

# Patrones y procesos de renaturalización pasiva en la Cordillera Cantábrica



**Documento técnico no sometido a revisión editorial por pares**

**Autores:** Daniel García\*, Susana Suárez-Seoane, Borja Jiménez-Alfaro, David Álvarez, Pedro Álvarez-Álvarez, José Manuel Álvarez-Martínez, José Barquín, Leonor Calvo, Juan Carlos Illera, Paola Laiolo, Ignacio Pérez-Silos, Mario Quevedo, Cristina Santín y José Valentín Rocas-Díaz.

**\*Autor de correspondencia:** Daniel García, Depto. de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo, C/Rodrigo Uría /n, 33071 Oviedo, España, [danielgarcia@uniovi.es](mailto:danielgarcia@uniovi.es)

**Universidad de Oviedo**

**2022**

<b>ÍNDICE</b>	<b>Pág.</b>
Patrones de renaturalización pasiva en la Cordillera Cantábrica	3
1. Paisaje y uso del territorio	4
2. Diversidad de hábitats	7
3. Diversidad de organismos	11
4. Distribución de carbono	14
5. Servicios de los ecosistemas	18
Procesos de renaturalización pasiva en la Cordillera Cantábrica	22
6. Sucesión ecológica	23
7. Dinámicas de población en ecosistemas terrestres	26
8. Dinámicas de población en ecosistemas acuáticos	30
9. Regulación trófica por predadores apicales terrestres	33
10. Regulación de redes tróficas en ecosistemas acuáticos	36
11. El ganado como perturbación ecológica	40
12. Régimen de incendios	43
13. Procesos geomorfológicos e hídricos	47

Imagen de portada: Paisaje de la Cordillera Cantábrica (Concejo de Proaza, Asturias) donde se observan rodales de pastizal de uso ganadero y áreas en proceso de renaturalización pasiva hacia matorral y bosque (créditos: Daniel García).

## **Patrones de renaturalización pasiva en la Cordillera Cantábrica**

## 1. Paisaje y uso del territorio

**Susana Suárez-Seoane<sup>1,2\*</sup> y Leonor Calvo<sup>3</sup>**

1- Depto. de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo, C/Rodrigo Uría /n, 33071 Oviedo, España

2- Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad, Universidad de Oviedo-CSIC-Principado de Asturias, C/ Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, 33600 Mieres, España

3- Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental, Universidad de León, Campus de Vegazana s/n, 24071 León, Spain.

\* Autora de correspondencia: s.seoane@uniovi.es

Los paisajes de la Cordillera Cantábrica son mosaicos territoriales de grano fino, compuestos por ecosistemas de diferente forma, tamaño y naturaleza (p.ej. bosques, matorrales, humedales, cultivos o asentamientos humanos) que interactúan entre sí y son el escenario de múltiples procesos bióticos (p.ej. flujo génico; García et al. 2021) y abióticos (p.ej. flujo hídrico; Belmar et al. 2018). Estos paisajes se diferencian rápidamente en distancias muy cortas (García-Llamas et al. 2016), como consecuencia de fuertes restricciones ambientales (fundamentalmente topográficas, edáficas y climáticas) y de factores culturales (prácticas agro-silvo-pastorales) que los han ido modelando desde el Neolítico (Carracedo et al. 2018). Los mosaicos paisajísticos son inherentemente fluctuantes, de manera que cada elemento del paisaje presenta su propia dinámica de cambio temporal sujeta a procesos de perturbación y sucesión ecológica (Lozano et al. 2010). Los factores que determinan la trayectoria, magnitud y velocidad de estos cambios son de índole socio-económica y ambiental y se relacionan fundamentalmente con los usos del suelo y la propia dinámica de los ecosistemas (Morán-Ordóñez et al. 2011). Al igual que se ha observado en otras áreas montañosas de Europa, las transformaciones ocurridas en los paisajes de la Cordillera Cantábrica se están acelerando durante las últimas décadas como consecuencia de una pérdida de población de asentamiento permanente, así como de las políticas de ordenación y protección territorial y de las regulaciones de la Política Agraria Común (PAC) que los afectan globalmente (Díaz et al. 2021). El resultado es un patrón de cambios de usos del suelo muy complejo tanto en el espacio como en el tiempo (González-Díaz et al. 2019). Se combina un abandono casi absoluto en las tierras más marginales (Lasanta et al. 2017) con una intensificación de los usos en áreas concretas, más productivas o accesibles, que se relaciona con cambios cuali- y cuantitativos en la cabaña ganadera (véase Apartado 11 “El ganado como perturbación ecológica”), con la plantación de monocultivos forestales y con el desarrollo de infraestructuras de comunicación o de extracción de energía, entre otros (González Díaz et al. 2018). En aquellas áreas afectadas por el abandono de usos, se está produciendo un proceso de renaturalización pasiva que varía de manera multi-escalar en el espacio y en el tiempo debido a factores bióticos y abióticos que interactúan desde tiempos históricos.

