Bowen, J.L. y York, J.K. 2001. Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. *BioScience* 51: 807–815
- van Auken, O.W. 2000. Scrub invasion of North American semiarid grassland. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31: 197–215
- van Buskirk, J., Mulvihill, R.S. y Leberman, R.C. 2009. Variable shifts in spring and autumn migration phenology in North American songbirds associated with climate change. *Global Change Biology*, 15: 760–771.
- van Riper, C., van Riper, S.G., Goff, M.L. y Laird, M. 1986. The epizootiology and ecological significance of malaria in Hawaiian land birds. *Ecological Monographs*, 56(4): 327–344.
- van Lear, D.H. y Harlow, R.F. 2002. Fire in the Eastern United States: influence on wildlife habitat. In Ford, M.F., Russell, K.R., Moorman, C.E., eds. *Proceedings: The role of fire in nongame wildlife management and community restoration: traditional uses and new directions*. General Technical Report NE-288, pp. 2–10. Newtown

- Square, USA: US Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. 145 pp. (disponible en www.fs.fed.us/ne/newtown_square/publications/technical_reports/pdfs/2002/gtrne288.pdf).
- 2009 **Victorian Bushfires Royal Commission**. 2010. *The 2009 Victorian Bushfires Royal Commission final report*. Victoria, Australia, Government Printer for the State of Victoria. (disponible en www.royalcommission.vic.gov.au/Commission-Reports/Final-Report).
- Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C. y Stuart, S.N.** 2008. *Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. Gland, Switzerland, IUCN. 180 pp. (disponible en iucn.org/about/work/programmes/species/red_list/review/).
- Vissier, M.E. y Both, C.** 2005. Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1581): 2561–2569.
- Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A., Roy, D., Hulme, P.E. y DAISIE partners.** 2010. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(3): 135–144.
- Virkkala, R. y Rajasärkkä, A.** 2011. Climate change affects populations of northern birds in boreal protected areas. *Biology Letters*, 7(3): 395–398.
- von Arx, M. y Breitenmoser-Wursten, C.** 2008. *Lynx pardinus*. In IUCN. 2011. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1*. (disponible en www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/12520/0).
- Vors, L.S. y Boyce, M.S.** 2009. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology*, 15(11): 2626–2633.
- Voxy News Engine.** 2009. Australian bushfires' devastating impact on animals. *Voxy*, 30 April 2009. (disponible en www.voxy.co.nz/national/australian-bushfires039-devastating-impact-animals/5/13040).
- Wade, D.D. y Lundsfor, J.** 1990. Fire as a forest management tool: prescribed burning in the southern United States. *Unasylva*, 41(3). (disponible en www.fao.org/docrep/t9500e/t9500e07.htm#fire%20as%20a%20forest%20management%20tool:%20prescribed%20burning%20in%20the%20southern%20united%20stat).
- Wahinya, H.** 2009. Women on a mission to protect the mangroves. *EnviroConserve Africa*.
- Wall, J.** 2009. Mali water crisis. In *Save the Elephants. Annual Report 2008–2009*, p. 14. (disponible en www.savetheelephants.org/files/pdf/publications/2009%20STE%20ANNUAL%20REPORT.pdf).
- Walsh, B.** 2009. Why global warming may be fueling Australia's fires. *Time*, 9 February 2009. (disponible en www.time.com/time/health/article/0,8599,1878220,00.html).
- Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O. y Bairlein, F.** 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389–395.
- Warner, R.E.** 1968. The role of introduced diseases in the extinction of endemic Hawaiian avifauna. *Condor*, 70: 101–120
- Waterton Park.** 2011. Fire in Canada's national parks. (disponible en www.watertonpark.com/reference/fire.htm).

