

Interacciones mutualistas entre animales y plantas

VII. Restauración y gestión ambiental

Juan Carlos Guix



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

Centre de Recursos de Biodiversitat Animal
Volum 13, 2021

Interacciones mutualistas entre animales y plantas

VII. Restauración y gestión ambiental

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. VII. Restauración y gestión ambiental. *Publicacions del Centre de Recursos de Biodiversitat Animal*. Universitat de Barcelona, Volum 13, 51 pp.

Portada: Corredor de bosque mixto denso en las Highlands de Escocia. Foto: Juan Carlos Guix.

Interacciones mutualistas entre animales y plantas

VII. Restauración y gestión ambiental

Juan Carlos Guix

En las últimas décadas se ha avanzado enormemente en la comprensión de las redes de interacciones mutualistas entre plantas y animales. Un gran volumen de publicaciones ha evidenciado la complejidad de estas redes y su importancia en el funcionamiento de los ecosistemas. Recientemente se ha puesto de manifiesto que este conocimiento puede ser utilizado no solo en la conservación de la biodiversidad, sino también como una herramienta en la restauración de ambientes degradados o excesivamente simplificados por la acción humana.

Utilizando el conocimiento sobre las interacciones mutualistas en la restauración y la gestión ambiental

Últimamente se va consolidando la idea de que el conocimiento generado sobre el funcionamiento de las redes de interacciones mutualistas puede y debe ser utilizado en la restauración medioambiental. Esta idea se enmarca en la noción de “ecología de la restauración” (véase Raimundo et al., 2018), en la que la teoría y las técnicas de restauración ambiental son abordadas dentro de un contexto multidisciplinar que pretende primar especialmente la funcionalidad de los ecosistemas.

La diversidad de una comunidad ecológica está compuesta por el conjunto de microorganismos, plantas, hongos y animales que la integran y las relaciones/interacciones ecológicas que se establecen entre ellos (cf. Hale et al., 2020). Así pues, para enriquecer la diversidad de un determinado ambiente empobrecido o degradado es preciso llevar a cabo acciones que promuevan la permanencia de las especies que ya existen y faciliten el retorno de otros organismos que habitaban en ella originalmente.

¿Cómo se consigue esto? Hay varias formas y estrategias. La más simple podría ser la de *“plantar árboles para que los pájaros luego vengan volando”*. De hecho, esta ha sido una de las principales consignas y estrategias de la restauración ambiental en las últimas décadas. Si plantamos árboles autóctonos, sus frutos y semillas atraerán a un gran número de especies de aves. Sin embargo, también es posible emplear la estrategia contraria: *“atraer pájaros para que luego los árboles vengan también volando”*. Es decir, si conseguimos que la frecuentación de aves y otros animales aumente en un ambiente degradado, es más probable que junto con ellas lleguen semillas de plantas herbáceas y leñosas diversas. Algunas de estas semillas germinarán y colonizarán determinados espacios que, con el tiempo, producirán frutos y semillas y atraerán a más pájaros.

¿Cómo se hace esto? Promoviendo una serie de acciones de gestión, tales como aumentar la complejidad estructural de los ambientes que se quieren restaurar, promoviendo hábitats más ricos y diversos, con la introducción de ramas, troncos, grandes raíces, piedras, creando barrancos, etc. Promoviendo la conservación de las comunidades de plantas de sotobosque de las florestas. Promoviendo la existencia de hábitats diversos teniendo en cuenta las aptitudes ecológicas de las especies de cada lugar y región: bosques, praderas y otros espacios abiertos, lagos, zonas inundables, humedales, etc. Es decir, no solo bosques y no solo prados. En fin, se trata de utilizar la teoría para poner en práctica acciones de gestión verdaderamente decididas a perseguir una mayor diversidad y complejidad de los ecosistemas.

La conservación de los paisajes culturales en la región mediterránea de Europa

Europa, por su trayectoria histórica, es una de las regiones que ha recibido más impactos medioambientales de todo el mundo. La mayoría de sus bosques fueron talados o explotados. Amplias áreas de este vasto territorio han sido intensivamente cultivadas o pastoreadas durante largos períodos. Parte de su fauna fue extinguida y gran parte de sus ecosistemas fueron destruidos o simplificados. Sin embargo, con la consolidación de la revolución industrial poco a poco la agricultura y el pastoreo fueron perdiendo

importancia en la economía de subsistencia, sobre todo a partir del segundo auge de la industrialización iniciado a mediados del siglo XX.

Por un lado, esta nueva coyuntura aligeró el impacto sobre el medio ambiente y, por otro, permitió que la flora y la fauna de diversas regiones experimentaran una lenta pero casi continua recuperación espontánea. En este proceso, la progresiva restitución de diversas interacciones mutualistas entre organismos jugó un papel crucial en la recuperación de determinados aspectos de la funcionalidad de los ecosistemas. Por otro lado, los ecosistemas agrarios y pastoriles tradicionales que perduraron, o que fueron también rescatados del abandono, crearon lo que se conoce hoy día como paisajes culturales en mosaico. Este es el caso de los viñedos, campos de olivares, campos de cereales y otros tipos de cultivos intercalados con pequeñas y medianas masas forestales, así como también de las grandes extensiones de dehesas del sur de España y de los montados del Alentejo de Portugal.

Al contrario de lo que en un principio se pueda pensar, estos paisajes y ecosistemas culturales, en algunos casos mantenidos por la intervención humana desde hace siglos, suelen ser excepcionalmente ricos y diversos en los contextos de las regiones donde se encuentran. Gracias a estos ecosistemas agrícolas o agropastoriles, numerosas especies de aves, mamíferos, reptiles e insectos polinizadores encuentran las condiciones idóneas para alimentarse y, en diversos casos también, reproducirse.

Los paisajes en mosaico y la conservación de la diversidad biológica en Europa y el Nuevo Mundo

A partir de la década de 1950, los bosques naturales de la península ibérica han experimentado un proceso de expansión sin precedentes en la Edad Moderna y Contemporánea. El progresivo éxodo rural propiciado por el incremento de la emigración y la consolidación de la industrialización produjo el abandono de la agricultura y la ganadería tradicionales en extensas regiones de España y Portugal. Poco a poco, y de forma espontánea, los bosques empezaron a recuperar antiguas áreas perdidas. Primero

fueron los pinares, a partir de semillas diseminadas mayoritariamente por el viento y, más tarde, surgieron los bosques mixtos de encinas y robles.

Algunas extensas regiones de otros países europeos con clima mediterráneo, como Francia e Italia, experimentaron procesos similares de regeneración espontánea de bosques esclerófilos, aunque de forma más desigual. En Europa Central los bosques caducifolios también empezaron a recuperar áreas perdidas antaño a la agricultura y la ganadería. Paralelamente, numerosas especies de aves y mamíferos, cuyas poblaciones habían desaparecido por completo o se encontraban muy mermadas en extensas zonas, empezaron a recuperarse. Este es el caso del lobo (*Canis lupus*) y de diversas especies de aves rapaces.

Como se expuso en el capítulo anterior, esta formidable expansión silvícola en Europa Occidental y Central produjo una situación ecológica paradójica: los espacios antropizados dominados por vegetación de tipo abierto (pastizales, prados, campos de cultivos) se vieron rápidamente reducidos, en algunos casos, de forma drástica. Esta rápida reducción de los espacios abiertos no dejó apenas tiempo para que la fauna y la flora pudieran adaptarse a esta nueva situación. Muchas poblaciones de vertebrados (ej.: aves, mamíferos, reptiles) e invertebrados (ej.: mariposas, abejas sociales y solitarias, avispas, escarabajos) se vieron mermadas en cuestión de unas pocas décadas por diversas causas: pérdida de hábitats, agricultura intensiva y a gran escala, uso intensivo de pesticidas, etc. (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Tanto que, actualmente, algunas especies han experimentado dificultades que se han traducido en problemas de conservación (Traba & Morales, 2019).

A raíz de esto, se ha impuesto la necesidad de preservar y gestionar también estos espacios, que van desde campos de cultivos de cereales y tierras en barbecho a pastizales, matorrales y maquias. Pero en algunas regiones ha surgido una nueva paradoja: ahora son también muchos los espacios abiertos que se encuentran excesivamente fragmentados y aislados. Se hace necesario, pues, gestionar adecuadamente los paisajes culturales en mosaico con el fin de propiciar hábitats favorables al mayor número posible de especies de ambientes forestales y abiertos (véase, por ejemplo, Fahrig et al., 2019 para una discusión). Para ello es necesario

monitorizar las poblaciones y las comunidades de animales y plantas, las interacciones ecológicas entre ellos, así como incrementar la permeabilidad de los ecosistemas.

Los paisajes antrópicos en mosaico suelen estar formados por una red de pequeñas y medianas propiedades rurales, bosques nativos y áreas de vegetación abierta. Es importante que esta red esté convenientemente interconectada por florestas ciliares y otros tipos de bosques, así como también por corredores de vegetación abierta. Para preservar las redes de interacciones mutualistas y la biodiversidad a escala regional es necesario que estos paisajes culturales se intercalen con reservas naturales protegidas lo más extensas posible.

Una de las formas más eficaces de mejorar la permeabilidad entre hábitats similares es la creación de corredores ecológicos. Así pues, parece lógico que las áreas de vegetación más abiertas puedan contar también con estas vías naturales de comunicación e intercambio.

En este sentido, la conversión de la antigua franja fronteriza entre la República Federal de Alemania (RFA) y la República Democrática Alemana (RDA) a partir de la década de 1990 en corredor verde protegido (el *German Green Belt*) es una de las iniciativas conservacionistas mejor implementadas de las últimas décadas (Pieck, 2019). Con sus 1.400 km de extensión se trata del corredor ecológico de ambientes abiertos más grande del mundo creado por el ser humano. Este corredor no solo es una vía de comunicación y dispersión entre poblaciones de animales y plantas, sino que también se ha convertido en hábitat para numerosas especies en peligro de extinción. Esta exitosa experiencia alemana ha servido de inspiración para la creación del corredor verde europeo (el *European Green Belt*), un ambicioso proyecto que pretende comunicar una gran extensión continental a través de los límites que formaban el denominado “telón de acero” entre el antiguo bloque socialista y gran parte de Europa Occidental hasta 1991. Este corredor tendrá cerca de 12.500 km de extensión y abarcará 23 países (Green Belt, 2021).