Los mosaicos paisajísticos de la Cordillera Cantábrica, evaluados a escala de cuenca hidrográfica, se reconocen como sistemas altamente heterogéneos, siendo precisamente esta heterogeneidad espacial garante de su sostenibilidad y resiliencia en escenarios de beneficio mutuo sociedad-ecosistema (García-Llamas et al. 2019a). La heterogeneidad del mosaico refleja la composición y distribución espacial de los ecosistemas en el paisaje, así como los cambios en el tiempo mediados por la dinámica de perturbaciones. Esta es clave porque determina tanto la provisión de hábitat como las interacciones bióticas y abióticas, aspectos subyacentes a los patrones de distribución de la biodiversidad (García-Llamas et al. 2018, 2019b) y los bienes y servicios que ésta proporciona a la sociedad (Morán-Ordóñez et al. 2013). Los actuales cambios en los usos del suelo están alterando tanto la composición como la configuración espacial de los mosaicos paisajísticos dibujados por los usos tradicionales. Por un lado, debido a la expansión forestal ligada al abandono de los usos, los mosaicos se están renaturalizando y defragmentando a través de procesos de coalescencia (difusión y reunión de fragmentos de bosque preexistentes) y, en menor medida, de proliferación (emergencia de nuevas manchas boscosas en áreas deforestadas; Palmero-Iñiesta et al. 2020). En la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica, estos procesos ocurren especialmente en las laderas norte de las cuencas hidrográficas de cabecera situadas a mayor altitud (Álvarez-Martínez et al. 2014). La renaturalización conlleva importantes beneficios ambientales (p. ej. mayor provisión de servicios de regulación y mayor conectividad funcional para especies forestales, véase Apartados 5 “Servicios de los ecosistemas” y 7 “Dinámicas de población en ecosistemas terrestres”), pero también implica que los mosaicos se están volviendo más homogéneos, al incrementarse la superficie de matorrales y bosques en detrimento de áreas abiertas, como pastizales y tierras de cultivo, lo que presenta implicaciones en términos de pérdida de multifuncionalidad del paisaje.

A escala regional, la distribución de los bosques naturales en la Cordillera Cantábrica está altamente fragmentada y corresponde a un patrón espacial en red, tipo “bocage”, en el que las grandes superficies continuas de bosque primigenio han sido disgregadas en numerosos fragmentos pequeños, irregulares y aislados, embebidos en una matriz deforestada, muy dominante, de origen eminentemente antrópico (García et al. 2005). Los altos niveles de fragmentación del bosque cantábrico se relacionan con una baja cantidad, continuidad espacial y calidad del hábitat, así como con un fuerte efecto borde y una gran influencia de la matriz paisajística, lo que afecta negativamente a la conectividad a gran escala y a la viabilidad de las poblaciones y comunidades que habitan en estos ambientes forestales (Quevedo et al. 2006; Velázquez et al. 2017). En este contexto, los procesos de renaturalización que están ocurriendo actualmente juegan un papel clave en la recuperación de los flujos bióticos del paisaje, ya que pueden: (i) incrementar de manera significativa el tamaño de los fragmentos forestales y su conectividad estructural, al aumentar la longitud y grosor de los corredores y nodos que los articulan; y (ii) reducir la resistencia al movimiento de los organismos a través de la matriz perturbada, que se vuelve más permeable para las especies forestales.

