

Interacciones mutualistas entre animales y plantas

VI. Paisajes en mosaico y corredores ecológicos

Juan Carlos Guix



**UNIVERSITAT DE
BARCELONA**

Centre de Recursos de Biodiversitat Animal

P u b l i c a c i o n s d e l

Centre de Recursos de Biodiversitat Animal
Volum 12, 2021

Interacciones mutualistas entre animales y plantas

VI. Paisajes en mosaico y corredores ecológicos

Juan Carlos Guix

Coordinador del Proyecto Neopangea

e-mail: jcguix@pangea.org



© Centre de Recursos de Biodiversitat Animal, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona. 2021.

Març, 2021

Publicat per:

Centre de Recursos de Biodiversitat Animal

Facultat de Biologia

Universitat de Barcelona

Avinguda Diagonal 643

08028 Barcelona

Spain

crba@ub.edu

www.ub.edu/crba

Guix, J.C. 2021. Interacciones mutualistas entre animales y plantas. VI. Paisajes en mosaico y corredores ecológicos. *Publicacions del Centre de Recursos de Biodiversitat Animal*. Universitat de Barcelona, Volum 12, 34 pp.

Portada: Paisaje en mosaico en Balquhiddel Glen, Escocia. Foto: Juan Carlos Guix.

Interacciones mutualistas entre animales y plantas

VI. Paisajes en mosaico y corredores ecológicos

Juan Carlos Guix

El gran reto de la conservación del presente y del futuro es la gestión adecuada de los paisajes heterogéneos en forma de mosaicos. Para tal fin, es vital comprender cómo funcionan las redes de interacciones entre las plantas y los animales polinizadores de sus flores y dispersores de sus semillas.

Mosaicos de bosques y formaciones abiertas

Los paisajes naturales en mosaico de bosques y formaciones vegetales de tipo abierto existen en diversos continentes (Pausas & Bond, 2020). Algunos de estos paisajes son muy extensos, como es el caso del Pantanal Matogrossense en Brasil. Sin embargo, los procesos antrópicos de fragmentación de hábitats que se vienen produciendo en zonas boscosas desde hace décadas, en algunos casos, y siglos, en otros, han aumentado significativamente las superficies de los paisajes en mosaico por todo el planeta (cf. EEA, 2011). Esto hace que la gestión de los espacios discontinuos sea uno de los mayores retos para la conservación de la biodiversidad.

Durante la última glaciación del período Cuaternario, las grandes extensiones de bosques de diversos continentes se fragmentaron más de una vez por la acción de los vientos fríos y secos (Demenou et al., 2017; Silva et al., 2017; Piñeiro et al., 2019). Algunas variaciones climáticas ocurridas durante el Holoceno habrían causado también la expansión de los bosques densos en África, así como la contracción y la fragmentación de las silvas y la extensión de las sabanas en este continente (Demenou et al., 2017; Maley et al., 2017).

Los paisajes culturales en mosaico también pueden ser muy antiguos. Existen evidencias de la existencia de este tipo de paisajes en diversos continentes desde hace miles de años. En la región amazónica de los Llanos de Moxos (Bolivia) se han documentado ya

cerca de 4.700 islas de bosques, en medio de llanuras de sabanas inundables, que se habrían originado por acción antrópica entre el comienzo y la mitad del Holoceno (Lombardo et al., 2020).

En este capítulo se comparan dos regiones con paisajes en mosaico bastante diferentes entre sí, pero que presentan características comunes: el Vale do Ribeira (en el sudeste y sur de Brasil) y la región autónoma de Catalunya (nordeste de la península ibérica).

Vale do Ribeira

Se trata de un gran valle dominado por la cuenca hidrográfica del río Ribeira de Iguape, en el sudeste del estado de São Paulo y el nordeste del estado de Paraná. Su superficie abarca 28.306 km², siendo su principal sistema montañoso la Serra de Paranapiacaba, una sección de la cordillera atlántica brasileña conocida como Serra do Mar. Las principales formaciones vegetales son: bosques lluviosos costeros (de planicies litorales y de vertientes montañosas), restingas arbóreas y arbustivas, manglares y dunas litorales.

Se trata de un valle con una marcada economía agrícola que incluye la cría extensiva de ganado vacuno (vacas y búfalos), destinado al consumo de carne y leche. Los principales tipos de ambientes relacionados con los cultivos son los bananales, las plantaciones de pupunha (*Bactris gasipaes*) y, en menor medida, los pastizales.

Catalunya

Con una superficie de 32.108 km² (datos del Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya), su principal cadena montañoso es la sección oriental de los Pirineos. Entre sus formaciones vegetales se encuentran: bosques mediterráneos esclerófilos, bosques mediterráneos mixtos, bosques caducifolios, bosques de coníferas, estepas y matorrales mixtos, prados de alta montaña y dunas litorales.

Los tipos de ambientes relacionados con los cultivos son: campos de oliveras y frutales diversos, almendros, campos de forraje para el ganado estabulado, campos de cereales y pastizales, entre otros. Se practica también la cría extensiva de ganado vacuno, equino y ovino destinado al consumo de carne.

A pesar de las evidentes diferencias de clima y vegetación, estas dos grandes regiones comparten similitudes remarcables: tienen superficies próximas y ambas presentan relieves montañosos y extensas planicies.

La riqueza y la diversidad de especies es manifiestamente mayor en el Vale do Ribeira, pero con elementos comparables. Un ejemplo es el de las aves de rapiña (diurnas y nocturnas): 39 especies en Catalunya y cerca de 47 especies en el Vale do Ribeira.

Polinización por animales

La fragmentación de hábitats afecta a las redes de interacciones entre plantas y polinizadores animales. Aunque diversas especies pueden verse favorecidas por la existencia de determinados paisajes en mosaico del tipo bosques-formaciones abiertas, si los elementos del paisaje (parches y otras unidades) no se encuentran distribuidos de forma que configuren una buena conectividad estructural, la conectividad funcional se verá afectada.

Determinadas especies de abejorros del género *Bombus* (Apidae) prosperan bien en mosaicos de bosques-prados, pero también son muy sensibles a la fragmentación de sus respectivos hábitats. En el norte de Europa se ha documentado que esta fragmentación puede llegar a modificar las comunidades de abejorros (Gómez-Martínez et al., 2020). En la región neotropical, la fragmentación de hábitats perjudica a determinadas especies de abejas y al mismo tiempo puede crear hábitats favorables a otras (Brosi et al., 2008). Así pues, los cambios en la configuración espacial de los hábitats no solo pueden afectar a las comunidades de abejas polinizadoras, sino también a las dinámicas de las interacciones polinizador-planta.

No debemos confundir heterogeneidad con fragmentación. Determinados hábitats son naturalmente heterogéneos y albergan una gran riqueza de especies, lo que da lugar a interacciones ecológicas muy diversas y complejas.