Sin embargo, la creación de un número excesivo de corredores de áreas abiertas podría comprometer el intercambio biológico entre áreas de bosques. Por tanto, es necesario encontrar un equilibrio o, como mínimo, una situación de equitatividad. Para acercarnos el máximo posible a una situación de equitatividad es preciso monitorear las poblaciones vegetales, animales y las redes de interacciones que se producen entre los organismos.

La heterogeneidad de paisajes es importante para el mantenimiento de la diversidad biológica (figura 1). Los paisajes en mosaico pueden ser un modelo adecuado de conservación de la riqueza de especies y de las interacciones ecológicas en áreas donde antaño ya existían ambientes estructuralmente similares. Es decir, áreas donde las formaciones vegetales de tipo abierto o semiabierto se intercalaban con áreas de bosques.

En un sentido opuesto, en otros continentes se están documentando cambios acentuados en los paisajes en mosaico que están afectando a las comunidades de plantas y animales. Un ejemplo que ilustra este tipo de cambio es la región situada al borde del altiplano, junto al Parque Estadual Intervalos en la Serra de Paranapiacaba (sudeste de Brasil), los pastizales y los cultivos tradicionales a pequeña y mediana escala, poco a poco están dando lugar a grandes extensiones de cultivos intensivos (véase el capítulo anterior). Como consecuencia, parte de la fauna de ambientes abiertos se ha ido desplazando lentamente hacia las zonas más periféricas del Parque Estadual Intervalos, un área protegida de bosques densos y húmedos. Poco a poco han aparecido especies de aves (ej.: *Cariama cristata*) y de mamíferos (ej.: *Myrmecophaga tridactyla*) en el interior del parque que nunca se habían detectado antes (Guix et al., 2020).



Figura 1. Los paisajes culturales en mosaico están sufriendo profundas transformaciones en diversas regiones del mundo debido a los cambios en los modelos de explotación de las tierras agrícolas y forestales. Aspecto de un área de mosaicos de bosques con agrupaciones de *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) y pastizales en el interior del estado de Santa Catarina, Brasil (Foto: Proyecto Neopangea).

Lamentablemente, se siguen instalando grandes estructuras que dificultan e incluso impiden la libre circulación de personas, así como de un gran número de animales salvajes que actúan como dispersores de semillas o como reguladores de poblaciones de grandes herbívoros. Ejemplo de este tipo de estructuras son la gran valla antidingos de Australia y las vallas fronterizas entre los Estados Unidos de América y México o entre Europa Oriental y Turquía (véanse, por ejemplo, Morris & Letnic, 2017; Peters et al., 2018).

Existen también propuestas transnacionales de implantación de corredores ecológicos a escala continental en el Nuevo Mundo, similares al corredor verde europeo. En 2019, el etnólogo Martin von Hildebrand y el antropólogo Wade Davis divulgaron una propuesta de protección de una amplia franja de bosques en el norte de América del Sur que se

extiende del océano Pacífico al océano Atlántico. Dicha propuesta, que se plasmó en la edición del documental *The Path of the Anaconda* (2019) (El sendero de la anaconda), del director Alessandro Angulo Brandestini, pretende convertirse en el primer corredor protegido de bosques tropicales a escala continental.

Perchas naturales para aves

Bajo los lugares donde las aves frugívoras se posan con cierta frecuencia (ej.: ramas de árboles y arbustos) no es raro observar que crecen plantas que producen frutos carnosos. Esto ocurre porque en estos posaderos naturales muchas de las especies de aves que se alimentan de frutos de este tipo suelen defecar o regurgitar semillas, muchas de las cuales, al cabo de un tiempo, germinan y logran colonizar el suelo. Se trata de un hecho observado en diferentes biomas alrededor del mundo y condiciones ecológicas bastante variadas (Athiê & Dias, 2016). Bajo los árboles dormitorio (es decir, los árboles donde determinadas aves pasan las noches) de numerosas especies de túrdidos a veces se pueden encontrar desde semillas defecadas y regurgitadas, a plántulas y plantas jóvenes de diversas especies que habitan en una zona. Así pues, la existencia o no de algún tipo de posadero para aves gana especial importancia en el contexto de la restauración ambiental.

De este modo, bajo estos árboles se produce un fenómeno conocido como “lluvia de semillas”, que es similar a lo que ocurre en el interior de los bosques. En los almendrales y campos de frutales abandonados, este fenómeno suele ser más evidente y tal hecho no es una mera coincidencia, ya que este tipo de árboles muchas veces atrae a las aves que se alimentan de frutos. De este modo, cuanto mayores sean la frecuencia de visitación y el tiempo de permanencia de las aves en un posadero cualquiera, más probabilidades tendrán las semillas de ser dispersadas bajo ellos.

En diversos campos abandonados de frutales que han sido monitoreados en el municipio de Abrera (comarca del Baix Llobregat, provincia de Barcelona, Catalunya) se ha observado una sucesión de especies que producen frutos carnosos bajo la copa de los

árboles. En los primeros años de abandono surgen plantas pioneras como *Rubus ulmifolius*, *Rhamnus alaternus*, *Daphne gnidium* y *Asparagus acutifolius*. Más tarde aparecen *Olea europaea*, *Pistacia lentiscus* y *Rosa* spp. Luego, aparecen las primeras enredaderas, como *Rubia peregrina*, *Smilax aspera*, *Lonicera implexa* y *Hedera helix*. Mientras tanto van surgiendo también algunos *Pinus halepensis*, dispersados por el viento, y los primeros *Quercus ilex*, principalmente dispersados por aves y ardillas. De esta forma, con el paso de los años surgen unas formaciones arbustivas densas y bastante diversificadas, formadas en gran parte por especies de plantas zoócoras, que a su vez acaban dando paso a un bosque secundario (véase el anexo I).

Las formaciones vegetales resultantes de este proceso de dispersión y colonización de plantas son de gran importancia para los animales que se alimentan de frutos y semillas, sobre todo en medio de paisajes muy simplificados por actividades agrícolas y pastoriles intensivas.

En las zonas donde no existen árboles frutales abandonados se pueden crear posaderos para aves en descampados desprovistos de vegetación arbustiva apilando ramas en núcleos espaciados entre ellos. Estas islas de ramas secas atraerán a diversas especies de aves y constituirán también refugios para determinados mamíferos como conejos y pequeños roedores. Con el tiempo se formarán islas de vegetación arbustiva y arbórea. Dicha técnica puede ser utilizada también en otras regiones y continentes y obtener resultados similares.

Puesto que los posaderos para aves son vitales para que se produzca el fenómeno de la lluvia de semillas, resulta necesario potenciarlos en los contextos de los paisajes degradados. Cuando se producen incendios forestales en los bosques mediterráneos es frecuente que se realicen actuaciones clasificadas de "recuperación forestal". Una de las actuaciones más comunes de este tipo consiste en cortar y retirar los árboles y arbustos quemados. Dichas actuaciones con frecuencia implican la apertura de nuevas pistas forestales, la entrada de maquinaria pesada y el arrastre de troncos, lo que suele provocar daños en el suelo desnudo y en la vegetación arbustiva que empieza a rebrotar. Es necesario pues tener en cuenta que si se deja la vegetación leñosa quemada en pie, durante muchos años, los arbustos y los árboles quemados servirán de perchas para las

aves, y estas a su vez dispersaran semillas en estas áreas incendiadas. Es probable que las formaciones arbustivas y arbóreas que surjan con los años sean así bastante ricas y diversas. Y esto sin costes económicos. Se trata pues de aprovechar los servicios ecosistémicos que nos ofrece la zoocoria.

Bebederos para aves en zonas semiáridas o sometidas a veranos calurosos y secos

En las zonas de clima mediterráneo o semiárido, durante los períodos más prolongados de sequía, el agua se convierte en un recurso natural muy buscado por la fauna. En estas condiciones, cualquier charca, estanque u otro tipo de colección de agua se convierte en un bebedero para aves y mamíferos. Se ha observado también que en los entornos de estos puntos de acumulación de agua tiene lugar cierto grado de colonización espontánea de plantas que producen frutos carnosos. De este modo, la zoocoria en estos entornos puede ser también potenciada colocando ramas secas de árboles y arbustos que funcionen como posaderos.

Comederos para aves como puntos de atracción de semillas

La instalación de comederos artificiales para aves es un tema que ha generado un debate acalorado en los últimos años. Sus detractores argumentan que esta práctica altera el comportamiento alimentario de las aves (Vasconcellos-Neto et al., 2015) y genera una dependencia excesiva a una fuente de alimento no natural. En el caso de los comederos destinados a animales nectarívoros y frugívoros, esta práctica puede generar interrupciones en los patrones de polinización de flores y dispersión de semillas. Así pues, cada vez que un colibrí se alimenta en un bebedero artificial de agua azucarada o que un zorzal consume fruta en una plataforma de alimentación, están dejando de polinizar una flor o de dispersar una semilla de plantas autóctonas, respectivamente. Sin embargo, en los ambientes urbanos donde dominan las especies de plantas foráneas este efecto puede

ser más bien benéfico. Es decir, en el caso de las plantas con potencial invasor, cuantas menos flores sean polinizadas y menos semillas sean dispersadas, mejor.