- Weber, A.W.** 1979. Gorilla problems in Rwanda. *Swara*, 2: 28–32.
- Webster, M.S., Marra, P.P., Haig, S.M., Bensch, S. y Holmes, R.T.** 2002. Links between worlds: unravelling migratory connectivity. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(2): 76–83.
- Weddell, B.J.** 1996. Geographic overview: climate, phenology and disturbance regimes in steppe and desert communities. In Finch, D.M., ed. *Ecosystem disturbance and wildlife conservation in western grasslands – A symposium proceedings. General Technical Report RM-GTR-258*, pp. 3–12. Fort Collins, USA, USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. 82 pp.
- Westerling, A.L., Hidalgo, H.G., Cayan, D.R. y Swetnam, T.W.** 2006. Warming and earlier spring increases western US forest wildlife activity. *Science*, 313(5789): 940–943.
- Western, D.** 2007. *The ecology and changes of the Amboseli ecosystem: recommendation for planning and conservation*. Nairobi, Amboseli Conservation Program: Task Force for Developing the Amboseli Ecosystem Plan. (disponible en www.amboseliconservation.org/amboseli-ecology-changes/)
- Western, D.** 2009. The drought of 2009. (disponible en www.amboseliconservation.org/amboseli-drought-2009/).
- Western, D. y Amboseli Conservation Program.** 2010. Amboseli Conservation Program. (disponible en www.amboseliconservation.org/news/2010/8/2/continuing-signs-of-recovery-for-amboseli.html).
- Western, D. y Maitumo, D.** 2004. Woodland loss and restoration in a savannah park: a 20-year experiment. *African Journal of Ecology*, 42(2): 111–121.
- White, C.A., Pengelly, I.R., Zell, D. y Rogeau, M.-P.** 2005. Restoring heterogenous fire patterns in Banff National Park, Alberta. In The Association for Fire Ecology, Washington State University Extension, USDA Forest Service & College of Forest Resources, University of Washington. *Mixed severity fire regimes: ecology and management. (Proceedings.)*, pp. 255–266. (disponible en fireecology.net/docs/proceedings/2005/75012.pdf).
- Whitmore, T.C.** 1990. *An introduction to tropical rain forests*. Oxford, UK, Clarendon Press. 296 pp.
- Wich, S., Riswan, Jenson, J., Refisch, J. y Nellemann, C., eds.** *Orangutans and the economics of sustainable forest management in Sumatra*. Birkeland Trykkerl AS, Norway. 83 pp. (disponible en www.orangutanreport.un-grasp.org/orangutan-report.html). UNEP/GRASP/PanEco/YEL/ ICRAF/GRID-Arendal.
- The Wilderness Society Victoria.** 2009. *Preliminary report: impact of 2009 Victorian bushfires on nature and wildlife*. Fitzroy, Australia, The Wilderness Society Victoria Inc. 13 pp. (disponible en www.wilderness.org.au/files/preliminary-report-impact-2009-vic-bushfires-on-nature-and-wildlife.pdf).
- Wilkinson, C., ed.** 2004. *Status of coral reefs of the world 2004. Volume 2*. Townsville, Australia, Australian Institute of Marine Science. 301 pp.
- Willets, E., Guadagno, L. y Ikkala, N., eds.** 2010. *Addressing climate change: issues and solutions from around the world*. Gland, Switzerland, IUCN. 42 pp. (disponible en data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/2010-033.pdf).