Dispersión de semillas por animales

Gracias a observaciones directas y al análisis de deposiciones fecales de aves y mamíferos carnívoros realizados en Sant Ermengol (municipio de Abrera, provincia de Barcelona) se ha podido obtener información relevante acerca de los procesos de dispersión de semillas en una zona de paisajes culturales en mosaico. Dichos mosaicos están formados por bosques mediterráneos jóvenes (de *Pinus halepensis* y *Quercus* spp.) y campos de cultivo de forrajes interconectados por corredores ecológicos (bosques densos en rieras y torrentes de tipo intermitente estacional).

Esta zona está formada por una diversidad de animales y plantas relativamente alta y bastante representativa de la región, considerando que se trata de ambientes relativamente jóvenes, formados por parches de vegetación boscosa que tan solo han pasado por tres o cuatro décadas de regeneración espontánea. En este tipo de ambientes se han documentado comunidades de vertebrados frugívoros y granívoros bastante diversas y redes de interacciones mutualistas típicas de los ambientes mediterráneos continentales.

La conectividad ecológica encontrada en esta área ha sido bastante alta también, con una elevada incidencia de la colonización en los parches tanto de especies de plantas que producen frutos carnosos como de fagáceas que producen semillas grandes (en este caso de *Quercus* spp.).

La dispersión de semillas por animales es un tipo de interacción mutualista, mientras que la depredación de semillas por animales es un tipo de interacción antagonista. Existen especies (como el arrendajo y la ardilla común europea) que establecen interacciones de

los dos tipos con una misma especie vegetal, depredando parte de sus semillas y dispersando otras. Estas especies son esenciales para mantener una elevada conectividad funcional en el conjunto de parches de los bosques de *Quercus* en procesos de regeneración espontánea.

Una forma muy simple de evaluar la conectividad funcional de un paisaje formado por mosaicos de bosques y áreas abiertas consiste en muestrear los primeros estadios de colonización de las plantas dispersadas por animales (zoocoria). En el caso de las formaciones boscosas, las especies que producen frutos carnosos, como *Laurus nobilis* (Lauraceae) y *Ruscus aculeatus* (Asparagaceae), y las especies de fagáceas, como los *Quercus* spp., suelen ser buenas indicadoras de este tipo de conectividad.

En la zona de Sant Ermengol se ha podido constatar una elevada incidencia en la colonización de *Quercus ilex* y *Quercus x cerrioides* en terrenos abandonados que eran antiguos campos de cultivos hace entre 30 y 40 años, así como también de *Ruscus aculeatus* en los bosques mixtos de *Pinus halepensis* y *Quercus* spp., y de *Laurus nobilis* en los fondos de valles más húmedos. Esta elevada conectividad funcional de los hábitats forestales ha sido posible gracias a una red de bosques de ribera (también en proceso de regeneración espontánea) que crecen en las rieras y torrentes y que han funcionado como corredores ecológicos efectivos para las especies más silvícolas.

Conectividad estructural y conectividad funcional

La conectividad estructural no siempre es sinónimo de conectividad funcional. Mientras que el primer término se refiere a la configuración espacial del paisaje (parches + “matriz”), el segundo término representa la movilidad potencial y real de los elementos bióticos en este paisaje. Así pues, desde el punto de vista práctico, la conectividad estructural sería la configuración del paisaje plasmada en un mapa o en una fotografía aérea o por satélite, mientras que la conectividad funcional sería el conjunto de datos obtenidos (por medio de la observación directa, la instalación de collares transmisores y cámaras de trampeo fotográfico, etc.) sobre la movilidad y la capacidad de dispersión de

los organismos en este paisaje (véase, por ejemplo, Kettunen et al., 2007 y Klimberley et al., 2020) (figura 1). Así pues, cuando decimos que un corredor ecológico es funcional o no, significa que disponemos de datos sobre el terreno acerca del uso o no de dicho corredor por parte de un conjunto de animales.

En lo que se refiere a las redes de interacciones mutualistas animales-plantas, los animales frugívoros o granívoros que son capaces de transportar semillas viables en este paisaje en mosaico son considerados clave para la conectividad funcional, puesto que posibilitan también la movilidad vegetal y, por tanto, aumentan el contacto entre sus poblaciones. De este modo, la conectividad funcional de las redes de interacciones mutualistas depende tanto de la conectividad estructural como de la riqueza y la complejidad de los componentes bióticos (en este caso, especies dispersoras de semillas).

La reproducción y la movilidad vegetal dependen, en gran medida, de los procesos de polinización y dispersión de semillas por animales. De este modo, la conectividad funcional es vital para la conservación de numerosas especies de plantas, insectos y vertebrados, así como también de las redes de interacciones ecológicas.

Los embalses y las grandes presas son infraestructuras que afectan gravemente a la conectividad estructural y funcional, ya que frecuentemente suponen el aislamiento de grandes poblaciones de animales y plantas. Un ejemplo extremo de este fenómeno es el que se produjo a partir de la década de 1980 en el nordeste de Brasil, a raíz de la construcción de la presa de Sobradinho, que terminó formando un lago artificial de 320 km de longitud en el río São Francisco.

Sin embargo, a veces basta con que existan pequeñas discontinuidades en el hábitat para que esto represente una barrera que dificulte e incluso impida la conectividad entre poblaciones. Esto es lo que ocurre en ocasiones con determinadas especies forestales, como es el caso de los monos aulladores de la especie *Alouatta guariba* en Brasil. La

simple construcción de una carretera vecinal o una avenida relativamente estrecha puede dificultar los desplazamientos de estos primates arborícolas por el bosque. Por esta razón en determinadas vías de circulación de vehículos de algunas áreas naturales protegidas (ej.: Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, estado de São Paulo, Brasil) se instalan puentes hechos con cuerdas en el dosel del bosque que funcionan como corredores artificiales para estos primates. Cabe recordar que los monos aulladores son importantes dispersores de semillas, incluyendo algunas de gran tamaño. De este modo, el concepto de fragmentación de hábitats puede ser muy variable en función de cada caso. Mientras que unas especies de bosques húmedos son capaces de desplazarse a distancias de decenas o centenares de metros (en algunos casos incluso de kilómetros) a través de áreas abiertas situadas entre fragmentos forestales, otras son prácticamente incapaces de cruzar una estrecha carretera que atraviesa los bosques.



Figura 1. Parte de la fragmentación de hábitats es producida por infraestructuras viarias, como carreteras y autopistas. Con frecuencia, los puentes grandes y muy elevados (arriba) confieren una mayor permeabilidad estructural y funcional que los puentes pequeños con taludes largos situados en ambos extremos (abajo). Municipio de Abrera, Catalunya (Fotos: Juan Carlos Guix).

Bosques y formaciones vegetales abiertas

En las últimas seis o siete décadas, las masas boscosas se han incrementado notablemente en la península ibérica y otras regiones mediterráneas de Europa. Este incremento se debe, en gran medida, al abandono de grandes superficies cultivadas. De este modo, si, en la primera mitad del siglo XX, los paisajes mostraban una intensa fragmentación de las masas boscosas respecto a las áreas abiertas (en este caso, formadas mayoritariamente por campos de cultivo), a comienzos del siglo XXI, estos mismos paisajes ponían de manifiesto que las áreas abiertas se estaban reduciendo y se fragmentando.