Por otra parte, el comportamiento alimentario de las aves urbanas o que visitan las urbes ya se ve alterado en gran parte por la enorme oferta de flores y frutos de plantas foráneas de jardinería. Este efecto se extiende del mismo modo en áreas periféricas a las zonas urbanizadas, así como incluso en el campo, donde existe también una oferta considerable de flores y frutos no nativos.

Así pues, es más recomendable plantar o potenciar especies vegetales autóctonas que ofrecen recursos alimentarios para insectos, aves, mamíferos y otros animales que instalar fuentes artificiales de alimento.

No obstante, estas prácticas pueden ser también utilizadas en la restauración ambiental en terrenos situados en fincas agrícolas y pastizales abandonados. Mientras las plantas autóctonas no han alcanzado la fase adulta como para producir frutos y semillas, los comederos para aves pueden funcionar como puntos de atracción de aves frugívoras. Así pues, se observó que en el entorno de dos cebaderos experimentales de aves instalados en un claro de bosque situado en el Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (São Paulo, Brasil) crecían numerosas plantas jóvenes de especies de arbustos, árboles y palmeras procedentes de los bosques nativos de este parque, tales como *Psychotria suretella* (Rubiaceae), *Psidium cattleianum*, *Calypttranthes* spp. (Myrtaceae), *Maytenus alaternoides* (Celastraceae), *Syagrus romanzoffiana*, *Geonoma* spp. (Arecaceae), etc. Un análisis de las semillas defecadas o regurgitadas en las plataformas utilizadas para depositar la fruta puso en evidencia numerosas semillas de estas y otras especies de plantas.

Estas plataformas de alimentación pueden ser utilizadas también como puntos de recolección de semillas de determinadas especies de plantas cuya germinación es activada o es favorecida por medio del paso por el tracto digestivo de las aves y otros animales. Estas semillas pueden ser luego esparcidas, por medio de la dispersión asistida, en otros lugares sujetos a una restauración ambiental (incluyendo también en áreas de agroflorestas) sin necesidad de despulparlas (cuando son recolectadas directamente de las plantas). Para ello es muy importante identificar correctamente la especie de planta a

la que pertenece la semilla, siempre evitando dispersar semillas que no se conocen y que podrían pertenecer a especies foráneas invasoras o potencialmente invasoras.

Para facilitar el acceso de las aves a los comederos con frutas del Parque Estadual das Fontes do Ipiranga se colocaron algunas ramas secas de árboles a su alrededor. Se ofrecieron grandes trozos de papaya, plátanos y aguacates maduros. Entre las especies de aves que visitaban regularmente u ocasionalmente dichos comederos destacan diversas especies pertenecientes a los géneros *Turdus* (Turdidae) y *Tangara* (Thraupidae). Previamente se retiraron todas las semillas de papaya con el fin de evitar que fueran dispersadas por las aves en el bosque.

Para incrementar la lluvia de semillas procedente de defecaciones y regurgitaciones de aves que visitan estos comederos se pueden instalar también posaderos artificiales cerca o alrededor de las plataformas de alimentación (véase Guidetti et al., 2017).

Un nuevo tipo de jardinería

En todo el mundo, numerosas especies de aves visitan ocasionalmente o frecuentan regularmente las zonas urbanizadas durante sus desplazamientos regionales. De este modo, las áreas verdes que existen en las ciudades y pueblos pueden contribuir a aumentar la permeabilidad funcional entre áreas naturales periféricas o próximas a los núcleos urbanos. Paradójicamente, uno de los motivos por el cual las aves frugívoras frecuentan las urbes es la gran oferta de frutos carnosos de especies foráneas de árboles y arbustos plantadas en parques, jardines y calles (cf. Guix, 2007, para el caso de Brasil). El problema es que estas aves pueden transportar semillas alóctonas hacia áreas naturales, incluyendo las protegidas (véanse los capítulos anteriores). Así pues, lo recomendable es cambiar progresivamente el modelo de jardinería urbana (incluyendo también la jardinería en pequeños núcleos rurales), priorizando el cultivo de especies de plantas nativas de cada región sobre las especies no nativas. Pero lo más importante es no cultivar especies de plantas foráneas invasoras.

Agroflorestas

En las últimas décadas, el término *agrofloresta* se ha empleado con significados muy variados y en distintos contextos y aplicaciones. Aquí el término se utiliza en un sentido amplio: como una porción de bosque resultado de determinadas prácticas forestales que potencian la existencia de agrupaciones de plantas de especies autóctonas durante un período prolongado.

Las prácticas agroforestales de este tipo no son nuevas. Diversas evidencias apuntan a que la gestión continuada o sucesiva de porciones de florestas amazónicas se remonta en el tiempo hasta hace unos 4.500 años o incluso más (WinklerPrins & Levis, 2021). Se trata de una técnica que puede resultar útil también para recuperar áreas degradadas, especialmente en terrenos situados en pendientes montañosas acentuadas. Para que este sistema sea válido como una práctica de restauración ambiental se deben cultivar o conservar solo especies nativas de la región donde se encuentra el área objeto de intervención. Con este fin resulta imprescindible recolectar con anterioridad semillas de determinadas especies autóctonas en algunos bosques cercanos o en las heces de las aves frugívoras (véase el apartado anterior), con la autorización previa de las autoridades competentes.

Para comenzar a cultivar bosques en un área completamente deforestada es necesario intentar reproducir algunas de las condiciones de sucesión ecológica que se observan en la naturaleza. Es preciso, pues, empezar plantando especies pioneras o de los bosques secundarios jóvenes y tener en cuenta que determinadas especies propias de los bosques maduros frecuentemente no se desarrollan bien mientras no exista ya un bosque estructurado que proporcione humedad y cierto grado de sombreado en los primeros estadios de su crecimiento. Igualmente, es indispensable considerar también otros factores a escala regional, como las condiciones de altitud, relieve, microclimas, insolación, etc.

Utilicemos como ejemplo hipotético una parcela de terreno situada a 700 m de altitud en el borde de la Serra de Paranapiacaba, sudeste del estado de São Paulo (Brasil), en el que se pretende favorecer las visitas de especies de abejas y pájaros nativos. Convendría

empezar plantando, por ejemplo, *Psidium cattleianum* (Myrtaceae), *Jacaratia spinosa* (Caricaceae), *Syagrus romanzoffiana* (Arecaceae), *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae), *Myrsine umbellata* (Primulaceae), *Bromelia antiacantha* (Bromeliaceae); *Cecropia glaziovii*, *C. pachystachya* (Urticaceae), *Passiflora* spp. (Passifloraceae) y *Rubus rosifolius* (Rosaceae), en este último caso en los márgenes del futuro bosque. En una segunda etapa se podrían plantar *Euterpe edulis* (Arecaceae), *Inga* spp., *Copaifera langsdorffii*, *C. trapezifolia* (Fabaceae), *Annona* spp. (Annonaceae), *Ilex paraguariensis* (Aquifoliaceae). En etapas de sucesión más avanzadas se plantarían *Hymenaea courbaril* (Fabaceae) y varias especies pertenecientes a las familias Myrtaceae, Rubiaceae, Lauraceae y Sapotaceae, entre otras.

Las abejas nativas atraídas por estas plantas polinizarán varias de sus flores, mientras que los pájaros frugívoros atraídos por sus frutos traerán más semillas de nuevas especies de árboles, arbustos y lianas. Es fundamental controlar las especies foráneas colonizadoras con potencial invasor que vayan apareciendo en la parcela de agroforesta.

Las actuaciones forestales de este tipo, cuando siguen criterios científicos, pueden ser una importante herramienta de restauración y gestión ambiental en aquellas propiedades agrícolas cuyas diversidades biológicas se hayan visto mermadas por la acción humana.

Debemos dejar de practicar una agricultura degenerativa e implementar una agricultura regenerativa; dejar de destruir suelos, minimizar la erosión edáfica y empezar a regenerarlos; abandonar el uso de fertilizantes químicos y utilizar abonos orgánicos y biofertilizantes, introduciendo hongos micorrícicos que incrementan la absorción de nutrientes de las plantas con las que se asocian y que las protegen de los hongos patógenos (Noda, 2009; Ma et al., 2005; Bączek et al., 2019). Los suelos que se regeneran y que promueven el desarrollo de comunidades diversificadas de microorganismos tienen la capacidad de absorber carbono de la atmósfera (Ontl & Schulte, 2012; Lal et al., 2015; Kan et al., 2020). En este sentido, las agroforestas son una alternativa viable que permite regenerar suelos pobres y degradados, y que promueve el incremento de la diversidad biológica de los entornos agrícolas.

La importancia de observar lo que nos rodea

Durante la llamada “Guerra Fría” del siglo XX, la Unión Soviética instaló diversos silos subterráneos de misiles nucleares tácticos junto a las fronteras de la URSS con los países europeos alineados con el bloque occidental. La supuesta finalidad de estos misiles sería la de neutralizar los misiles e instalaciones militares de la OTAN situados junto a estas mismas fronteras. En su mayoría estos silos subterráneos soviéticos estaban ubicados en parajes remotos en medio de zonas boscosas. Una vez terminados y armados, había que camuflarlos, puesto que durante su construcción se habían llevado a cabo talas de árboles y movimientos de tierras a su alrededor. Se optó así por “restaurar” el aspecto original de estos entornos. Pero, al hacerlo, se cometieron algunos errores básicos. Uno de estos errores fue la decisión de plantar unas especies de árboles autóctonas de la región, pero que no eran exactamente las propias de los entornos donde se encontraban los silos nucleares.

Al cabo de unos años, dichos árboles crecieron, pero el resultado no fue el que se esperaba. Al ser árboles de especies diferentes a las que crecían en los lugares donde se construyeron estas instalaciones, los tonos y los colores de sus hojas eran algo distintos, sobre todo en determinadas épocas del año. En aquel momento, los satélites occidentales eran bastante simples, pero, a pesar de que sus fotografías no contaban con una buena resolución, los analistas de imágenes rápidamente detectaron estas diferencias de tono en las copas de los árboles y las relacionaron con la existencia de instalaciones militares subterráneas. Todo el esfuerzo por mantener un secreto militar, y el posible factor sorpresa, se fue al traste a causa de una “restauración” ambiental poco cuidadosa.