## Retos de conocimiento

- Avanzar en el conocimiento de las tendencias espacio-temporales de cambios en los usos del suelo que determinan la evolución del paisaje a diferentes escalas.
- Identificar las estructuras paisajísticas que se relacionan con las dinámicas de cambio de usos dominantes y que garantizan la multifuncionalidad del paisaje a escala de cuenca hidrográfica.
- Evaluar las implicaciones ecológicas de los procesos de defragmentación a escala regional.

## Referencias

- Álvarez-Martínez, J. M., Suárez-Seoane, S., Stoorvogel, J. J., de Luis Calabuig, E. (2014). Influence of land use and climate on recent forest expansion: a case study in the Eurosiberian–Mediterranean limit of north-west Spain. *Journal of Ecology*, 102, 905-919.
- Belmar, O., Barquín, J., Álvarez-Martínez, J. M., Peñas, F. J., Del Jesus, M. (2018). The role of forest maturity in extreme hydrological events. *Ecohydrology*, 11, e1947.
- Carracedo, V., Cunill, R., García-Codron, J. C., Pèlachs, A., Pérez-Obiol, R., Soriano, J. M. (2018). History of fires and vegetation since the Neolithic in the Cantabrian Mountains (Spain). *Land degradation & development*, 29, 2060-2072.
- Díaz, M., Concepción, E. D., Morales, M. B., Alonso, J. C., Azcárate, F. M., Bartomeus, I., ... Velado-Alonso, E. (2021). Environmental objectives of Spanish agriculture: Scientific guidelines for their effective implementation under the Common Agricultural Policy 2023-2030. *Ardeola*, 68, 445-460.
- García, D., Quevedo, M., Obeso, J. R., Abajo, A. (2005). Fragmentation patterns and protection of montane forest in the Cantabrian range (NW Spain). *Forest Ecology and Management*, 208, 29-43.
- García, J., Morán-Ordóñez, A., García, J. T., Calero-Riestra, M., Alda, F., Sanz, J., Suárez-Seoane, S. (2021). Current landscape attributes and landscape stability in breeding grounds explain genetic differentiation in a long-distance migratory bird. *Animal Conservation*, 24, 120-134.
- García-Llamas, P., Calvo, L., Álvarez-Martínez, J. M., Suárez-Seoane, S. (2016). Using remote sensing products to classify landscape. A multi-spatial resolution approach. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 50, 95-105.
- García-Llamas, P., Calvo, L., De la Cruz, M., Suárez-Seoane, S. (2018). Landscape heterogeneity as a surrogate of biodiversity in mountain systems: What is the most appropriate spatial analytical unit? *Ecological Indicators*, 85, 285-294.
- García-Llamas, P., Geijzendorffer, I. R., García-Nieto, A. P., Calvo, L., Suárez-Seoane, S., Cramer, W. (2019a). Impact of land cover change on ecosystem service supply in mountain systems: a case study in the Cantabrian Mountains (NW of Spain). *Regional Environmental Change*, 19, 529-542.
- García-Llamas, P., Rangel, T. F., Calvo, L., Suárez-Seoane, S. (2019b). Linking species functional traits of terrestrial vertebrates and environmental filters: A case study in temperate mountain systems. *PloS one*, 14, e0211760.
- González-Díaz, J. A., Celaya, R., Fernández, F., Osoro, K., Rosa, R. (2019). Dynamics of rural landscapes in marginal areas of northern Spain: Past, present, and future. *Land Degradation & Development*, 30, 141-150.
- Lasanta, T., Arnáez, J., Pascual, N., Ruiz-Flaño, P., Errea, M. P., Lana-Renault, N. (2017). Space–time process and drivers of land abandonment in Europe. *Catena*, 149, 810-823.
- Lozano, F. J., Suárez-Seoane, S., De Luis, E. (2010). Effects of wildfires on environmental variability: a comparative analysis using different spectral indices, patch metrics and thematic resolutions. *Landscape ecology*, 25, 697-710.
- Morán-Ordóñez, A., Suárez-Seoane, S., Calvo, L., De Luis, E. (2011). Using predictive models as a spatially explicit support tool for managing cultural landscapes. *Applied Geography*, 31, 839-848.
- Morán-Ordóñez, A., Bugter, R., Suárez-Seoane, S., de Luis, E., Calvo, L. (2013). Temporal changes in socio-ecological systems and their impact on ecosystem services at different governance scales: a case study of heathlands. *Ecosystems*, 16, 765-782.
- Palmero-Iniesta, M., Espelta, J. M., Gordillo, J., & Pino, J. (2020). Changes in forest landscape patterns resulting from recent afforestation in Europe (1990–2012): Defragmentation of pre-existing forest versus new patch proliferation. *Annals of Forest Science*, 77, 1-15.
- Quevedo, M., Bañuelos, M.J., Obeso, J.R. (2006). The decline of Cantabrian capercaillie: How much does habitat configuration matter? *Biological Conservation*, 127, 190-200.
- Velázquez, J., Gutiérrez, J., Hernando, A., García-Abril, A. (2017). Evaluating landscape connectivity in fragmented habitats: Cantabrian capercaillie (*Tetrao urogallus cantabricus*) in northern Spain. *Forest Ecology and Management*, 389, 59-67.