En las últimas décadas también se ha observado una reducción en las poblaciones de numerosas especies de aves e insectos en Europa (Gross, 2015; Hallmann et al., 2017; Wagner et al., 2021). Aparte de la evidente pérdida de superficie de hábitats para varias de estas especies que habitan o frecuentan las formaciones de tipo abierto (Warren et al., 2021), también existe la posibilidad de que la misma fragmentación esté jugando un papel en esta reducción. Sin embargo, si la fragmentación estructural de los espacios abiertos es bastante evidente en algunas áreas y regiones de Catalunya, la fragmentación funcional no lo es tanto. Esto es así debido a la falta de datos anteriores a la década de 1960 (cuando el éxodo rural y la emigración se incrementaron notablemente) que permitan llevar a cabo un análisis más riguroso.

En el caso de determinadas áreas situadas en el entorno del Vale do Ribeira hay indicios de que esté ocurriendo lo contrario de lo observado en Catalunya. El Vale do Ribeira tiene su límite oriental en la costa bañada por el océano Atlántico. Teniendo en cuenta el criterio geológico, más que el geográfico, los límites occidentales del Vale do Ribeira se encuentran en las crestas montañosas de la Serra de Paranapiacaba, que actúan como línea divisoria de las aguas de dos cuencas: la del río Ribeira de Iguape a leste y la del río Paranapanema al oeste.

En la región situada junto al límite occidental de este valle, en el borde del altiplano, se han detectado indicios de los efectos del cambio de modelo de agricultura a pequeña y mediana escala hacia un modelo de agricultura industrial a gran escala. Antes de la

llegada de los primeros colonos europeos al sur del estado de São Paulo, esta región estaba formada por mosaicos naturales de bosques densos de tipo subtropical húmedo y sabanas intercalados con agrupaciones de *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae). La implantación de un modelo de ganadería tradicional destruyó grandes superficies de estas formaciones vegetales, que fueron sustituidas por un mosaico cultural formado por fragmentos forestales y pastizales mixtos que perduró hasta comienzos del siglo XXI. A partir de la década de 2010, se puso en marcha un proceso de destrucción de este mosaico, con la eliminación de superficies de pastizales para dar lugar a cultivos intensivos como los de soja. La pérdida de hábitats de pastizales mixtos, que en algunos casos hacían de sustitutos más simplificados de las sabanas originales que existían anteriormente, podría estar desplazando a las especies de aves y mamíferos de formaciones abiertas hacia los límites del Parque Estadual Intervalos (Guix et al., 2020). Por otra parte, al aumentar la superficie de cultivos intensivos entre los fragmentos forestales remanentes se estaría perdiendo también conectividad funcional en todo el paisaje en mosaico de esta región.

Ya en las zonas bajas del Vale do Ribeira (planicie) se ha observado que aún se mantiene buena parte de la conectividad funcional de las interacciones mutualistas plantas-frugívoros. Esta conectividad funcional se ha observado a través de los movimientos de un gran número de aves frugívoras que realizan desplazamientos entre las áreas de bosques más extensas de la Serra de Paranapiacaba y los fragmentos forestales situados en pequeñas elevaciones montañosas de los entornos de los Parques Estadales Intervalos y Carlos Botelho (figura 2).



Figura 2. Aspecto de una plantación de plátanos en el Vale do Ribeira, junto al Parque Estadual Intervalos, estado de São Paulo, Brasil (Foto: Juan Carlos Guix).

Como en muchas otras zonas del sudeste y del sur de Brasil, varias de estas especies de aves son representantes de las familias Turdidae (*Turdus* spp.), Thraupidae (*Tangara* spp.) y Tyrannidae que diseminan semillas pequeñas y medianas. Algunas especies, como *Turdus rufiventris*, *T. albicollis*, *T. amaurochalinus*, *T. flavipes*, *T. leucomelas*, *Ramphastos vitellinus*, *Cyanocorax caeruleus* y *Trogon viridis*, son capaces incluso de diseminar semillas de medianas dimensiones de diversas especies de mirtáceas (Myrtaceae) y palmeras (Arecaceae) entre los fragmentos forestales.

La conectividad funcional entre parches de bosques en esta región es bastante más simplificada, respecto a la que existe en las áreas naturales protegidas del mismo valle a bajas altitudes (en este caso, entre los 40 y los 200 m de altitud en los Parques Estaduales Intervalos y Carlos Botelho, y el Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira). Este también es el caso de los entornos de los mismos parques situados en los límites occidentales de la Serra de Paranapiacaba (borde del altiplano).

Sin embargo, los datos preliminares que se han obtenido hasta el año 2019 apuntan a que las fronteras del Parque Estadual Intervalos, así como otras áreas naturales protegidas del Mosaico de Paranapiacaba, son relativamente permeables en cuanto a los flujos de animales y plantas, a pesar de las marcadas diferencias en los tipos de hábitats de las franjas situadas en el exterior (zona de amortiguación) y el interior de estas áreas naturales protegidas. El nivel de permeabilidad es muy desigual entre los distintos grupos de animales y plantas que habitan la franja de 20 km situada junto a los límites de las áreas naturales protegidas (10 km de estos límites hacia el interior y 10 km de estos límites hacia el exterior).

En general, la permeabilidad de los animales frugívoros que habitan el interior de la floresta (especies categorizadas como típicamente forestales) es inversamente proporcional a su biomasa. De este modo, mientras que las especies silvícolas de vertebrados frugívoros de gran tamaño están ausentes o raramente presentes en la franja exterior, los frugívoros de pequeño y medio tamaños suelen encontrarse en ambos lados de los límites de las áreas protegidas que integran el Mosaico de Paranapiacaba. Como consecuencia, la permeabilidad de semillas de gran tamaño, o de semillas de mediano tamaño encerradas en cápsulas resistentes, tiende a ser menor que la de las semillas pequeñas o diminutas. Así pues, las especies de plantas foráneas que producen semillas pequeñas tienden a colonizar más fácilmente los extremos y el interior de estas áreas protegidas que las especies que producen diásporas grandes.

Aunque en las últimas tres décadas se ha podido ralentizar de forma considerable la deforestación en las zonas de amortiguación, los cambios observados en la última década (2009-2019) en el tipo de explotación agropecuaria en la zona de amortiguación situada en el altiplano (de extensivo a intensivo) está ocasionando cambios importantes tanto en los extremos de estas áreas naturales protegidas como en su núcleo (Guix et al., 2020).

En las zonas bajas (Vale do Ribeira, propiamente dicho), los cambios en las propiedades agrícolas (superficies, tipos de cultivos, etc.), así como en el tamaño y distribución espacial de los fragmentos forestales colindantes, han sido bastante menores si se comparan con los del borde del altiplano.