Este ejemplo nos sirve para recordarnos que no todo lo que es autóctono de una región es necesariamente adecuado en un determinado lugar u otro. Antes de empezar a restaurar una zona boscosa degradada (como, por ejemplo, con la plantación de árboles) es necesario observar lo que hay alrededor y tener en cuenta los estadios iniciales de sucesión ecológica.

Antes de comenzar un protocolo de restauración es fundamental llevar a cabo un ejercicio de interpretación del paisaje y del funcionamiento básico de los ecosistemas que

lo rodean. Se deben conocer las principales variables (climáticas, edáficas, de relieve, etc.) que condicionan el crecimiento de las plantas. Por ejemplo, en el sur de la península ibérica y otras regiones de la cuenca mediterránea es fundamental observar el arco de la trayectoria del sol durante todo el día para así determinar qué zonas reciben más y menos luz solar directa.

En gran parte de estas regiones, las variadas condiciones del relieve brindan oportunidades diferentes para las plantas. Las vertientes y barrancos orientados hacia el norte suelen recibir menos luz directa, pero al mismo tiempo el suelo frecuentemente retiene más humedad superficial que en la cara sur. De este modo, una buena estrategia consiste en plantar especies umbrófilas en la cara norte (ej.: *Quercus ilex*, *Quercus x cerrioides*, *Viburnum tinus*) y más heliófilas en la cara sur (ej.: *Quercus coccifera*, *Pistacia lentiscus*).

Si de verdad queremos restaurar un área, es importante recordar la necesidad de plantar y potenciar solo especies de plantas autóctonas de cada región. Para tal fin, una buena estrategia consiste en recolectar semillas de plantas nativas en lugares situados alrededor del área objeto de restauración (ya sea para iniciar un vivero de plantas o para realizar la dispersión asistida de semillas).

La gestión de los fragmentos forestales

La fragmentación forestal es un fenómeno de dimensión planetaria que constituye uno de los grandes retos de gestión ambiental (véanse los capítulos previos referentes a la insularidad continental y los paisajes en mosaico). Como se ha comentado ya, la principal estrategia para mantener la funcionalidad y la diversidad de los ecosistemas fragmentados y aislados ha sido la creación y/o conservación de corredores ecológicos que posibiliten mantener ciertos flujos de animales y plantas. En este sentido, los corredores forestales (figura 2) en áreas de mosaicos de cultivos y bosques son esenciales para la circulación y la permeabilidad entre estas islas forestales.



Figura 2. Corredor de bosque de ribera en las Highlands escocesas (Foto: Proyecto Neopangea).

Sin embargo, no siempre es posible restaurar los corredores ecológicos que existían antaño, o incluso recrear algunos de nuevos. En estas situaciones, con el fin de mantener cierto grado de variabilidad genética entre poblaciones de plantas severamente aisladas, así como la funcionalidad y la diversidad de los ecosistemas silvícolas, resulta necesario plantear otras opciones. Una de estas opciones radica en la dispersión asistida (DA) con criterios científicos (Guix, 2017; Silva et al., 2018). Este método consiste en transferir diásporas vegetales entre fragmentos forestales aislados con el fin de mitigar los efectos de dichos aislamientos sobre determinadas poblaciones. De este modo, los animales frugívoros o granívoros de cada área pueden encargarse de dispersar las semillas de dichas plantas a escala local y reintegrarlas en la funcionalidad de los ecosistemas.

Dispersión asistida de semillas grandes

Diversos estudios han puesto de manifiesto que determinadas semillas grandes que son enterradas en la hojarasca de los bosques suelen tener mayores probabilidades de supervivencia y de germinación que aquellas que no lo son. En el caso de las semillas grandes no recubiertas por tejidos carnosos (ej.: de especies de Fagaceae, Betulaceae, Juglandaceae, Araucariaceae), esta tendencia puede ser aún más evidente. De este modo, siempre que sea posible, es conveniente también depositar algunas de las semillas de estos grupos vegetales bajo la camada superficial del manto de hojarasca, aparte de aquellas que sean esparcidas de forma fortuita sobre el suelo del bosque.

El intercambio de diásporas vegetales entre áreas naturales aisladas es especialmente recomendable en el caso de las especies que producen semillas grandes, puesto que estas son las que tienen más dificultades para dispersarse, especialmente a largas distancias. Tal y como se expondrá en posteriores capítulos, los humanos siempre hemos dispersado semillas, ya sea de forma accidental o intencionada.

La DA es un método válido para aumentar la variabilidad genética de las poblaciones de plantas que se encuentran excesivamente aisladas por efectos antrópicos. Así pues, la DA de este y otros tipos de diásporas vegetales, siempre y cuando sea realizada con criterios científicos, es una alternativa que puede proporcionar viabilidad a los fragmentos de hábitats de pequeñas y medianas dimensiones que se encuentran relativamente aislados.

La importancia de conservar los sotobosques

Gran parte de la producción de frutos carnosos en diferentes tipos de bosques repartidos por el mundo se encuentra en el sotobosque. En algunos casos, como en la mayoría de las florestas de coníferas de Europa y América del Norte y en las florestas esclerófilas

mediterráneas, el grueso de la producción de frutos carnosos se encuentra entre las plantas situadas en un rango de altura de entre los 0 m y los 4 m. Evidentemente, una parte importante de la producción de recursos florales (polen, néctar) se concentra también en esta franja de altura (figura 3).



Figura 3. Sotobosque en una floresta mediterránea de Abrera, comarca del Baix Llobregat, Catalunya (Foto: Proyecto Neopangea).

En las florestas tropicales y subtropicales, la distribución de frutos carnosos está más repartida en los estratos verticales. De hecho, es posible encontrar una gran variedad de frutos de este tipo desde el nivel del suelo hasta los árboles emergentes. Sin embargo, una proporción más que considerable de su producción se encuentra también entre las plantas herbáceas y arbustivas que componen el sotobosque.

De este modo, si verdaderamente queremos preservar la riqueza y la diversidad de las interacciones mutualistas animal-planta (polinización, dispersión de semillas) en los bosques, es fundamental proteger los sotobosques.

El caso de la yerba mate

La yerba mate (*Ilex paraguariensis*; Aquifoliaceae) es una especie ampliamente distribuida por el bioma de la Mata Atlántica. Se trata de un árbol de dimensiones relativamente pequeñas, que muchas veces se encuentra en forma arbustiva como parte de los sotobosques de las florestas subtropicales de Paraguay, Argentina y Brasil que componen este gran bioma. Sus flores son polinizadas por insectos (mayoritariamente dípteros, himenópteros, coleópteros y hemípteros), mientras que sus semillas son dispersadas sobre todo por aves (Seoane et al., 2019).

Los colonizadores españoles y portugueses aprendieron de los guaraníes las virtudes de la infusión de las hojas aromáticas de esta planta leñosa como estimulante.

Dado que la planta del mate era y aún es sumamente importante en la cultura guaraní, es posible que estos pueblos las hayan dispersado activamente por donde se desplazaban y se establecían. En el siglo XVIII, los jesuitas establecieron grandes cultivos a escala comercial (conocidos entonces como *yerbales*) junto a las misiones religiosas y reducciones indígenas. De este modo, es posible que también ampliaran considerablemente la distribución geográfica de esta especie hasta zonas donde anteriormente no existiese.

Uno de los efectos del cambio climático desencadenado al final del Holoceno es el aumento de las temperaturas en gran parte de las zonas montañosas. Este efecto tenderá a amplificar aún más el aislamiento y la reducción de las superficies de vegetación de las cumbres montañosas en la cordillera atlántica brasileña (véase el capítulo dedicado a la insularidad continental). El mate es una de las especies de plantas que podría perder hábitats favorables para su crecimiento y dispersión y verse impelida a sobrevivir en los escasos refugios climáticos que quedasen (Silva et al., 2018). Aunque las semillas de esta especie son dispersadas por diversas especies de pájaros frugívoro-insectívoros (Colussi & Prestes, 2011), con el fin de mantener la variabilidad genética de las poblaciones silvestres de mate, la dispersión asistida es un recurso adicional que no debe ser descartado a priori (véase Gauer & Cavalli-Molina, 2000; Silva et al., 2018; Seoane et al., 2019).

“Islas” verdes

La creación de islas verdes de vegetación densa en amplios paisajes abiertos que antes estaban cubiertos por bosques es un recurso frecuentemente utilizado en gestión de espacios degradados o muy simplificados (ej.: antiguos pastizales). Se trata de hacer crecer arbustos y árboles en núcleos compactos y no necesariamente grandes. Estas islas de vegetación leñosa son especialmente importantes porque suelen ser utilizadas por aves y mamíferos en sus desplazamientos hacia otras áreas (figura 4). De este modo, con la creación de varias de estas islas verdes entre áreas boscosas mayores y aisladas a veces se consigue aumentar la permeabilidad ecológica.



Figura 4. “Isla” verde en medio de un campo con escasa vegetación arbustiva. Municipio de Abrera (comarca del Baix Llobregat, Catalunya). En este caso, un almendro hace de percha para las aves frugívoras. En este núcleo se hallaron: *Pistacia lentiscus*, *Rhamnus alaternus*, *Asparagus acutifolius*, *Rubus ulmifolius*, *Hedera helix* y *Daphne gnidium* (Foto: Proyecto Neopangea).

Para que estos núcleos de vegetación prosperen a veces es necesario instalar vallas perimetrales con altura suficiente como para impedir el acceso de los grandes mamíferos herbívoros (ej.: ciervos, cabras) a los arbustos y árboles jóvenes de los que se alimentan habitualmente, pero que al mismo tiempo permitan el acceso a animales silvestres menores.