## 2. Diversidad de hábitats

**Borja Jiménez-Alfaro**

Depto. de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo, C/Rodrigo Uría /n, 33071 Oviedo, España

Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad, Universidad de Oviedo-CSIC-Principado de Asturias, C/ Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, 33600 Mieres, España

jimenezalfaro@uniovi.es

Los hábitats naturales o seminaturales, entendidos como tipos de vegetación o de ecosistemas de distinta composición, estructura y función, son elementos identificativos de la biodiversidad de un territorio (Keith et al. 2020). En Europa, la diversidad de estos hábitats muestra un claro patrón geográfico, con mayor riqueza en el sur y en regiones montañosas (Cervellini et al. 2021). En este contexto, la Cordillera Cantábrica reúne una elevada diversidad de hábitats en proporción a su extensión geográfica (Jiménez-Alfaro et al. 2008). Por un lado, esta diversidad tiene su base en factores de origen geológico como la heterogeneidad orográfica y litológica (con alta riqueza de hábitats en extensiones relativamente pequeñas, p. ej. Picos de Europa, Somiedo), los cuales favorecen la variabilidad de nichos ecológicos y por tanto la riqueza de especies vegetales y sus posibilidades de ensamblaje en distintas comunidades. Por otro lado, la posición biogeográfica en que se ubica la Cordillera Cantábrica, entre las regiones Eurosiberiana y Mediterránea, ha favorecido la inmigración histórica de especies de diversos óptimos climáticos, que han encontrado refugio a lo largo de sus marcados gradientes ambientales y han evitado procesos de extinción regional ocurridos en otras latitudes. Como resultado, la Cordillera Cantábrica alberga hábitats de óptimo boreal, templado o mediterráneo, que raramente concurren en otros territorios, lo que a su vez favorece la diversidad de especies animales (Jiménez-Alfaro et al. 2016).