Sin embargo, tanto en las franjas exteriores de las áreas protegidas situadas en el altiplano como en las franjas exteriores situadas en las zonas bajas de estas áreas se ha detectado un número escaso de primates arborícolas (*Brachyteles arachnoides* está ausente en las franjas exteriores y *Alouatta guariba clamitans* apenas ha sido detectado desde el año 2018, cuando la fiebre amarilla diezmo sus poblaciones). La presencia de huellas de agutíes (*Dasyprocta leporina*) en las franjas exteriores de los parques también es escasa. Como se ha mencionado ya, la ausencia o reducción de estas especies podría conllevar, en cada caso, problemas para la dispersión de semillas grandes (sobre todo de especies de *Arecaceae* y *Myrtaceae*) o de semillas encerradas en cápsulas o recubrimientos relativamente resistentes (ej.: *Hymenaea courbaril*, *Inga* spp., *Fabaceae*; *Posoqueria* spp., *Rubiaceae*).

Región mediterránea de Catalunya y la planicie del Vale do Ribeira

Por lo general, tanto en la región mediterránea de Catalunya como en el Vale do Ribeira, las propiedades agrícolas son de pequeñas y medianas dimensiones (con parcelas agrícolas y forestales pequeñas). Con frecuencia, dichas propiedades están formadas por parches de bosques y zonas de cultivo que se intercalan entre sí formando complejos mosaicos heterogéneos junto o próximos a torrentes, rieras y ríos (en la región mediterránea de Catalunya) y junto a arroyos, riachuelos y ríos (en la planicie del Vale do Ribeira). Se trata, pues, de modelos socioeconómicos análogos, dominados por explotaciones agrícolas de tipo familiar que configuran mosaicos estructuralmente similares, a escalas territoriales semejantes, con índices de conectividad relativamente grandes entre los parches, tanto para especies de bosques como de ambientes abiertos/semiabiertos. Ambos modelos son también comparables en cuanto a efectividad de la conectividad ecológica.

Dichos modelos socioeconómicos, formados mayoritariamente por minifundios, contrastan considerablemente con los de otras regiones (como, por ejemplo, gran parte de la Amazonía brasileña), donde dominan los latifundios y las grandes superficies agrícolas y pastoriles. En los grandes frentes de colonización humana de la Amazonía, las

distancias entre los parches de bosques remanentes son mucho mayores. Por lo general, las poblaciones de animales y plantas de estos bosques supervivientes se encuentran mucho más aislados entre sí. En este caso, aunque a veces se formen también paisajes en mosaico de bosques y cultivos, la escala en que se practica la agricultura y la ganadería afecta gravemente a la conectividad funcional.

Vulnerabilidad a la fragmentación de hàbitats

Los datos disponibles sobre los procesos de fragmentación forestal en diversas regiones del mundo apuntan a que algunas especies y comunidades ecológicas son más sensibles a los procesos de fragmentación de hàbitats que otras. Una de las hipótesis que intenta explicar estas diferencias a escala global es la de los “filtros de extinción” (Balmford, 1996). Según esta hipótesis, las comunidades que han pasado por procesos de fragmentación de hàbitats en el pasado son más resilientes a la hora de enfrentarse a cambios antrópicos similares.

Recientemente se ha propuesto que las especies de ambientes forestales situados en los trópicos son más sensibles y vulnerables a la fragmentación forestal que las especies forestales que habitan a mayores latitudes, como los bosques templados (Betts et al., 2019). Según los autores de este trabajo, esto se debería a que los bosques tropicales han estado sujetos a menos cambios a lo largo de la historia geológica reciente que los bosques de latitudes mayores.

Entre las principales amenazas que pueden afectar a los fragmentos de bosques situados en la franja tropical (delimitada, a grosso modo, entre el trópico de Cáncer y el trópico de Capricornio) se encuentran la pérdida de hàbitats, la fragmentación de las poblaciones de plantas y animales, la invasión de especies, la caza o el extractivismo furtivo, la mayor vulnerabilidad a los incendios forestales y el cambio climático (Kettle & Koh, 2014). Existen también otras amenazas, menos perceptibles a primera vista, como los desequilibrios desencadenados en el seno de las interacciones ecológicas. De este modo, en el caso de los fragmentos forestales más pequeños, se pueden producir, por ejemplo,

niveles elevados de depredación de semillas (cf. Maunder et al., 2002) o de herbivoría sobre plántulas y plantas jóvenes que afecten la dinámica de sucesión ecológica.

A pesar de la mayor vulnerabilidad de las florestas tropicales a los procesos de fragmentación de hábitats, en muchos casos, las islas de bosques retienen parte de la funcionalidad de los ecosistemas y pueden jugar también un papel importante en la conservación de la diversidad biológica del conjunto de parches en la región a la que pertenecen (Lum & Min, 2021). Si a esto añadimos otros factores y servicios ecosistémicos, tales como la protección de los manantiales de agua en las cabeceras de las cuencas, la polinización, la dispersión de semillas, el control natural de potenciales plagas, el efecto beneficioso de la evapotranspiración de la vegetación densa sobre el clima a escala local y regional, etc., queda claro que estas islas de bosques son esenciales para mantener unos niveles de equilibrio que benefician a las sociedades humanas que habitan en estos paisajes.

Primates arborícolas en fragmentos forestales

En las últimas décadas, la pérdida de hábitats y los procesos de fragmentación forestal han provocado el aislamiento de poblaciones de primates arborícolas en diversas regiones del mundo. Estos procesos son bastante evidentes en extensas regiones del sudeste de Brasil, sobre todo en poblaciones de especies pertenecientes a los géneros *Brachyteles*, *Alouatta* (Atelidae) *Sapajus* (Cebidae), *Callicebus* (Pitheciidae), *Leontopithecus* y *Callithrix* (Callitrichidae). Como consecuencia, diversas de estas especies se encuentran actualmente en peligro de extinción.

Además de los riesgos inherentes derivados del aislamiento de poblaciones (ej.: reducción de la variabilidad genética, vulnerabilidad a enfermedades, como la fiebre amarilla, caza furtiva), en áreas de bosques relativamente pequeñas, con frecuencia estos primates también encuentran dificultades para mantener una dieta rica y variada. De este modo, las poblaciones de primates que sobreviven en fragmentos pequeños y aislados son muy vulnerables a las variaciones estacionales y de fenología de floración y fructificación de las especies de plantas de las que se alimentan. A su vez, esto puede conllevar desequilibrios

en las interacciones ecológicas entre primates y otros organismos, sean estos de plantas o de otros animales.

De este modo, observaciones preliminares realizadas en pequeños fragmentos de florestas del sudeste de Brasil han puesto de manifiesto que, durante los períodos de baja disponibilidad de frutos carnosos (ej.: durante períodos prolongados de falta de lluvias durante el invierno austral), el consumo de flores, así como de frutos y semillas no maduras, por parte de *Sapajus nigritus* o *S. libidinosus* (dependiendo de la región) puede aumentar hasta el punto de comprometer gran parte del éxito reproductor de determinadas plantas.