Matrices de dispersión

La existencia de un número considerable de matrices de dispersión (en este caso, plantas adultas productoras de semillas viables) es fundamental para que una especie colonice eficazmente diferentes áreas. Esto es así tanto en el caso de las plantas que producen frutos carnosos (ej.: gran parte de las especies pertenecientes a las familias Myrtaceae, Rubiaceae, Rosaceae, Arecaceae) como en el de las que producen semillas desprovistas de un recubrimiento carnoso (ej.: especies de Fagaceae, Jugladaceae, Betulaceae).

De este modo, si deseamos promover la diseminación espontánea de una especie de planta autóctona que es muy escasa en una determinada área, el plantío de especímenes jóvenes puede ser una alternativa viable a medio y largo plazo. Con el tiempo, dichas plantas se convertirán en adultas y producirán semillas que podrán ser dispersadas por la fauna local. En este caso, hay que recordar también que determinadas especies de plantas son dioicas, es decir, que presentan individuos que solo producen flores masculinas o solo femeninas. Ejemplos de plantas dioicas serían el laurel (*Laurus nobilis*) y gran parte de las araucarias (*Araucaria* spp.). Así pues, para que las “plantas femeninas” puedan producir semillas viables para ser dispersadas es fundamental también que existan “plantas masculinas” cerca que produzcan polen que fertilice las flores femeninas. Cuantas más matrices de dispersión de polen y de semillas existan en un área, mayores serán las posibilidades de que la variabilidad genética de la futura población que colonice los diferentes lugares sea elevada.

Desfragmentación ambiental

La fragmentación de hábitats es uno de los mayores problemas a los que se enfrenta la gestión ambiental actualmente (Haddad et al., 2015). La destrucción de hábitats, aliada con la creación de numerosas barreras ecológicas (zonas urbanizadas, autopistas, carreteras, vías férreas, extensas zonas de monocultivos, etc.), ha mermado el contacto o incluso aislado numerosas poblaciones de plantas y animales. Este fenómeno afecta también a las comunidades de organismos mutualistas (Bruna et al., 2005; Smith & Mayfield, 2018). En algunos casos, los flujos de polen y semillas (y, por tanto, de genes) pueden verse drásticamente reducidos, lo que implica la simplificación de las redes de interacciones mutualistas (Murren, 2002; Marjakangas et al., 2019).

Uno de los principales objetivos en la gestión de los paisajes en mosaico es reducir los efectos de la fragmentación ambiental y promover los flujos de polen, animales y semillas. Por esta razón es necesario establecer corredores ecológicos eficaces que permitan restablecer al menos parte de la permeabilidad ambiental que existía anteriormente. Esto se puede conseguir con medios relativamente sencillos, como la recuperación de determinadas fracciones de hábitats que ayuden a reconectar los que estén aislados o a través de la creación de infraestructuras de comunicación, como pasos subterráneos o en superficie para la fauna autóctona (ej.: ecoviaductos, puentes de cuerdas para primates arborícolas) (Sijtsma et al., 2020) (figura 5).



Figura 5. Puente abandonado de una vía férrea sobre el río Kelvin, en la ciudad de Glasgow, Escocia. La vegetación espontánea que ha colonizado este puente facilita su función como ecoviaducto (Foto: Proyecto Neopangea).

Diseñando e implantando redes de corredores ecológicos

La idea de interconectar áreas de hábitats similares (ej.: bosques de un mismo tipo) que se encuentran separadas por acciones antrópicas no es nueva (Hilty et al., 2020). Con este fin, los corredores ecológicos pueden ser muy eficaces si se tiene presente la información científica actualizada en cada momento. Más que establecer un único corredor entre dos áreas, lo ideal es implantar una red de corredores entre diversas áreas.

Sin embargo, antes de diseñar e intentar implantar un corredor para la fauna y la flora es necesario tener en cuenta los efectos proyectados del cambio climático. En el caso de los hábitats forestales se prevé que los períodos de sequías prolongados, sumados a otros factores (ej.: mayor riesgo de incendios forestales, sobrepastoreo), produzcan una reducción de las florestas en diversas regiones del mundo. En la Amazonía, por ejemplo,

dichos cambios podrían llegar a ser irreversibles en extensas zonas de este bioma (Walker, 2021). Se estima también que amplias zonas de la cuenca mediterránea se verán severamente afectadas por el aumento de las temperaturas y los cambios previstos en la distribución de las lluvias, tanto en el espacio como en el tiempo. De este modo, dedicar mucho esfuerzo y recursos a intentar crear nuevos corredores ecológicos en áreas climáticamente vulnerables puede ser contraproducente en algunos casos.

Teniendo bien presentes los probables efectos del cambio climático en cada región, puede ser bastante más efectivo intentar establecer los corredores en áreas donde estos tengan más posibilidades de perdurar a medio e incluso largo plazo. Una buena estrategia consiste en restaurar o consolidar los bosques de ribera, también conocidos como bosques ciliares o de galería, ya que, en muchos casos, serán las áreas donde los bosques húmedos dispondrán de mejores condiciones hidrológicas de pervivencia. Para diseñar una red de corredores de este tipo es necesario analizar detenidamente los mapas de las redes fluviales a diferentes escalas, considerando tanto los ríos más grandes como los afluentes menores.

En el caso de los bosques de ribera que ya ejercen la función de corredores ecológicos, cabe consolidarlos y protegerlos adecuadamente, como, por ejemplo, instalando barreras para que el ganado doméstico no pastoree el sotobosque, realizando dispersión asistida de semillas autóctonas de la zona, etc.

Sistemas fluviales

Las redes fluviales están formadas por ecosistemas muy dinámicos, sujetos a alteraciones radicales y bruscas producidas por las crecidas de los ríos. Estas crecidas muchas veces provocan daños en la vegetación de ribera, que pueden ir desde el doblamiento de la vegetación herbácea, hasta el arranque y arrastre de árboles, piedras y grandes volúmenes de sedimentos. Lo que en un principio nos puede parecer una destrucción radical de un entorno natural producida por una fuerte riada en realidad suele ser un

cambio más en el seno de esta dinámica. Es decir, lo que puede representar una pérdida para algunas especies puede brindar nuevas oportunidades para otras.

Las formaciones vegetales que están estrechamente asociadas a los sistemas fluviales tienen una extraordinaria capacidad de regeneración espontánea. Esta resiliencia es fruto de un largo proceso de evolución en que los ecosistemas ribereños han convivido con alteraciones o mudanzas periódicas. Es necesario, pues, respetar estos cambios naturales sin intentar contenerlos en una pretendida actuación de restauración ambiental.

Rieras y torrentes mediterráneos

Las rieras y torrentes mediterráneos del sur de Europa suelen ser excelentes corredores ecológicos para especies de bosques. Debido al efecto de la erosión, con frecuencia los cauces de dichos sistemas fluviales se encuentran en niveles inferiores respecto al nivel de las terrazas y laderas montañosas circundantes, una situación que permite conservar una mayor humedad del suelo en sus márgenes durante el verano. Este hecho posibilita también el establecimiento de formaciones vegetales más densas que en sus entornos, así como comunidades propias de bosques.

Junto a las franjas de los bosques de ribera, en terrenos más permeables y alejados del agua, con frecuencia se forman también bosques mediterráneos mixtos. Entre las especies que integran estas comunidades de bosques mediterráneos y que actúan como dispersores de semillas relativamente grandes, como las de robles y encinas (*Quercus* spp.) destacan el arrendajo (*Garrulus glandarius*) y la ardilla roja (*Sciurus vulgaris*). Se ha verificado que estas especies se desplazan no solo a lo largo de estos corredores, sino que además realizan incursiones hacia áreas boscosas vecinas situadas en las proximidades de estos torrentes y rieras.

Interferencias antrópicas (y ejemplos de lo que no se debe hacer)

Algunas acciones antrópicas vestidas como “restauraciones ambientales” pueden acarrear grandes impactos en los sistemas fluviales.

Gran parte de los torrentes y rieras mediterráneos son de tipo intermitentes estacionales, es decir, no suelen llevar un flujo de agua corriente en la superficie de sus cauces durante todo el año. Los climas de tipo mediterráneo están marcados por veranos secos, con escasas lluvias en esta época del año. Así pues, los torrentes y rieras de este tipo pueden tener los cauces completamente secos en pleno verano o recibir grandes volúmenes de agua cuando se producen las lluvias torrenciales. Aunque muchos de estos sistemas fluviales presentan un carácter intermitente en cuanto a los flujos de agua en la superficie de sus cauces, a veces acumulan considerables volúmenes de agua en el subsuelo (incluso con flujos de agua subterráneos).

Dado que algunas rieras y torrentes en ocasiones pueden llevar volúmenes de agua similares a los de un río crecido, con frecuencia se practican operaciones de “limpieza” de cauces y márgenes con el objeto de facilitar supuestamente el flujo de las crecidas fluviales.

Para este fin se suele utilizar maquinaria pesada, que destruye parte de la vegetación de ribera y de los hábitats favorables para la vida y la reproducción de invertebrados, anfibios, reptiles, aves y mamíferos.

Durante los trabajos de “limpieza” de cauces de este tipo no pocas veces se talan árboles y se retiran troncos de árboles vivos y muertos. De este modo, se reducen las opciones para que diversas especies de aves, como los pájaros carpinteros, puedan utilizar este tipo de vegetación para anidar (figura 6). La retirada con maquinaria pesada de árboles caídos de forma natural en los márgenes fluviales tiene un impacto considerable en la vegetación circundante y en las poblaciones de insectos xilófagos.



Figura 6. Restos de árboles muertos con nidos de pájaros carpinteros. Torrent Gran d’Abrera, comarca del Baix Llobregat, Catalunya (Foto: Proyecto Neopangea).