La Cordillera Cantábrica tiene un marcado carácter forestal derivado de unas condiciones climáticas que durante el Holoceno permitieron la expansión de los bosques templados caducifolios (hayedos, abedulares, robledales y bosques mixtos) y en cierta medida de los bosques de óptimo mediterráneo (carrascales, alcornocales, quejigares), en detrimento de hábitats más abundantes en épocas glaciales (pastizales y matorrales, pinares albares o sabinares). El impacto humano de los últimos milenios ha reducido drásticamente la extensión de los bosques (Carracedo et al. 2018), favoreciendo hábitats no forestales ligados a la agricultura de montaña, la ganadería extensiva o los incendios, principalmente prados y pastos, y matorrales adaptados al fuego y al pastoreo. Durante la segunda mitad del siglo XX, el abandono progresivo de las actividades humanas ha revertido esa tendencia, favoreciendo la extensión de hábitats sucesionales como helechales, matorrales secundarios, formaciones arbustivas o prebosques, cuya composición florística dependerá de los filtros ambientales (bióticos y abióticos) y la probabilidad de dispersión desde áreas fuente próximas. Aunque con

diferencias regionales de índole biogeográfica e histórica, esta tendencia de renaturalización se observa en la mayor parte de las montañas del sur de Europa (Lasanta-Martínez et al. 2005).

En la Cordillera Cantábrica, los patrones de renaturalización más evidentes se observan en prados de siega o de diente abandonados en entornos forestales, permitiendo una rápida colonización de formaciones arbustivas (avellanedas, formaciones de rosas, espino albar, endrinos, zarzamoras, escobonales, piornales) o bosques pioneros (fresnedas con arce, abedulares con serbal, acebedas, etc.). El proceso de creación y desarrollo de nuevos bosques lleva asociado cambios en la estructura del hábitat que afectan a la disponibilidad de luz o la retención de nutrientes, principales factores implicados en la riqueza y composición de las comunidades forestales (Sabatini et al. 2014). Si bien es esperable que la renaturalización permita la expansión de especies adaptadas a medios más sombreados y menos nitrificados, apenas existen datos que permitan cuantificar las tasas de cambio en diferentes tipos de hábitats y las especies favorecidas o perjudicadas. El ensamblaje de nuevas comunidades debería estar relacionado con las características funcionales de las especies adaptadas a cada hábitat (*species pool*), el grado de fragmentación sufrido en los periodos de mayor deforestación, el número de extinciones locales que dicha fragmentación pudo provocar, y la capacidad de dispersión de las especies refugiadas en los hábitats remanentes. En esta dinámica podrían jugar un papel importante las comunidades de bordes forestales como refugio de especies con cierta tolerancia a la luz (Jiménez-Alfaro et al. 2014) y con capacidad para recolonizar los nuevos hábitats forestales.

En hábitats ligados a suelos deficientes en nutrientes, en gran medida debido a un mayor impacto histórico de perturbaciones como el fuego, la renaturalización requiere tiempos más largos asociados con la permanencia de matorrales secundarios. Esto sucede en gran parte de los brezales acidófilos dominados por *Erica australis*, donde la pérdida de suelo derivada de quemas recurrentes, la capacidad de autogeneración del brezal y la ausencia de remanentes de bosque que puedan actuar como fuente de especies a escala de paisaje, pueden limitar la sucesión hacia hábitats forestales (Calvo et al. 2002). Aunque se ha sugerido que la restauración pasiva en brezales debe contar con un uso ganadero moderado que permita la apertura de claros para la colonización de árboles (Álvarez-Martínez et al. 2016), el abandono de matorrales de montaña también puede favorecer la recuperación espontánea de especies de interés para la fauna, como el arándano (Pato et al. 2016). Por encima del límite natural del bosque, los puertos y cumbres sometidos a un descenso del pastoreo pueden ver incrementada la extensión de callunares, enebrales o piornales, en detrimento de praderas de alta montaña. Esta expansión podría complementar otros procesos de colonización de matorral en pastizales subalpinos como respuesta al cambio climático, si bien dichos procesos no han sido estudiados aún en la Cordillera Cantábrica.