Los monos capuchinos (*Sapajus* spp.) son dispersores de diásporas de numerosas especies vegetales y, en el caso de algunas plantas que producen semillas encerradas en cápsulas u otros tipos de recubrimientos fibrosos, juegan un papel fundamental en el transporte de sus semillas (Guix, 1996) (figura 3). Sin embargo, en determinadas condiciones, las elevadas tasas de depredación de semillas por estos primates pueden representar un problema para las poblaciones de algunas especies de plantas. Además a estas elevadas tasas de depredación de semillas, se suma en ocasiones el consumo continuado de otras partes vegetales, como puede ser el caso de la médula de diversas especies de bromeliáceas, como las del género *Vriesea* (figura 3).



Figura 3. Arriba, envoltura de una legumbre de *Inga sessilis* (Fabaceae) abierta por *Sapajus nigritus* y, abajo, restos de bromelias arrancadas y parcialmente comidas por estos primates. Serra de Paranapiacaba, estado de São Paulo, sudeste de Brasil. Cada recuadro en la escala equivale a 20 mm (Fotos: Juan Carlos Guix).

Los monos capuchinos se alimentan de una gran variedad de vegetales que, aparte de las bromelias, incluye la médula de diversas especies de palmeras (ej.: *Euterpe edulis*) y la corteza de algunos tipos de árboles (Mikich & Liebsch, 2014; Ceballos-Mago, 2018). También ingieren proteína animal, procedente de insectos, huevos de aves, polluelos y otros vertebrados pequeños. Así pues, es de esperar también que puedan ejercer cierto impacto sobre nidos de aves en determinadas épocas del año.

Aunque los monos capuchinos (incluyendo *Sapajus nigritus* y *S. libidinosus*) son capaces de realizar incursiones fuera de los fragmentos, en áreas de bosques alóctonos (ej.: en plantaciones de *Pinus elliottii* y *Eucalyptus* spp.) o de cultivos (ej.: plantaciones de frutales, campos de maíz) contiguas o muy próximas a las ínsulas forestales, no suelen alejarse demasiado de estos. De este modo, las alternativas para minimizar los posibles impactos negativos de estos monos en los fragmentos forestales pequeños y aislados en la mayoría de los casos pasarían por restaurar cierto grado de permeabilidad forestal a través de la implantación de corredores ecológicos (cf. Silva et al., 2015).

Especies foráneas e interacciones antagonistas

La fragmentación de hábitats desencadenada por la acción humana con frecuencia produce mayor vulnerabilidad a la colonización de especies alóctonas de plantas y animales que son potencialmente invasoras. Así pues, en los mosaicos antrópicos de bosques es posible hallar desde unas pocas especies foráneas hasta varias de ellas (Guix, 1996; Guix et al., 2001). Dichas especies interactúan con otras especies (nativas y no nativas), lo que tiene efectos en las redes de interacciones ecológicas (véanse los capítulos anteriores de esta serie).

Una de las especies foráneas invasoras que produce mayor impacto en las redes de interacciones animal-planta es la abeja europea (*Apis mellifera*). Dicha especie se encuentra repartida ya por casi todos los continentes (a excepción de la Antártida) y gran parte de las islas del planeta. Su nicho ecológico con frecuencia se solapa con los nichos de algunas especies de abejas nativas, lo que repercute sobre estas últimas y sobre los ecosistemas. Aparte de la competición directa por los recursos florales, las abejas

introducidas (sean estas *Apis mellifera*, *Bombus* spp. o especies pertenecientes a otros grupos zoológicos) a veces interfieren también en la eficacia de la polinización de determinadas especies de plantas nativas (Goulson, 2003).

Además de la abeja europea, en los mosaicos antrópicos del estado de São Paulo (sudeste de Brasil) se han detectado ya numerosas especies foráneas de aves y mamíferos en esta región, algunas de las cuales actúan esencialmente como depredadoras de semillas (Guix, 2017; Guix et al., 2020). Un fenómeno similar se ha observado también en Catalunya, donde determinadas especies de aves (como algunos psitaciformes), que al principio solo habitaban los espacios urbanizados, poco a poco han ido invadiendo los espacios seminaturales y naturales (Guix et al., 2006).

En el caso de las plantas alóctonas, su colonización está relacionada con alteraciones antrópicas diversas en las formaciones vegetales. En los fragmentos forestales, dichas especies suelen colonizar primero los márgenes y claros de los bosques y luego las zonas interiores menos sombreadas. Los bosques secundarios jóvenes suelen ser más vulnerables a la invasión de especies que los bosques secundarios tardíos y maduros. De este modo, las alteraciones en los hábitats desencadenadas por la acción humana son los principales factores que abren el camino a la invasión de especies foráneas, tanto en Catalunya como en el Vale do Ribeira (Guix, 1996; Guix et al., 2001; Cuevas, 2020).

Especies conectoras

Determinadas especies de vertebrados frugívoros se mueven con bastante fluidez en los mosaicos naturales y antropizados. Estas especies son capaces de explotar los recursos de una gran variedad de ambientes y parecen adaptarse muy bien a los cambios que en ellos se producen.

Ejemplos de especies de aves frugívoras que habitan los mosaicos de bosques y formaciones abiertas o semiabiertas en la región neotropical son *Turdus leucomelas* (figura 4), *T. amaurochalinus* (Turdidae) y numerosas especies de tiránidos (Tyrannidae) y tráupidos (Thraupidae). La mayoría de estas especies suele moverse en los márgenes y en

el dosel de los bosques secundarios en búsqueda de frutos e insectos, así como también en bosques jóvenes y formaciones arbustivas en proceso de sucesión ecológica. Por su gran plasticidad ecológica y movilidad y, sobre todo, por el hecho de actuar como dispersores de semillas de una gran variedad de plantas, dichas especies funcionan como una suerte de conectores ecológicos entre espacios y ambientes muy diversos.



Figura 4. El zorzal sabiá (*Turdus leucomelas*) es una especie que se mueve por ambientes muy variados y disemina semillas de diversas plantas en los mosaicos de bosques y áreas abiertas (Foto: Renato Paiva).

Algunas especies o grupos de aves de pequeño y mediano tamaño son capaces de dispersar semillas medianas, e incluso algunas grandes, entre fragmentos forestales. Entre ellas se encuentran aves paseriformes, como *Pyroderus scutatus*, *Procnias nudicollis* (Cotingidae), *Cyanocorax* spp. (Corvidae), *Tityra cayana*, *T. inquisitor* (Tityridae), *Tersina viridis* (Thraupidae), aparte de los zorzales y tordos ya mencionados (*Turdus* spp.; Turdidae), y no paseriformes, como *Trogon surrucura*, *T. rufus*, *Trogon viridis* (Trogonidae), *Ramphastos toco* (Ramphastidae). Estas especies y grupos de aves son

esenciales para mantener cierto grado de conectividad funcional entre parches de bosques en determinadas zonas del sudeste y del sur de Brasil.

En los mosaicos naturales de bosques y sabanas inundables del Pantanal Matogrossense (estados de Mato Grosso y de Mato Grosso do Sul, Brasil), otras especies y grupos de aves ejercen también esta labor de conectores ecológicos, y dispersan así una gran variedad de semillas en este bioma. Entre ellos se encuentran ranfástidos (*Pteroglossus castanotis*, *Ramphastos toco*, Ramphastidae), psitácidos (ej.: *Anodorhynchus hyacinthinus*, Psittacidae) y trogónidos (*Trogon* spp., Trogonidae), así como numerosas especies de tiránidos y tráupidos.