Al abrir la vegetación junto a los cauces, es frecuente que aumente la circulación del aire, lo que incrementa el riesgo de incendios y los flujos de semillas anemócoras. Así pues, el conjunto de estas interferencias brinda nuevas posibilidades para que especies de plantas foráneas invasoras se instalen en estos ambientes. Entre las especies que suelen colonizar rieras y torrentes donde se llevaron a cabo actuaciones radicales de “limpieza” de cauces se encuentran la caña asiática (*Arundo donax*), el plumero de la Pampa (*Cortaderia selloana*), el miraguano (*Araujia sericifera*), la falsa acacia (*Robinia pseudoacacia*) y el ailanto (*Ailanthus altissima*).

Al acelerar los flujos hídricos durante las crecidas, lo que se consigue es hacer llegar mayores volúmenes de agua a los ríos por unidad de tiempo, lo que puede causar también mayores problemas en determinadas zonas urbanizadas propensas a

inundaciones. Por otra parte, la remoción de vegetación con frecuencia aumenta también el arrastre de sedimentos (arenas, gravas y piedras) a estas zonas urbanizadas.

Con la creciente impermeabilización del territorio (causada por la proliferación de zonas urbanas residenciales e industriales, carreteras y otros tipos de infraestructuras) y los efectos del cambio climático (con el consecuente aumento de la intensidad y la frecuencia de los episodios de lluvias torrenciales) (Ripple et al., 2019), el problema de las riadas tenderá a empeorar en las próximas décadas.

Actualmente se va imponiendo una visión más integradora en la gestión de los sistemas fluviales en el sentido de intentar disipar los flujos de las crecidas fluviales en lugar de canalizar los cauces y acelerar estos flujos. Para ello se diseñan una serie de zonas de inundación especiales (lagunas, pantanos, embalses, etc.) junto a las rieras y los ríos que sean capaces de acumular temporalmente grandes volúmenes de agua con el fin de ampliar el tiempo de recepción de los excedentes de agua en las cuencas fluviales. Con frecuencia estas zonas de inundación especiales acaban proporcionando hábitats favorables a numerosas especies de plantas y animales, así como paisajes con valor natural y paisajístico.

Corredores ecológicos: ¿sabemos qué estamos conectando?

La respuesta a esta pregunta es: ¡en la mayoría de los casos, no! En las últimas décadas se ha invertido un considerable esfuerzo en crear corredores ecológicos que permitan un mayor intercambio de organismos entre áreas relativamente aisladas, pero apenas se han llevado a cabo seguimientos metódicos con el fin de saber qué se está conectando exactamente.

Las plantas y los animales foráneos pueden utilizar estos corredores naturales para dispersarse a otras áreas y regiones (Guix, 2013). Por otra parte, en muchos casos no se conoce bien qué efectividad tienen estos corredores para la dispersión de las floras y faunas autóctonas. Por tanto, se hace necesario iniciar programas de seguimiento en

estas vías naturales de comunicación, así como también planes de gestión, a medio y largo plazo, de estas áreas.

Controles de especies de plantas invasoras

Los humanos hemos creado una infinidad de puentes de comunicación y transporte a diferentes escalas territoriales (Bullock et al., 2018). Estos puentes han incrementado enormemente la permeabilidad entre grandes regiones y continentes hasta el punto de que hoy día vivimos ya en una especie de supercontinente o Neopangea (Guix, 2017).

A partir del final del siglo XV, los viajes transoceánicos establecieron los primeros puentes a escala global. Uno de los efectos más evidentes de esta mayor permeabilidad territorial ha sido la invasión por parte de numerosas especies de animales, plantas y hongos de extensas regiones en las que no existían antes del siglo XV. El advenimiento de Internet ha sido crucial en el incremento de los mecanismos de dispersión de semillas a nivel mundial (Lenda et al., 2014). Gracias a la Red, actualmente es posible contactar con un gran número de suministradores de semillas exóticas y adquirirlas desde “el otro lado del mundo” en cuestión de pocos días.

No es de extrañar, pues, que las especies foráneas invasoras estén en franco aumento, muchas veces en detrimento de las especies nativas (Pyšek et al., 2020). De este modo, en la Neopangea se tiende a crear un mundo cada vez más homogéneo y dominado por unas pocas especies invasoras.

Basándose en la Convención sobre Diversidad Biológica (CDB) (1992, Río de Janeiro) es posible determinar algunos criterios prácticos a la hora de implantar protocolos de control de especies foráneas invasoras. De este modo, teniendo en cuenta la CDB-1992, se ha establecido que:

Especie nativa es aquella que se encuentra dentro de su área de distribución natural.

Especie foránea (o alóctona) es toda aquella que se encuentra fuera de su área de distribución natural.

Especie foránea invasora es aquella que amenaza ecosistemas, hábitats y/o especies.

Los controles de plantas foráneas invasoras deben ser diseñados para cada especie y ambiente de actuación. De este modo, es necesario considerar diversos factores, como el tipo de ambiente en el que se va actuar y las principales variables asociadas a estos ambientes, los riesgos potenciales de cada actuación, etc.

Como regla general se tiende a eliminar primero los individuos adultos (matrices de producción de polen y/o semillas) que ya se encuentren dentro del área de actuación y después las plantas jóvenes (figura 7). Luego es recomendable actuar sobre las matrices de dispersión situadas alrededor de las áreas de actuación e ir ampliando el radio de acción a las áreas más externas y así sucesivamente en un área más amplia.

Una de las premisas básicas al establecer protocolos de actuación de control de especies foráneas invasoras es que las actuaciones que se lleven a cabo no deben generar impactos ambientales mayores que los producidos (a corto plazo) por las propias especies que se pretenden erradicar o controlar sus poblaciones.

Los métodos y las técnicas de eliminación temprana o control poblacional de organismos potencialmente invasores son muy diversos. Algunos de ellos son especialmente nocivos

para el medio ambiente. Por tanto, conviene evitar el uso de herbicidas y sustancias químicas y dar preferencia a los controles manuales, tales como el anillado de árboles y arbustos adultos y el arranque de plantas jóvenes. Debe ponerse una especial atención en evitar la dispersión de semillas, propágulos (ej.: rizomas, bulbos) y otras partes de las plantas que puedan colonizar nuevos ambientes (ej.: las ramas de algunos arbustos y árboles, como es el caso de *Prunus laurocerasus*, tienen la capacidad de emitir raíces y generar otro árbol).



Figura 7. Técnica de descortezamiento de una sección del tronco de un árbol (anillado) en el marco de los trabajos de control de especies de plantas invasoras en un corredor ecológico situado junto al río Llobregat a su paso por el término municipal de Abrera (Catalunya) (Foto: Proyecto Neopangea).

En un contexto mundial tan desfavorable a la biodiversidad, hablar o escribir sobre controles de plantas foráneas invasoras o potencialmente invasoras parece, como mínimo, algo ingenuo. Sin embargo, aunque no podamos impedir o controlar la progresión de determinadas especies de organismos vivientes, en la práctica se ha

constatado que en diversos casos esto es posible a corto y medio plazo. Es decir, numerosas especies de organismos pueden ser eliminadas o, como mínimo, es posible controlar sus poblaciones con el fin de propiciar tiempo y oportunidades para que las especies autóctonas puedan al menos convivir con ellas. La eliminación exitosa de una especie potencialmente invasora que empiece a colonizar un nuevo ambiente fuera de su área de distribución potencial depende sobre todo del tiempo de detección. Así pues, es en los primeros estadios de la colonización de una especie de planta o animal cuando las posibilidades de eliminación de este recién llegado son más factibles. A medida que el tiempo pasa, la eliminación de un nuevo organismo colonizador se vuelve menos probable y más costosa.

Gran parte de las especies de plantas foráneas que colonizan ambientes forestales son diseminadas por animales frugívoros. Por lo general, los bosques jóvenes (de tipo secundario) son más permeables a la entrada de especies alóctonas invasoras que los bosques maduros. Uno de los factores que contribuye a este fenómeno es la mayor disponibilidad de luz a nivel del suelo en los bosques jóvenes. De este modo, en el proceso de sucesión ecológica, las formaciones arbustivas y arbóreas van incorporando especies foráneas que, si no son convenientemente gestionadas, pueden llegar a competir e incluso a desplazar a especies nativas.

Algunas especies de plantas invasoras, una vez establecidas en un área, difícilmente podrán ser eliminadas por completo. Sin embargo, es necesario mantener a raya sus poblaciones para que así no dominen y transformen radicalmente determinados tipos de ambientes. La implantación de programas continuados de control de plantas alóctonas colonizadoras (incluso en aquellas especies que a nivel oficial no están catalogadas como invasoras) brinda mayores oportunidades para que los bosques jóvenes puedan convivir con la flora no nativa y llegar a alcanzar estadios de sucesión más avanzados a fin de no perder demasiada diversidad biológica.

Algunas reglas de oro en la restauración ambiental:

- 1- No plante ni disemine especies foráneas (alóctonas).
- 2- Si no conoce la especie a la que pertenece una semilla, no la disemine y no la plante;
- 3- Si no sabe con seguridad si una planta es foránea o nativa de un lugar no la arranque, no la destruya;
- 4- Nunca haga actuaciones que generen impactos ambientales graves o irreversibles. Determinadas actuaciones ambientales están reguladas por normas específicas establecidas por las Administraciones públicas.

Como se ha mencionado anteriormente, la jardinería que se practica hoy en todo el mundo está basada, en gran medida, en el comercio y el cultivo de especies foráneas, y algunas o varias de estas especies son invasoras o potencialmente invasoras. Por otra parte, se da la paradoja también de que con demasiada frecuencia las personas conocen mejor las plantas exóticas de cultivo habitual que las hierbas, arbustos y árboles nativos de los entornos naturales en los que viven. Es necesario, por tanto, cambiar esta tendencia a la “jardinería de lo exótico” y pasar a un modelo de “jardinería de lo autóctono”, con especies más adaptadas a sus respectivos climas regionales.