Conocer el impacto del abandono total o parcial en la regeneración de los hábitats cantábricos requiere de estudios replicados en diferentes condiciones de altitud o tipo de suelo, a partir de preguntas basadas en la respuesta concreta de cada hábitat a los factores

implicados en su dinámica, información actualmente no disponible. Como primer paso para conocer la magnitud espacial y temporal de las transiciones entre diferentes tipos de hábitat es necesario desarrollar sistemas de identificación y seguimiento a gran escala y con alta resolución espacial, por ejemplo, utilizando imágenes de satélite (Álvarez-Martínez et al. 2018). De esto modo será posible conocer los patrones de cambio y definir estrategias de muestreo para conocer los procesos subyacentes y comprender los efectos de la renaturalización en la distribución y riqueza de los hábitats cantábricos.

### Retos de conocimiento

- ¿Cuál es el área real y la velocidad de ocupación de los hábitats implicados en la renaturalización?
- ¿Cuáles son los hábitats sometidos a mayores cambios y qué condiciones ambientales están relacionadas con la restauración pasiva?
- ¿Cuáles son los efectos de la dinámica actual en la riqueza y composición de especies de cada tipo de hábitat?

### Referencias

- Álvarez-Martínez, J., Gómez-Villar, A., Lasanta, T. (2016). The use of goats grazing to restore pastures invaded by shrubs and avoid desertification: a preliminary case study in the Spanish Cantabrian mountains. *Land Degradation & Development*, 27, 3-13.
- Álvarez-Martínez, J., Jiménez-Alfaro, B., Barquín, J., Ondivieta, B., Silió-Calzada, A., Juanes, A. (2018). Modeling the area of occupancy of habitat types with remote sensing. *Methods in Ecology and Evolution*, 9, 580-593.
- Calvo, L., Tárrega, R. de Luis Calabuig, E. (2002). Secondary succession after perturbations in a shrubland community. *Acta oecologica*, 23, 393-404.
- Carracedo, V., Cunill, R., García-Codron, J.C., Pèlach, A., Pérez-Obiol, R. & Soriano, J.M. (2018). History of fires and vegetation since the Neolithic in the Cantabrian Mountains (Spain). *Land Degradation and Development*, 29, 2060-2072.
- Cervellini, M., Di Musciano, M., Zannini, P., Fattorini, S., Jiménez-Alfaro, B., Agrillo, E., Attorre, F., Angelini, P., Beierkuhnlein, C., Casella, L., Field, R., Fischer, J.-C., Genovesi, P., Hoffmann, S., Irl, S. D. H., Nascimbene, J., Rocchini, D., Steinbauer, M., Vetaas, O. R., & Chiarucci, A. (2021). Diversity of European habitat types is correlated with geography more than climate and human pressure. *Ecology and Evolution*, 11, 18111– 18124.
- Jiménez-Alfaro, B. (2008). *Biología de la conservación de plantas vasculares en la Cordillera Cantábrica. Prioridades y casos de estudio*. Tesis Doctoral. Universidad de Oviedo. 274 pp.
- Jiménez-Alfaro, B., Iriondo, J.I. (2014). Population dynamics of *Aster pyrenaicus* Desf, a threatened species of temperate forest-edges: A view of meso and micro-scales. *Plant Biosystems*. 148, 645-654.
- Jiménez-Alfaro, B., Chytrý, M., Rejmanek, M., Grace, J. & Mucina, L. (2016). Disentangling vegetation diversity from climate-energy and habitat heterogeneity for explaining animal geographic patterns. *Ecology and Evolution*, 6: 1515-1526.
- Keith, D.A., Ferrer-Paris, J.R., Nicholson, E. & Kingsford, R.T. (eds.) (2020). *The IUCN Global Ecosystem Typology 2.0: Descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups*. Gland, Switzerland: IUCN.
- Lasanta-Martínez, T., Vicente-Serrano, S.M. & Cuadrat-Prats, J.M. (2005). Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: a study of the Spanish Central Pyrenees. *Applied Geography*, 25, 47–65.