Entre los mamíferos, el zorro cangrejero (*Cerdocyon thous*) es también un dispersor de semillas notable tanto en el Pantanal Matogrossense como en zonas de mosaicos antrópicos de sudeste y sur de Brasil (Bueno & Motta-Junior, 2004; Rocha et al., 2008) (figura 5). Especies de mamíferos carnívoros pertenecientes a otros grupos zoológicos, como el tayra (*Eira barbara*; Mustelidae) y el coatí (*Nasua nasua*; Procyonidae), también son capaces de dispersar semillas de numerosas especies en estos ambientes.

En áreas de mosaicos de la región mediterránea de Europa, ejemplos de este tipo de especies entre las aves son: *Sylvia atricapilla*, *Sylvia melanocephala*, *Turdus merula* y *Phoenicurus ochrurus*. Entre los mamíferos destaca también el papel de zorro (*Vulpes vulpes*) como dispersor de semillas en ambientes muy variados, que van desde formaciones vegetales abiertas a bosques densos.

Ya en Eurasia, los alces (*Alces alces*) son importantes dispersores de semillas de plantas herbáceas y gramíneas en los mosaicos de bosques, matorrales y ambientes acuáticos (véase, por ejemplo, Jaroszewicz et al., 2013). A comienzos del Holoceno los alces estaban muy extendidos por gran parte de Europa (desde los Pirineos hasta Alemania, Austria, Gran Bretaña y el este de Europa Central) (Schmölcke & Zachos, 2005), donde probablemente desempeñaban un importante papel en la dispersión de semillas. Desde finales del Holoceno, la distribución geográfica de esta especie en Europa se ha visto notablemente reducida, hecho que probablemente ha tenido efectos en la vegetación de las áreas y regiones en las que ha desaparecido.



Figura 5. El zorro cangrejero (*Cerdocyon thous*) es una especie de cánido dispersora de semillas bastante frecuente en los mosaicos de bosques, pastizales y campos de cultivo del entorno de la Serra de Paranapiacaba, sudeste de Brasil (Foto: Renato Paiva).

Especies centinelas

Determinadas especies de plantas y animales pueden ser indicadoras de cambios o interferencias antrópicas en el medio que afecten a las interacciones mutualistas animal-planta. Como se ha expuesto, la abeja europea (*A. mellifera*) es una especie alóctona invasora de diversos biomas repartidos por la Tierra. A pesar de ello, por el hecho de ser una especie muy manejada para la producción de miel, cera y otros productos, así como también para la polinización de un gran número de plantas agrícolas, sirve bien como “centinela del medio ambiente”. De este modo, que las cosas no vayan demasiado bien para la abeja europea en una región dada puede considerarse un indicativo de la posible presencia de factores que afectan negativamente también a especies de abejas nativas o

incluso a otros tipos de insectos polinizadores autóctonos. Esto puede ocurrir debido a un uso indiscriminado de pesticidas agrícolas, una baja oferta de recursos florales, etc.

En el caso de las plantas, las especies que producen semillas grandes o semillas encerradas en cápsulas duras y resistentes, también nos pueden servir de centinelas de determinados tipos de interacciones plantas-dispersores. Así pues, si debajo de las copas de plantas de este tipo (árboles, arbustos, palmeras, etc.) encontramos un gran número de sus semillas y/o plántulas, esto puede ser un indicativo de que estas diásporas vegetales no están siendo eficientemente dispersadas a otros lugares.

Corredores ecológicos

La implantación de corredores ecológicos es un método útil de gestión ambiental que permite incrementar la conectividad estructural en los ecosistemas con elevados grados de fragmentación y aislamiento de hábitats. En los últimos años se ha llevado a cabo un considerable esfuerzo en reconectar áreas naturales y seminaturales aisladas por medio de corredores de comunicación para la fauna (véase, por ejemplo, Zhang & Song, 2020). Sin embargo, la realidad es que el gran crecimiento urbanístico experimentado en diversas regiones y la construcción de nuevas vías de comunicación humanas (en este caso, carreteras, autopistas, vías férreas, etc.) no ha hecho más que incrementar el aislamiento de extensas áreas. Este paradigma de “aislar-reconectar” es una característica que persiste en gran parte de las actividades humanas.

En las últimas décadas, el abandono de determinadas infraestructuras, especialmente en el ámbito de las urbes y sus entornos, y de tierras agrícolas ha permitido la recuperación de cierta funcionalidad estructural y funcional. Presentaré aquí tres ejemplos de corredores ecológicos que han sido implementados en paisajes urbanos y rurales que se encontraban muy fragmentados en el pasado y que actualmente cumplen con algunas funciones de conectividad.

El primero se sitúa en el municipio de Abrera (Baix Llobregat, Catalunya), a orillas del río Llobregat. La comarca del Baix Llobregat, donde se encuentra Abrera, ha sido una de las

más industrializadas en la provincia de Barcelona. Entre finales del siglo XIX y mediados del siglo XX, la industria textil tuvo un gran desarrollo en esta provincia. Puesto que se trataba de una manufactura que demandaba mucha energía y agua, diversas industrias y colonias textiles se instalaron a las orillas de este río. Por otra parte, el tipo de agricultura y ganadería que se practicaba hasta la primera mitad del siglo XX apenas había dejado espacios naturales libres de profundas acciones antrópicas. Las fotografías tomadas en esta época muestran paisajes muy simplificados y depauperados, con escasa vegetación natural. Con el desarrollo del segundo ciclo industrial en la región, a partir de las décadas de 1960 y 1970, el trabajo en el campo perdió importancia respecto al trabajo obrero. El progresivo abandono de la agricultura intensiva junto al río Llobregat permitió, en gran medida, una espontánea y progresiva recuperación de los bosques de ribera y otros tipos de hábitats fluviales. Con el tiempo, estos ambientes formaron un gran corredor de vegetación nativa que permitió el retorno de numerosas especies de plantas y animales. En el año 2006 dicho corredor pasó a integrar la Red Natura 2000 de la Unión Europea [actualmente es Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y Zona Especial de Conservación (ZEC)], así como también a formar parte de los espacios de interés natural de la Generalitat de Catalunya (PEIN). En 2019, las tierras agrícolas situadas en el entorno fluvial fueron incluidas también en el Parc Rural del Montserrat (figura 6).



Figura 6. Corredor de bosques ciliares del río Llobregat en medio de un paisaje en mosaico. Término municipal de Abrera, comarca del Baix Llobregat, Catalunya (Foto: Juan Carlos Guix).