Reintroducción de fauna dispersora de semillas

Una de las prácticas empleadas en las últimas décadas consiste en reintroducir especies de la fauna autóctona en determinadas áreas donde se habían extinguido. Estas prácticas se insertan en el concepto de *resilvestración* de ecosistemas (conocidas genéricamente como *rewilding* en lengua inglesa) y se basan en la idea de restablecer parte de la funcionalidad de los ecosistemas empobrecidos en aquellas zonas donde los procesos de

defaunación han eliminado especies clave en las interacciones ecológicas (véanse Barraud et al., 2019; Hayward et al., 2019; Holmes et al., 2020; Thierry & Rogers, 2020, para una discusión sobre este tema).

En el caso de las interacciones mutualistas entre frugívoros y plantas, la premisa que se asume con estas prácticas es que determinadas especies (como los monos aulladores, los agutíes o determinadas especies de tortugas terrestres) sean capaces de dispersar semillas medianas y grandes, y restablecer así gran parte de este tipo de interacciones ecológicas que son vitales para la supervivencia de los ecosistemas a largo plazo.

Sin embargo, la “refaunación” de los ecosistemas empobrecidos debe ser llevada a cabo con criterios científicos y bajo un seguimiento continuado (cf. García-Callejas & Torres, 2019). Los ambientes aislados y poco extensos pueden ser especialmente sensibles a la entrada de nuevos componentes bióticos. En este sentido, una especial atención debe dirigirse a las islas (oceánicas, continentales y fluviales), así como también a los fragmentos forestales relativamente pequeños y aislados. De nada sirve reintroducir animales herbívoros que diseminan semillas en un bosque aislado si después estos animales terminarán por consumir gran parte de las plántulas y plantas jóvenes que crecen en el sotobosque, debido a la falta de depredadores que regulen sus poblaciones (véase el capítulo III, volumen 9). En determinados casos, puede ser preferible mantener las redes de interacciones animales-plantas que ya existen (establecidas mayoritariamente por pequeñas aves de la familia Turdidae y pequeños roedores terrestres y arborícolas), y tratar de enriquecerlas por medio del establecimiento de corredores ecológicos efectivos y a través de prácticas de dispersión asistida de semillas de grandes dimensiones.

¿Restaurando la complejidad?

En los fragmentos de bosques tropicales pequeños y sujetos a elevados grados de aislamiento, la extinción local de grandes animales diseminadores es una realidad que ha inquietado a ecólogos y conservacionistas. En estas circunstancias, con frecuencia la ausencia de determinadas especies de vertebrados tiene como consecuencia una simplificación de las redes de interacciones mutualistas animal-planta. Pero ¿es posible restaurar la complejidad de estas redes en condiciones tan limitadas de espacio y de conectividad funcional? Es posible que tan solo con reintroducir algunos elementos (por ejemplo, una o más especie dispersoras de semillas grandes) no sea suficiente para incrementar el éxito de colonización de determinadas plantas y obtener una sucesión ecológica más rica y compleja del bosque. Como hemos analizado ya en otros capítulos de esta serie, puede que en algunos casos estas prácticas sean incluso contraproducentes.

Medidas de mitigación de los efectos del cambio climático en la región mediterránea de Europa

Se prevé que, en las próximas décadas, el clima en amplias regiones de la cuenca mediterránea de Europa se vuelva más cálido y seco (con un aumento de la temperatura media global de entre 2^o C y 5^o C en el siglo XXI). Las precipitaciones pluviométricas se volverán más irregulares y los períodos de sequía serán cada vez más dilatados. Por otra parte, las lluvias serán más torrenciales, con episodios tormentosos marcados por aguaceros y vientos fuertes (Ripple et al., 2019).

Con este escenario climático, se prevén también cambios significativos en la vegetación y el paisaje en los ecosistemas mediterráneos europeos y del norte de África. Se estima que la tendencia es que los bosques más húmedos situados en las laderas montañosas retrocedan por el efecto del estrés hídrico. Las maquias y los matorrales arbustivos de algunas áreas tenderán a volverse menos densos, sobre todo por la acción de los

incendios frecuentes, y en algunos casos se convertirán en estepas bajas (véanse Berdugo et al., 2020 y Berg & McColl, 2021 para una discusión).

Se ha observado que, en ambientes mediterráneos de Europa sujetos a períodos prolongados de escasez de lluvias, los efectos del estrés hídrico al que varias especies de plantas están sometidas pueden limitar mucho su crecimiento, y las plantas zoócoras crecen con más facilidad en las depresiones en el suelo. Muchas de estas depresiones son artificiales, es decir, hechas por los humanos, y fueron abandonadas tiempo atrás. De este modo, estas depresiones:

- a) ayudan a mantener la humedad del suelo;
- b) reducen los efectos de los incendios forestales y el viento sobre la vegetación;
- c) reducen los efectos del sobrepastoreo practicado por cabras;
- d) crean ambientes favorables (islas de humedad) a un número considerable de especies de plantas, invertebrados y vertebrados;
- e) están especialmente indicadas para los terrenos con suelos empobrecidos y degradados, situados en regiones con climas áridos, semiáridos y mediterráneos.

Se pueden cavar algunos agujeros en el suelo de unos 2 m² y cerca de 1 m de profundidad para crear pequeñas “islas” de vegetación o, por lo menos, no tapar o soterrar los que ya existan eventualmente en un área (figura 8). Es necesario instalar rampas para animales, como erizos, anfibios y tortugas terrestres, que eventualmente pudieran quedarse atrapados en estas depresiones sin opciones a abandonarlas.

En este caso también se pueden utilizar las interacciones mutualistas entre animales y plantas (concretamente la zoocoria) para potenciar una restauración natural del paisaje: introduciendo ramas secas de árboles en las depresiones artificiales para que las aves frugívoras puedan posarse sobre ellas y así dispersar semillas.

Así pues, las depresiones o agujeros en el suelo suelen ser colonizados por numerosas especies de plantas dispersadas por animales, tales como *Asparagus acutifolius*, *Pistacia lentiscus*, *Rhamnus alaternus*, *Viburnum tinus*, *Smilax aspera*, *Hedera helix*, *Daphne gnidium*, *Rubus ulmifolius*, *Crataegus monogyna*, etc.



Figura 8. Antigua trinchera colonizada por diversas especies de plantas leñosas y herbáceas. Término municipal de Abrera, Catalunya (Foto: Proyecto Neopangea).

El cambio climático es el mayor reto al que la humanidad se enfrenta actualmente (Bradshaw et al., 2021). Sus efectos ya son perceptibles hoy día y las previsiones apuntan a que empeorarán en las próximas décadas hasta el punto de llegar a provocar el colapso de gran parte de las estructuras sociales creadas por los humanos (Ripple et al., 2019). El problema es que los efectos generados por el cambio climático no solo están impactando sobre la vida de los humanos; también afectan y afectarán aún más gravemente a otras especies y ecosistemas de este planeta (Steffen et al., 2018; Bradshaw et al., 2021). Por tanto, no se trata solo de poner en marcha medidas mitigadoras. Es necesario afrontar el problema globalmente. Los efectos en cascada que se están generando no permiten predecir con exactitud la magnitud de los cambios que se avecinan. Es posible que aún existan algunas puertas para salir de la preocupante situación que hemos creado, pero antes tenemos que ser capaces de abrirlas.

Agradecimientos

A Sofia Cruz Alves Guix, Isabel Cruz Alves, Alejandro Cuevas, Francesc Llimona, Narcís Prat i Fornells, Antoni Serra Sorribes, Helena Basas Satorras y Núria López Mercader. A Marc Martín, por autorizar la publicación de la fotografía de la figura número 7. 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

- Athiê, S. & Dias, M.M. 2016. Use of perches and seed dispersal by birds in an abandoned pasture in the Porto Ferreira state park, southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 76: 80-92. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.13114>
- Bączek, K.B.; Wiśniewska, M.; Przybył, J.L.; Kosakowska, O. & Węglarz, Z. 2019. Arbuscular mycorrhizal fungi in chamomile (*Matricaria recutita* L.) organic cultivation. *Industrial Crops and Products* 140: 111562. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.111562>
- Barraud, R.; Andreu-Boussut, V.; Chadenas, C.; Portal, C. & Guyot, S. 2019. Ensauvagement et ré-ensauvagement de l'Europe: controverse et postures scientifiques. *Bulletin de l'association de géographes français* 96-2: 301-318. <https://doi.org/10.4000/bagf.5141>
- Berdugo, M. et al., 2020. Global ecosystem thresholds driven by aridity. *Science* 367 (6479): 787-790. DOI: 10.1126/science.aay5958
- Berg, A. & McColl, K.A. 2021. No projected global drylands expansion under greenhouse warming. *Nat. Clim. Chang* 2021. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01007-8>
- Bradshaw, C.J.A. et al., 2021. Underestimating the challenges of avoiding a ghastly future. *Front. Conserv. Sci.* 1: 615419. DOI: 10.3389/fcsc.2020.615419
- Bruna, E.M.; Vasconcelos, H.L. & Heredia, S. 2005. The effect of habitat fragmentation on communities of mutualists: Amazonian ants and their host plants. *Biological Conservation* 124: 209-216. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.026>
- Bullock, J.M.; Bonte, D.; Pufal, G.; Carvalho, C.S.; Chapman, D.S.; García, C.; García, D.; Matthysen, E. & Delgado, M.M. 2018. Human-mediated dispersal and the rewiring of spatial networks. *Trends in Ecology & Evolution* 33: 958-970. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.09.008>
- Colussi, J. & Prestes, N.P. 2011. Frugivoria realizada por aves em *Myrciaria trunciflora* (Mart) O. Berg. (Myrtaceae), *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae) e *Ilex paraguariensis* St. Hil. No norte do estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ornitologia* 19: 48-55.
- Fahrig, L. et al., 2019. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation* 230: 179-186. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.026>
- García-Callejas, D. & Torres, A. 2019. Restauración de interacciones ecológicas: medidas y consecuencias a escala de comunidad. *Ecosistemas* 28: 42-49. DOI: 10.7818/ECOS.1748
- Gauer, L. & Cavalli-Molina, S. 2000. Genetic variation in natural populations of 42ate (*Ilex paraguariensis* A. St. Hil., Aquifoliaceae) using RAPD markers. *Heredity* 84: 647-656.
- Green Belt, 2021. *The Green Belt in the Harz. From death strip to life line*. Retrieved (March 7, 2021) from: <https://en.harzinfo.de/pure-nature/the-green-belt-in-the-harz/the-green-belt-in-germany-and-europe.html>