- Pato, J., Obeso, J.R., Ploquin, E.F. & Jiménez-Alfaro, B. (2016). Experimental evidence from Cantabrian mountain heathlands suggests new recommendations for management of *Vaccinium myrtillus* L. *Plant Ecology & Diversity*, 9, 199-206.
- Sabatini, F.M., Jiménez-Alfaro, B., Burrascano, S. & Blasi, C. (2014). Drivers of herb-layer species diversity in two unmanaged temperate forests in northern Spain. *Community Ecology*, 15, 147-157.

### 3. Diversidad de organismos

Paola Laiolo<sup>1\*</sup> y Borja Jiménez-Alfaro<sup>1,2</sup>

1- Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad, Universidad de Oviedo-CSIC-Principado de Asturias, C/ Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, 33600 Mieres, España

2- Depto. de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo, C/Rodrigo Uría /n, 33071 Oviedo, España

\*Autora de correspondencia: paola.laiolo@csic.es

Estudiar la respuesta de la biodiversidad a las alteraciones de los hábitats naturales o seminaturales requiere el uso de medidas integradoras del número de especies y las abundancias relativas de organismos en dichos hábitats. Así, los parámetros descritos por Whittaker (1972) permiten medir la variación de la diversidad de organismos en el espacio, a partir del número de especies en las comunidades locales (diversidad  $\alpha$ ); el número total de especies que reúne todas las comunidades de una región (diversidad  $\gamma$ ); o el recambio en la composición de especies entre las comunidades (diversidad  $\beta$ ). Estas métricas nos permiten caracterizar la biodiversidad en un momento determinado, así como su variación espacial o temporal en función de factores como el clima, las perturbaciones humanas o la renaturalización, entendida como el cambio de condiciones ambientales ante el abandono de las actividades humanas de uso de recursos naturales (agricultura, ganadería, forestal, etc.).

En las regiones de montaña, la renaturalización se suma al avance del bosque subalpino causado por el calentamiento global (Camarero et al. 2021), generando respuestas sinérgicas y variables en el medio y en las comunidades ecológicas que lo habitan. Un estudio desarrollado en los Apeninos italianos reveló una disminución de la diversidad  $\alpha$  y  $\gamma$  de las especies vegetales forestales tras la renaturalización en las zonas de baja montaña, mientras que en las zonas altas el cambio fue menos evidente (Lelli et al. 2021). En la Sierra de Guadarrama, las diversas comunidades herbáceas están siendo remplazadas en el límite superior del bosque por las leguminosas arbustivas (García-Romero et al. 2010). En la Cordillera Cantábrica apenas existen estudios sobre la variación en parámetros de diversidad en un contexto de renaturalización, si bien como punto de partida existen datos comparativos sobre los patrones de biodiversidad con respecto a otras regiones. La riqueza florística de los bosques cantábricos (diversidad  $\alpha$ ) muestra valores medio-altos en el contexto de Europa (Večeňa et al. 2019) como resultado de la variabilidad topográfica y su carácter de refugio biogeográfico (Jiménez-Alfaro et al. 2018). Los bosques cantábricos también son relativamente diversos en términos de recambio taxonómico y filogenético (diversidad  $\beta$ ), fruto de su situación biogeográfica marginal en el bioma de los bosques templados europeos (Jiménez-Alfaro et al. 2018; Padullés et al. 2021). Además, la Cordillera Cantábrica alberga un número relativamente alto de plantas adaptadas a la alta montaña (o pool de especies alpinas, una forma de diversidad  $\gamma$ ) en función de su área (Jiménez-Alfaro et al. 2021). En cualquier caso, es