- Williamson, T., Colombo, S., Duinker, P., Gray, P., Hennessey, R., Houle, D., Johnston, M., Ogden, A. y Spittlehouse, D.L. 2009. *Climate change and Canada's forests: from impacts to adaptation*. Edmonton, Canada, Sustainable Forest Management Network & Natural Resources Canada, Canadian Forest, Northern Forestry Centre. 82 pp. (disponible en nofc.cfs.nrcan.gc.ca/bookstore_pdfs/29616.pdf).
- Wong, J. 2010. Sarawak to double oil palm plantation area. *The Star*, 30 November 2010. (disponible en biz.thestar.com.my/news/story.asp?file=/2010/11/30/business/7432538&sec=business)
- Worden, J., Mose, V., Western, D. 2010. Aerial census of wildlife and livestock in Eastern Kajiado. Amboseli Conservation Program. (disponible en www.amboseliconservation.org/storage/Amboseli_Aerial_Count_October_2010.pdf).
- The World Bank. 2010. World Bank fosters partnerships to preserve Mali's elephants. 10 September 2010. (disponible en go.worldbank.org/Z5336A14N).
- World Health Organization. 2009. Fact sheet N° 117: Dengue and dengue haemorrhagic fever. *Media Centre*. (disponible en www.who.int/mediacentre/factsheets/fs117/en/).
- Wotton, B.M. y Stocks, B.J. 2006. Fire management in Canada: vulnerability and risk trends. In Hirsch, K.G. & Fuglem, P. (technical coordinators). *Canadian wildland fire strategy: background syntheses, analyses, and perspectives*, pp. 49–55. Edmonton, Canada, Canadian Council of Forest Ministers, National Resources Canada, Canadian Forest Service, North Forest Centre. 104 pp. (disponible en www.ccfm.org/pdf/cwfs_Analysis_EN_web.pdf).
- WWF. 2011. Tropical and subtropical moist broadleaf forest ecoregions. (disponible en wwf.panda.org/about_our_earth/ecoregions/about/habitat_types/selecting_terrestrial_ecoregions/habitat01.cfm).
- Yates, C. 2009. Vulnerability of biodiversity in Western Australia to climate change. In Steffen, W., Burbridge, A.A., Hughes, L., Kitching, R., Lindenmayer, D., Musgrave, W., Stafford Smith, M. & Werner, P.A. *Australia's biodiversity and climate change: a strategic assessment of the vulnerability of Australia's biodiversity to climate change. A report to the Natural Resource Management Ministerial Council commissioned by the Australian Government*, pp. 102–104. Collingwood, Australia, CSIRO Publishing. 290 pp. (disponible en [www.climatechange.gov.au/publications/biodiversity/~media/publications/biodiversity/biodiversity-vulnerability-assessment-lowres.ashx](http://www.climatechange.gov.au/publications/biodiversity/~/media/publications/biodiversity/biodiversity-vulnerability-assessment-lowres.ashx)).
- Ye, Q., Yao, T., Zheng H. y Zhang, X. 2008. Glacier and lake co-variations and their responses to climate change in the Mapam Yumco Basin on Tibet (in Chinese with English abstract). *Geographical Research*, 27(5): 1178–1190.
- Xie, Z.B., Zhu, J.G., Liu, G., Cadisch, G., Hasegawa, T., Chen, C.M., Sun, H.F., Tang, H.Y. y Zeng, Q. 2007. Soil organic carbon stocks in China and changes from 1980s to 2000s. *Global Change Biology*, 13(9): 1989–2007.
- Zuckerberg, B., Woods, A.W. y Porter, W.F. (2009) Poleward shifts in breeding bird distributions in New York State. *Global Change Biology*, 15: 1866–1883