Actualmente el corredor del Llobregat alberga un gran número de especies incluidas en la Directiva Aves y en la Directiva Hábitats de la Unión Europea, y varias de estas especies cuentan con una o más categorías de protección. Entre estas especies destaca la presencia de diversas aves rapaces y de hasta siete especies de mamíferos carnívoros: seis de las cuales autóctonas (*Lutra lutra*, *Martes foina*, *Mustela nivalis*, *Meles meles*, *Genetta genetta* y *Vulpes vulpes*) y una alóctona (*Neovison vison*). Aunque estas especies son simpátricas en el corredor, a través de técnicas de muestreo con fototrampeo se ha podido constatar que se reparten en dos grupos en este espacio: mientras que *Lutra lutra* y *Neovison vison* habitan en sintopía en la planicie aluvial, con bosques de ribera y formaciones abiertas, *Martes foina*, *Mustela nivalis*, *Meles meles*, *Genetta genetta* y *Vulpes vulpes* habitan en sintopía en los bosques mixtos de *Pinus* spp. y *Quercus* spp. colindantes.

Este corredor fluvial protegido discurre también por otros cuatro municipios hasta alcanzar las zonas bajas junto al macizo de Montserrat. Se trata de una importante área de alimentación para numerosas especies de aves migratorias procedentes del norte de Europa, en otoño-invierno, y de África, en primavera-verano. El caso de este tramo del río Llobregat es tan solo un ejemplo de la recuperación espontánea que han experimentado los entornos de diversos ríos de Catalunya y de otras regiones de la península ibérica.

En áreas urbanas de diversas regiones del mundo, terrenos y estructuras viarias, tales como vías férreas y canales, han sido abandonadas durante años e incluso décadas. La colonización espontánea por especies de plantas nativas y foráneas de espacios urbanos olvidados propició la aparición de formaciones vegetales muy diversas. En función del tiempo de abandono, han llegado a formarse verdaderos bosques, lo que ha atraído a diversas especies de invertebrados, anfibios, reptiles, aves e incluso mamíferos. Las franjas laterales de varias de estas antiguas vías de comunicación humanas se convirtieron en corredores vegetales y, en algunos casos, también en corredores ecológicos. Esto es lo que ocurrió en parte de la red de canales de navegación de la ciudad de Londres, que actualmente es utilizada por numerosas especies de aves y mamíferos para moverse entre determinados parques de la ciudad. Diversas de estas especies de animales (como el mirlo, el petirrojo, los tordos, los ánsares o los tejones) diseminan semillas a lo largo de estas antiguas vías de comunicación y probablemente también entre otras áreas urbanas.

En otras ciudades industrializadas, antiguos caminos y vías férreas discurrían junto a ríos altamente contaminados. La depuración de sus aguas y el desarrollo de una vegetación densa (en parte plantada y en parte espontánea) crearon condiciones favorables para que un gran número de especies retornaran a estos espacios y los utilizaran también como corredores ecológicos. Este fue precisamente el caso del río Kelvin, en Glasgow, donde actualmente se observan numerosas especies de vertebrados, incluyendo aves frugívoras residentes, divagantes y migratorias. En el ámbito de este corredor ecológico urbano es posible contemplar especies que hoy día nos pueden parecer insólitas en los ambientes urbanos, como es el caso del mirlo acuático (*Cinclus cinclus*), el martín pescador (*Alcedo atthis*) o la nutria de río (*Lutra lutra*) (figura 7).



Figura 7. Tramo del río Kelvin a su paso por el Kelvingrove Park, en la ciudad de Glasgow, Escocia (Foto: Juan Carlos Guix).

Una de las formas de evaluar la efectividad de los corredores ecológicos y, por tanto, de la propia conectividad funcional consiste en determinar si los flujos de genes entre poblaciones son adecuados o como mínimo mayores que antes de implementar estas vías de comunicación (Cushman et al., 2013).

Existen también otros métodos, como evaluar los flujos de especímenes a través del anillamiento de aves, la instalación de baterías de cámaras de trapeo fotográfico o la colocación de collares emisores en mamíferos, etc. En el caso de las plantas, la colonización temprana de determinadas especies se puede definir por medio de muestreos de plántulas y plantas jóvenes.

A través de la constatación de estos flujos de especímenes o de genes y de la comparación con los flujos existentes en zonas continuas de hábitats es posible evaluar si determinadas poblaciones de animales y plantas se encuentran o no efectivamente conectadas.

Agradecimientos

A Sofia Cruz Alves Guix, Isabel Cruz Alves, Alejandro de Proença Cuevas, Renato Laurindo de Paiva, Gilberto Teixeira Rodrigues, Thiago Conforti, Kátia Pisciotto, Júlio Cesar Roma, Jordi Prieto, Xavier Larruy, Antoni Serra Sorribes, Helena Basas Satorras y Núria López Mercader. A Noemí Cortés y Diana Mota por la revisión del castellano. A todos los trabajadores de las áreas naturales protegidas citadas en esta publicación.

Referencias bibliográficas

- Balmford, A. 1996. Extinction filters and current resilience: the significance of past selection pressures for conservation biology. *Trends in Ecology & Evolution* 11: 193-196. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)10026-4](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)10026-4)
- Betts, et al., 2019. Extinction filters mediate the global effects of habitat fragmentation on animals. *Science* 366 (6470): 1236-1239. DOI: 10.1126/science.aax9387
- Brosi, B.J.; Daily, G.C.; Shih, T.M.; Oviedo, F. & Durán, G. 2008. The effect of forest fragmentation on bees communities in tropical countryside. *Journal of Applied Ecology* 45: 773-783. DOI:10.1111/j.1365-2664.2007.01412.x
- Bueno, A.A. & Motta-Junior, J.C. 2004. Food habits of two syntopic canids, the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*), in southeastern Brazil. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 5-14.
- Ceballos-Mago, N. 2018. Uso del hábitat y conservación del mono de Margarita (*Sapajus apella margaritae*), isla de Margarita, Venezuela (Pp. 663-676). In: *A primatología na América Latina 2. Tomo II. Costa Rica-Venezuela* (Urbani, B.; Kowalewski, M.; Cunha, R.G.T.; de la Torre, S. & Cortés-Ortiz, L., eds.). Ediciones IVIC. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC). Caracas.
- Cuevas, J.A.P. 2020. *Plantas exóticas invasoras no Parque Estadual Intervalas – SP*. Trabalho de Graduação. Faculdade de Tecnologia de Capão Bonito. Capão Bonito (SP). 37 p.
- Cushman, S.A.; McRae, B.; Adriaensen, F.; Beier, P.; Shirley, M. & Zeller, K. 2013. Biological corridors and connectivity (Pp. 384-404). In: *Key topics in conservation biology 2* (Macdonald, D.W. & Willis, K.J., eds.). John Wiley & Sons, Ltd.
- Demenou, B.B.; Doucet, J.-L. & Hardy, O.J. 2017. History of the fragmentation of the African rain forest in the Dahomey Gap: insight from the demographic history of *Terminalia superba*. *Heredity* 120: 547-561. <https://doi.org/10.1038/s41437-017-0035-0>
- EEA 2011. *Landscape fragmentation in Europe*. EEA Report, nº 2. European Environment Agency. Copenhagen. 87 p.
- Gómez-Martínez, C.; Aase, A.L.T.; Totland, Ø.; Rodríguez-Pérez, J.; Birkemoe, T.; Sverdrup-Thygeson, A. & Lázaro, A. 2020. Forest fragmentation modifies the composition of bumblebee communities and modulates their trophic and competitive interactions for pollination. *Scientific Reports* 10: 10872. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67447-y>
- Goulson, D. 2003. Effects of introduced bees on native ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34: 1-26. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132355
- Gross, M. 2015. Europe's bird populations in decline. *Current Biology* 25: R483-R489.