- Guidetti, B.Y.; Dardanelli, S.; Amico, G.C.; Miño, F.M. L. & Rodriguez-Cabal, M.A. 2017. Artificial bird perches promote vegetation regeneration (Pp. 45-46) In: *Ornithological Congress of the Americas*. XVII RAO / XXIV CBO / XCV AFO. Puerto Iguazú, Argentina.
- Guix, J.C. 2007. The role of alien plants in the composition of fruit-eating bird assemblages in Brazilian urban ecosystems. *Orsis* 22: 87-104.
- Guix, J.C. 2013. Corredores entre áreas protegidas: ¿Qué estamos conectando? *Quercus* 326: 82.
- Guix, J.C. 2017. Biogeografía, ecología y conservación en la Neopangea: nuevos retos en Brasil. *Orsis* 31: 3-20. <https://doi.org/10.5565/rev/orsis.40>
- 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, 30 p. Barcelona.
- Haddad, N.M. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci. Adv.* 2015; 1: e1500052. DOI: 10.1126/sciadv.1500052
- Hale, K.R.S.; Valdovinos, F.S. & Martinez, N.D. 2020. Mutualism increases diversity, stability, and function of multiplex networks that integrate pollinators into food webs. *Nature Communications* 11: 2182. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15688-w>
- Hayward, M.W. et al. 2019. Reintroducing rewilding to restoration – Rejecting the search for novelty. *Biological Conservation* 233: 255-259. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.011>
- Hilty, J. et al., 2020. *Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors*. Best Practice Protected Area Guidelines Series nº 30. IUCN. Gland, Switzerland. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.PAG.30.en>
- Holmes, G.; Marriott, K.; Briggs, C. & Wynne-Jones, S. 2020. What is rewilding, how should it be done, and why? A Q-method study of the views held by European rewilding advocates. *Conservation & Society* 18 (2): 77-88. DOI: 10.4103/cs.cs_19_14
- Hueck, K. 1972. *As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica* (Trad. Hans Reichardt). Ed. Universidade de Brasília – Ed. Polígono. São Paulo.
- Kan, Z-R. et al., 2020. Carbon sequestration and mineralization in soil aggregates under long-term conservation tillage in the North China Plain. *Catena* 188: 104428. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104428>
- Lal, R.; Negassa, W. & Lorenz, K. 2015. Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 15: 79-86. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.09.002>
- Lenda, M.; Skórka, P.; Knops, J.M.H.; Moroń, D.; Sutherland, W.J.; Kuszewska, K. & Woyciechowski, M. 2014. Effect of the Internet commerce on dispersal modes of invasive alien species. *PLOS ONE* 9(6): e99786. DOI: 10.1371/journal.pone.0099786

- Ma, W.K.; Siciliano, S.D. & Germida, J.J. 2005. A PCR-DGGE method for detecting arbuscular mycorrhizal fungi in cultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry* 37(9): 1589-1597. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.01.020>
- Marjakangas, E-L. et al. 2019. Fragmented tropical forests lose mutualistic plant-animal interactions. *Biodiversity and Distributions* 26: 154-168. DOI: 10.1111/ddi.13010
- Morris, T. & Letnic, M. 2017. Removal of an apex predator initiates a trophic cascade that extends from herbivores to vegetation and soil nutrient pool. *Proc. R. Soc. B* 284: 20170111. <https://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.0111>
- Murren, C.J. 2002. Effects of habitat fragmentation on pollination: pollinators, pollinia viability and reproductive success. *Journal of Ecology* 90: 100-107.
- Noda, Y. 2009. Las Micorrizas: Una alternativa de fertilización ecológica en los pastos. *Pastos y Forrajes*, vol. 32, núm. 2. Matanzas, Cuba.
- Ontl, T.A. & Schulte, L.A. 2012. Soil carbon storage. *Nature Education Knowledge* 3(10): 35.
- Peters, R. et al., 2028. Nature divided, scientists united: US-Mexico border wall threatens biodiversity and binational conservation. *BioScience* 68: 740-743. DOI: 10.1093/biosci/biy063
- Pieck, S.K. 2019. Conserving novel ecosystems and layered landscapes along the inter-German border. *Landscape Research* 45(3): 346-358. DOI: 10.1080/01426397.2019.1623183
- Pyšek, P. et al. 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biol. Rev.* 95: 1511-1534. DOI: 10.1111/brv.12627
- Raimundo, R.L.G.; Guimarães, P.R. & Evans, D.M. 2018. Adaptive networks for restoration ecology. *Tree* 33: 664-675. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.06.002>
- Ripple et al., 2019. World scientists' warning of a climate emergency. *BioScience* 70 (1): 8-12. DOI:10.1093/biosci/biz088
- Sánchez-Bayo, F. & Wyckhuys, K.A.G. 2019. Worldwide decline of entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232: 8-27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Seoane, C.E.S.; Diaz, V.S.; Kageyama, P.Y.; Moreno, M.A.; Tambarussi, E.V.; Aguiar, A.V. & Sebbenn, A.M. 2019. The Neotropical tree *Ilex paraguariensis* A. St. Hil. (Aquifoliaceae): pollen and seed dispersal in a fragmented landscape. *Ann. For. Res.* 62 (2): 1-15. <https://www.researchgate.net/publication/338853590>
- Sijtsma, F.J.; van der Veen, E.; van Hinsberg, A.; Pouwels, R.; Bekker, R.; van Dijk, R.E.; Grutters, M.; Klaassen, R.; Krijn, M.; Mouissie, M. & Wymenga, E. 2020. Ecological impact and cost-effectiveness of wildlife crossings in a highly fragmented landscape: a multi-method approach. *Landscape Ecol.* 35: 1701-1720. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01047-z>

- Silva, M.A.F.; Higuchi, P. & Silva, A.C. 2018. Impacto de mudanças climáticas sobre a distribuição geográfica potencial de *Ilex paraguariensis*. *Rodriguésia* 69: 2069-2079. DOI: 10.1590/2175-7860201869437
- Smith, T.J. & Mayfield, M.M. 2018. The effect of habitat fragmentation on the bee visitor assemblages of three Australian tropical rainforest tree species. *Ecol. Evol.* 8: 8204-8216. DOI: 10.1002/ece3.4339
- Steffen et al., 2018. Trajectories of the Earth system in the Anthropocene. *PNAS* 115: 8252-8259. <https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115>
- Thierry, H. & Rogers, H. 2020. Where to rewild? A conceptual framework to spatially optimize ecological function. *Proc. Biol. Sci.* 287(1922): 20193017. DOI: 10.1098/rspb.2019.3017
- Traba, J. & Morales, M.B. 2019. The decline of farmland birds in Spain is strongly associated to the loss of fallowland. *Scientific Reports* 9: 9473. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45854-0>
- Vasconcellos-Neto, J.; Ramos, R.R. & Pinto, L.P. 2015. The impact of anthropogenic food supply on fruit consumption by dusky-legged guan (*Penelope obscura* Temminck, 1815): potential effects on seed dispersal in an Atlantic forest area. *Braz. J. Biol.* 75(4): 1008-1017.
- Walker, R.T. 2021. Collision course: development pushes Amazonia toward its tipping point. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 63(1): 15-25. DOI: 10.1080/00139157.2021.1842711
- WinklerPrins, A.M.G. & Levis, C. 2021. Reframing Pre-European Amazonia through an Anthropocene Lens. *Annals of the American Association of Geographers*. Pp. 1-11. <https://doi.org/10.1080/24694452.2020.1843996>

Anexo I. Abajo, diferentes estadios de sucesión ecológica en campos abandonados de almendros y árboles frutales diversos en el municipio de Abrera (comarca del Baix Llobregat, Catalunya) hasta que se forman bosques mediterráneos densos en las zonas más húmedas orientadas al norte (Fotos: Proyecto Neopangea).





Anexo II. Con frecuencia los procesos de fragmentación forestal crean cambios abruptos en los tipos de vegetación y funcionan como barreras para numerosas especies de animales. Es probable que, en el pasado, estas discontinuidades en los tipos de formaciones vegetales fueran poco frecuentes e incluso raras. Habría, pues, amplias zonas de transición entre unas formaciones vegetales y otras. De este modo, una de las formas de mejorar la permeabilidad forestal consiste en crear pequeñas superficies de vegetación arbustiva entre los parches de bosque que permitan a aves y mamíferos dispersores de semillas desplazarse de un lugar a otro. Abajo, ejemplo de un margen de bosque sin continuidad con otros parches de bosques y otro con arbustos y árboles repartidos por un pastizal en las Highlands escocesas (Fotos: Proyecto Neopangea).





Anexo III. Las vallas metálicas suelen dificultar o incluso impedir el libre movimiento de animales terrestres en un área dada. Por lo tanto, es preferible valerse de otro tipo de estructuras que permitan mantener cierto grado de conectividad entre hábitats. Los cordones de tierra elevados, por ejemplo, pueden constituir una barrera eficaz para la circulación de ciertos tipos de vehículos motorizados mientras que permiten el movimiento de numerosos mamíferos terrestres. Área protegida de la Red Natura 2000 en Abrera, Baix Llobregat, Catalunya (Fotos: Proyecto Neopangea).