FAO DOCUMENTOS TÉCNICOS

ESTUDIOS FAO: MONTES

1	Forest utilization contracts on public land, 1977 (E F S)	20	Forest tree improvement, 1985 (C E F S)
2	Planning forest roads and harvesting systems, 1977 (E F S)	20/2	A guide to forest seed handling, 1985 (E S)
3	World list of forestry schools, 1977 (E/F/S)	21	Impact on soils of fast-growing species in lowland humid tropics, 1980 (E F S)
3 Rev.1	World list of forestry schools, 1981 (E/F/S)	22/1	Forest volume estimation and yield prediction – Vol. 1. Volume estimation, 1980 (C E F S)
3 Rev.2	World list of forestry schools, 1986 (E/F/S)	22/2	Forest volume estimation and yield prediction – Vol. 2. Yield prediction, 1980 (C E F S)
4/1	World pulp and paper demand, supply and trade – Vol. 1, 1977 (E F S)	23	Forest products prices 1961-1980, 1981 (E/F/S)
4/2	World pulp and paper demand, supply and trade – Vol. 2, 1977 (E F S)	24	Cable logging systems, 1981 (C E)
5	The marketing of tropical wood in South America, 1976 (E S)	25	Public forestry administrations in Latin America, 1981 (E)
6	National parks planning, 1976 (E F S)	26	Forestry and rural development, 1981 (E F S)
7	Forestry for local community development, 1978 (Ar E F S)	27	Manual of forest inventory, 1981 (E F)
8	Establishment techniques for forest plantations, 1978 (Ar C E* F S)	28	Small and medium sawmills in developing countries, 1981 (E S)
9	Wood chips – production, handling, transport, 1976 (C E S)	29	World forest products, demand and supply 1990 and 2000, 1982 (E F S)
10/1	Assessment of logging costs from forest inventories in the tropics – 1. Principles and methodology, 1978 (E F S)	30	Tropical forest resources, 1982 (E F S)
10/2	Assessment of logging costs from forest inventories in the tropics – 2. Data collection and calculations, 1978 (E F S)	31	Appropriate technology in forestry, 1982 (E)
11	Savanna afforestation in Africa, 1977 (E F)	32	Classification and definitions of forest products, 1982 (Ar/E/F/S)
12	China: forestry support for agriculture, 1978 (E)	33	Logging of mountain forests, 1982 (E F S)
13	Forest products prices 1960-1977, 1979 (E/F/S)	34	Fruit-bearing forest trees, 1982 (E F S)
14	Mountain forest roads and harvesting, 1979 (E)	35	Forestry in China, 1982 (C E)
14 Rev.1	Logging and transport in steep terrain, 1985 (E)	36	Basic technology in forest operations, 1982 (E F S)
15	AGRIS forestry – world catalogue of information and documentation services, 1979 (E/F/S)	37	Conservation and development of tropical forest resources, 1982 (E F S)
16	China: integrated wood processing industries, 1979 (E F S)	38	Forest products prices 1962-1981, 1982 (E/F/S)
17	Economic analysis of forestry projects, 1979 (E F S)	39	Frame saw manual, 1982 (E)
17 Sup.1	Economic analysis of forestry projects: case studies, 1979 (E S)	40	Circular saw manual, 1983 (E)
17 Sup.2	Economic analysis of forestry projects: readings, 1980 (C E)	41	Simple technologies for charcoal making, 1983 (E F S)
18	Forest products prices 1960-1978, 1980 (E F S)	42	Fuelwood supplies in the developing countries, 1983 (Ar E F S)
19/1	Pulping and paper-making properties of fast-growing plantation wood species – Vol. 1, 1980 (E)	43	Forest revenue systems in developing countries, 1983 (E F S)
19/2	Pulping and paper-making properties of fast-growing plantation wood species – Vol. 2, 1980 (E)	44/1	Food and fruit-bearing forest species – 1. Examples from eastern Africa, 1983 (E F S)
		44/2	Food and fruit-bearing forest species – 2. Examples from southeastern Asia, 1984 (E F S)
		44/3	Food and fruit-bearing forest species – 3. Examples from Latin America, 1986 (E S)
		45	Establishing pulp and paper mills, 1983 (E)
		46	Forest products prices 1963-1982, 1983 (E/F/S)