- Guix, J.C. 1996. Aspectos da frugivoria, disseminação e predação de sementes por vertebrados nas florestas nativas do Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Col·lecció de Tesis Doctorals Microfitxades núm. 2798. Universitat de Barcelona*. Barcelona.
- Guix, J.C. 2017. Biogeografía, ecología y conservación en la Neopangea: nuevos retos en Brasil. *Orsis* 31: 3-20.
- Guix, J.C.; Soler, M.; Martín, M.; Fosalba, M. & Mauri, A. 2001. Introducción y colonización de plantas alóctonas en un área mediterránea: evidencias históricas y análisis cuantitativo. *Orsis* 16: 145-185.
- Guix, J.C.; Martín, M. & Ruiz, X. 2006. The advance of psittaciform species in the Iberian Peninsula: future ecological and economical impacts of new seed predators. In: *4th European Conference on Biological Invasions, Vienna* (Rabitsch W., Klingenstein, F. & Essl, F., eds). NEOBIOA. BfN-Skripten 184: 141. Bundesamt für Naturschutz. Bonn.
- Guix, J.C.; Paiva, R.L.; Ribeiro, F.A.; Ribeiro, L.A.; Rodrigues, G.P.; Rodrigues, G.T. & Souza, F.L. 2020. Especies de aves registradas en el Parque Estadual Intervalos, sudeste de Brasil, durante el período 2010-2019. *Publicacions del Centre de Recursos de Biodiversitat Animal Vol 5*. Universitat de Barcelona. 30 p.
- Hallmann, C.A. et al., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE* 12(10): e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Jaroszewicz, B.; Piroznikow, E. & Churski, M. 2013. Vegetation diversity influences endozoochoric seed dispersal by moose (*Alces alces*). *Cent. Eur. J. Biol.* 8: 1250-1264. DOI: 10.2478/s11535-013-0244-3
- Kettle, C.J. & Koh, L.P. (eds.) 2014. *Global forest fragmentation*. Delémont: CABI. DOI: 10.1079/9781780642031.0000
- Kettunen, M.; Terry, A.; Tucker, G. & Jones, A. 2007. *Guidance on the maintenance of landscape features of major importance for wild flora and fauna. Guidance on the implementation of Article 3 of the Birds Directive (79/409/EEC) and Article 10 of the Habitats Directive (92/43/EEC)*. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, 114 pp. & Annexes.
- Klimberley, A.; Hooftman, D.; Bullock, J.M.; Honnay, O.; Krickl, P.; Lindgren, J.; Plue, J.; Poschlod, P.; Traveset, A. & Cousins, S.A.O. 2020. Functional rather than structural connectivity explains grassland plant diversity patterns following landscape scale habitat loss. *Landscape Ecol.* <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01138-x>
- Lombardo, U.; Iriarte, J.; Hilbert, L.; Ruiz-Pérez, J.; Capriles, J.M. & Veit, H. 2020. Early Holocene crop cultivation and landscape modification in Amazonia. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2162-7>
- Lum, S. & Min, N.K. 2021. Lessons in ecology and conservation from a tropical forest fragment in Singapore. *Biological Conservation* 254. 108847

- Maley, J.; Doumenge, C.; Giresse, P.; Mahé, G.; Philippon, N.; Hubau, W.; Lokonda, M.O.; Tshibamba, J.M. & Chepstow-Lusty, A. 2017. Late Holocene forest contraction and fragmentation in central Africa. *Quaternary Research* 89 (1): 43-59. <https://doi.org/10.1017/qua.2017.97>
- Maunder, M.; Page, W.; Mauremootoo, J.; Payendee, R.; Mungroo, Y; Maljkovic, A.; Vericel, C. & Lyte, B. 2002. The decline and conservation management of the threatened endemic palms of the Mascarene Islands. *Oryx* 36: 56-65. DOI: 10.1017/S0030605301000011
- Mikich, S.B. & Liebsch, D. 2014. Damage to forest plantations by tufted capuchins (*Sapajus nigritus*): Too many monkeys or not enough fruits? *Forest Ecology and Management* 314: 9-16. <https://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.026>
- Pausas, J.G. & Bond, W. 2020. Alternative biome states in terrestrial ecosystems. *Trends in Plant Science* 25: 250-263. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2019.11.003>
- Piñeiro, R.; Hardy, O.J.; Tovar, C.; Gopalakrishnan, S.; Vieira, F.G.; Thomas, M. & Gilbert, P. 2019. Contrasting dates of rainforest fragmentation in Africa inferred from trees with different dispersal abilities. *bioRxiv* (preprint). <https://doi.org/10.1101/811463>
- Rocha, V.J.; Aguiar, L.M.; Silva-Pereira, J.E.; Moro-Rios, R.F. & Passos, F.C. 2008. Feeding habits of the crab-eating fox, *Cedocyon thous* (Carnivora: Canidae), in a mosaic area with native and exotic vegetation in Southern Brazil. *Re. Bras. Zool.* 25: 594-600. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752008000400003>
- Schmölcke, U. & Zachos, F.E. 2005. Holocene distribution and extinction of the moose (*Alces alces*; Cervidae) in Central Europe. *Mamm. biol.* 70: 329-344. DOI: 10.1016/j.mambio.2005.08.001
- Silva, L.G.; Ribeiro, M.C.; Hasui, E.; Costa, C. A. & Cunha, R.G.T. 2015. Patch size, functional isolation, visibility and matrix permeability influences neotropical primate occurrence within highly fragmented landscapes. *PLoS ONE* 10(2): e0114025. DOI: 10.1371/journal.pone.0114025
- Silva, G.A.R.; Antonelli, A.; Lendel, A.; Moraes, E.M. & Manfrin, M.H. 2017. The impact of early Quaternary climate change on the diversification and population dynamics of a South American cactus species. *Journal of Biogeography* 45. <https://doi.org/10.1111/jbi.13107>
- Wagner, D.L.; Grames, E.M.; Forister, M.L.; Berenbaum, M.R. & Stopak, D. 2021. Insect decline in the Anthropocene; Death by a thousand cuts. *PNAS* 118 (2): e2023989118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2023989118>
- Warren, M.S.; Maes, D.; van Swaay, C.A.M.; Goffart, P.; Van Dyck, H.; Bourn, N.A.D.; Wynhoff, I.; Hoare, D. & Ellis, S. 2021. The decline of butterflies in Europe: Problems, significance, and possible solutions. *PNAS* 118 (2): e2002551117. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002551117>

Zhang, Y. & Song, W. 2020. Identify ecological corridors and build potential ecological networks in response to recent land cover changes in Xinjiang, China. *Sustainability* 12, 8960. DOI: 10.3390/su12218960