47	Technical forestry education – design and implementation, 1984 (E F S)	78	Appropriate wood harvesting in plantation forests, 1987 (E)
48	Land evaluation for forestry, 1984 (C E F S)	79	Small-scale forest-based processing enterprises, 1987 (E F S)
49	Wood extraction with oxen and agricultural tractors, 1986 (E F S)	80	Forestry extension methods, 1987 (E)
50	Changes in shifting cultivation in Africa, 1984 (E F)	81	Guidelines for forest policy formulation, 1987 (C E)
50/1	Changes in shifting cultivation in Africa – seven case-studies, 1985 (E)	82	Forest products prices 1967-1986, 1988 (E F S)
51/1	Studies on the volume and yield of tropical forest stands – 1. Dry forest formations, 1989 (E F)	83	Trade in forest products: a study of the barriers faced by the developing countries, 1988 (E)
52/1	Cost estimating in sawmilling industries: guidelines, 1984 (E)	84	Forest products: World outlook projections – Product and country tables 1987-2000, 1988 (E F S)
52/2	Field manual on cost estimation in sawmilling industries, 1985 (E)	85	Forestry extension curricula, 1988 (E F S)
53	Intensive multiple-use forest management in Kerala, 1984 (E F S)	86	Forestry policies in Europe, 1988 (E)
54	Planificación del desarrollo forestal, 1984 (S)	87	Small-scale harvesting operations of wood and non-wood forest products involving rural people, 1988 (E F S)
55	Intensive multiple-use forest management in the tropics, 1985 (E F S)	88	Management of tropical moist forests in Africa, 1989 (E F P)
56	Breeding poplars for disease resistance, 1985 (E)	89	Review of forest management systems of tropical Asia, 1989 (E)
57	Coconut wood – Processing and use, 1985 (E S)	90	Forestry and food security, 1989 (Ar E S)
58	Sawdoctoring manual, 1985 (E S)	91	Design manual on basic wood harvesting technology, 1989 (E F S) (Published only as FAO Training Series, No. 18)
59	The ecological effects of eucalyptus, 1985 (C E F S)	92	Forestry policies in Europe – An analysis, 1989 (E)
60	Monitoring and evaluation of participatory forestry projects, 1985 (E F S)	93	Energy conservation in the mechanical forest industries, 1990 (E S)
61	Forest products prices 1965-1984, 1985 (E/F/S)	94	Manual on sawmill operational maintenance, 1990 (E)
62	World list of institutions engaged in forestry and forest products research, 1985 (E/F/S)	95	Forest products prices 1969-1988, 1990 (E/F/S)
63	Industrial charcoal making, 1985 (E)	96	Planning and managing forestry research: guidelines for managers, 1990 (E)
64	Tree growing by rural people, 1985 (Ar E F S)	97	Non-wood forest products: the way ahead, 1991 (E S)
65	Forest legislation in selected African countries, 1986 (E F)	98	Timber plantations in the humid tropics of Africa, 1993 (E F)
66	Forestry extension organization, 1986 (C E S)	99	Cost control in forest harvesting and road construction, 1992 (E)
67	Some medicinal forest plants of Africa and Latin America, 1986 (E)	100	Introduction to ergonomics in forestry in developing countries, 1992 (E F I)
68	Appropriate forest industries, 1986 (E)	101	Management and conservation of closed forests in tropical America, 1993 (E F P S)
69	Management of forest industries, 1986 (E)	102	Research management in forestry, 1992 (E F S)
70	Wildland fire management terminology, 1986 (E/F/S)	103	Mixed and pure forest plantations in the tropics and subtropics, 1992 (E F S)
71	World compendium of forestry and forest products research institutions, 1986 (E/F/S)	104	Forest products prices 1971-1990, 1992 (E/F/S)
72	Wood gas as engine fuel, 1986 (E S)	105	Compendium of pulp and paper training and research institutions, 1992 (E)
73	Forest products: world outlook projections 1985-2000, 1986 (E/F/S)	106	Economic assessment of forestry project impacts, 1992 (E F)
74	Guidelines for forestry information processing, 1986 (E)		
75	Monitoring and evaluation of social forestry in India – an operational guide, 1986 (E)		
76	Wood preservation manual, 1986 (E)		
77	Databook on endangered tree and shrub species and provenances, 1986 (E)		

107	Conservation of genetic resources in tropical forest management – Principles and concepts, 1993 (E/F/S)	134	Estimating biomass and biomass change of tropical forests – A primer, 1997 (E)
108	A decade of wood energy activities within the Nairobi Programme of Action, 1993 (E)	135	Guidelines for the management of tropical forests – 1. The production of wood, 1998 (E S)
109	Directory of forestry research organizations, 1993 (E)	136	Managing forests as common property, 1998 (E)
110	Proceedings of the Meeting of Experts on Forestry Research, 1993 (E/F/S)	137/1	Forestry policies in the Caribbean – Volume 1: Proceedings of the Expert Consultation, 1998 (E)
111	Forestry policies in the Near East region – Analysis and synthesis, 1993 (E)	137/2	Forestry policies in the Caribbean – Volume 2: Reports of 28 selected countries and territories, 1998 (E)
112	Forest resources assessment 1990 – Tropical countries, 1993 (E)	138	FAO Meeting on Public Policies Affecting Forest Fires, 2001 (E F S)
113	Ex situ storage of seeds, pollen and in vitro cultures of perennial woody plant species, 1993 (E)	139	Governance principles for concessions and contacts in public forests, 2003 (E F S)
114	Assessing forestry project impacts: issues and strategies, 1993 (E F S)	140	Global Forest Resources Assessment 2000 – Main report, 2002 (E F S)
115	Forestry policies of selected countries in Asia and the Pacific, 1993 (E)	141	Forestry Outlook Study for Africa – Regional report: opportunities and challenges towards 2020, 2003 (Ar E F)
116	Les panneaux à base de bois, 1993 (F)	142	Cross-sectoral policy impacts between forestry and other sectors, 2003 (E F S)
117	Mangrove forest management guidelines, 1994 (E)	143	Sustainable management of tropical forests in Central Africa – In search of excellence, 2003 (E F)
118	Biotechnology in forest tree improvement, 1994 (E)	144	Climate change and the forest sector – Possible national and subnational legislation, 2004 (E)
119	Number not assigned	145	Best practices for improving law compliance in the forest sector, 2005 (E F R S)
120	Decline and dieback of trees and forests – A global overview, 1994 (E)	146	Microfinance and forest-based small-scale enterprises, 2005 (Ar E F S)
121	Ecology and rural education – Manual for rural teachers, 1995 (E S)	147	Global Forest Resources Assessment 2005 – Progress towards sustainable forest management, 2006 (E F S)
122	Readings in sustainable forest management, 1994 (E F S)	148	Tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina y el Caribe, 2006 (S)
123	Forestry education – New trends and prospects, 1994 (E F S)	149	Better forestry, less poverty – A practitioner's guide, 2006 (Ar E F S)
124	Forest resources assessment 1990 – Global synthesis, 1995 (E F S)	150	The new generation of watershed management programmes and projects, 2006 (E F S)
125	Forest products prices 1973-1992, 1995 (E F S)	151	Fire management – Global assessment 2006, 2007 (E)
126	Climate change, forests and forest management – An overview, 1995 (E F S)	152	People, forests and trees in West and Central Asia – Outlook for 2020, 2007 (Ar E R)
127	Valuing forests: context, issues and guidelines, 1995 (E F S)	153	The world's mangroves 1980–2005, 2007 (E)
128	Forest resources assessment 1990 – Tropical forest plantation resources, 1995 (E)	154	Forests and energy – Key issues, 2008 (Ar C E F R S)
129	Environmental impact assessment and environmental auditing in the pulp and paper industry, 1996 (E)	155	Forests and water, 2008 (E F S)
130	Forest resources assessment 1990 – Survey of tropical forest cover and study of change processes, 1996 (E)	156	Global review of forest pests and diseases, 2009 (E)
131	Ecología y enseñanza rural – Nociones ambientales básicas para profesores rurales y extensionistas, 1996 (S)	157	Human-wildlife conflict in Africa – Causes, consequences and management strategies, 2009 (E F)
132	Forestry policies of selected countries in Africa, 1996 (E/F)		
133	Forest codes of practice – Contributing to environmentally sound forest operations, 1996 (E)		

- 158 Fighting sand encroachment – Lessons from Mauritania, 2010 (E F)
- 159 Impact of the global forest industry on atmospheric greenhouse gases, 2010 (E)
- 160 Criteria and indicators for sustainable woodfuels, 2010 (E)
- 161 Developing effective forest policy - A guide, 2010 (E F S)
- 162 What woodfuels can do to mitigate climate change, 2010 (E)
- 163 Global Forest Resources Assessment 2010 – Main report (Ar C E F R S)
- 164 Guide to implementation of phytosanitary standards in forestry, 2011 (C E F R)
- 165 Reforming forest tenure – Issues, principles and process, 2011 (E S)
- 166 Community-based fire management – A review (E)
- 167 Wildlife in a changing climate (E)

- Ar – Arabic
- C – Chinese
- E – English
- I – Italian
- F – French
- P – Portuguese
- S – Spanish
- R – Russian

- Multil – Multilingual
- * – Out of print

Los cuadernos técnicos de la FAO pueden obtenerse en los Puntos de venta autorizados de la FAO, o directamente solicitándolos al Grupo de Ventas y Comercialización, FAO, Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Roma, Italia.

La fauna silvestre en un clima cambiante

Esta publicación examina las consecuencias probables del cambio climático en la fauna silvestre, incluyendo la alteración de ecosistemas y la composición de especies y la mayor incidencia de conflictos entre los seres humanos y la fauna silvestre, incendios forestales y la dispersión de especies invasoras y enfermedades infecciosas. La publicación se centra en la fauna terrestre tropical y sus hábitats, pero también se analizan otros ecosistemas de fauna y otras regiones geográficas. Además, se analizan las respuestas adecuadas al cambio climático; entre ellas, el mantenimiento de los ecosistemas existentes, el manejo adaptativo, la restauración de ecosistemas y la adopción de enfoques integrados y de paisajes para la conservación de la biodiversidad. Para ilustrar los temas discutidos, se ofrecen estudios de casos a lo largo de todo el libro.

ISBN 978-92-5-307089-3 ISSN 1020-4628



9 789253 070893

I2496S/1/11.12