esperable que la diversidad regional se mantenga relativamente constante en el tiempo, salvo en el caso de extinciones regionales o la llegada de especies exóticas, que reducirían o ampliarían el pool regional, respectivamente. Dado que los procesos de extinción o inmigración reciente son raros o inexistentes en la Cordillera Cantábrica (no así en zonas cantábricas próximas), la renaturalización afectará principalmente los patrones de diversidad  $\alpha$  y  $\beta$ , cuyo impacto dependerá de la abundancia y la perturbación histórica sufrida por cada tipo de hábitat.

El efecto de la renaturalización en la distribución local de plantas lleva asociados cambios en las interacciones de las comunidades silvestres con los animales domésticos. En las montañas noruegas, el abandono de las actividades ganaderas ha determinado un aumento de la riqueza de ungulados silvestres (renos, corzos, alces, etc.) a baja altitud, pero no así en las zonas más altas (Speed et al. 2019). En los Andes argentinos la respuesta fue opuesta: se enriquecieron las comunidades de camélidos silvestres en zonas con mayor altitud, pero no en las zonas más bajas, donde el hábitat se mantuvo menos favorable por la mayor presión antrópica (Grau et al. 2020). Estos ejemplos muestran cómo las respuestas de la biodiversidad a la renaturalización varían a lo largo de los gradientes ambientales que caracterizan a las montañas, y en función del grupo taxonómico y su nicho ecológico. Ciertos grupos de organismos se han diversificado mayormente en ambientes forestales gracias a las oportunidades de diversificación de nicho que ofrece la estratificación vertical en la estructura del bosque, como es el caso de las aves paseriformes del Paleártico (Cody 1985). A nivel local (diversidad  $\alpha$ ), estos taxones tendrán riquezas mayores en ambientes de estadios avanzados de la sucesión, por tener un conjunto de especies mayor (diversidad  $\gamma$ ) en este ambiente, además de más oportunidades de segregación de nicho (Seoane et al. 2017). Sin embargo, otros grupos, como por ejemplo el conjunto de plantas vasculares con adaptaciones funcionales a pastizales de montaña (Ladouceur et al. 2019) pueden presentar patrones opuestos, lo que dificulta la generalización sobre los efectos de la renaturalización sobre la biodiversidad a escala local.

Los descriptores de diversidad mencionados se pueden calcular ponderando la contribución de cada especie a la riqueza por su abundancia, biomasa u otros rasgos fenotípicos adaptativos, o por su parentesco filogenético. Estas facetas funcionales y filogenéticas de la diversidad se cuantifican a partir de la variedad de rasgos morfológicos, fisiológicos y ecológicos, o de la variedad de historias biogeográficas. En los Alpes suizos, García-Navas y coautores (2020) encontraron que el abandono de los sistemas ganaderos no ha dado como resultado un aumento en la diversidad funcional de las aves en las dos últimas décadas, ya que la mayoría de las especies que colonizan los pastizales invadidos por bosques y matorrales son funcionalmente redundantes, mientras que los prados alpinos y subalpinos están habitados por especies que exhiben un alto grado de especialización y rasgos funcionales únicos. El resultado a escala regional fue una homogeneización biótica (es decir, un aumento de la similitud funcional) coincidiendo con los aumentos en la abundancia de especies generalistas funcionalmente redundantes. Un riesgo asociado a la renaturalización

también podría deberse a la introducción de especies exóticas invasoras, que en ciertos contextos compensa la pérdida de especies locales y mantiene la riqueza de especies ( $\alpha$ ) a pesar de las pérdidas de especies autóctonas (Vellend et al. 2013). Sin embargo, las áreas de montaña de la Cordillera Cantábrica están por el momento libres de esta amenaza (Jiménez-Alfaro et al. 2021), lo que no implica que deba existir un control sobre posibles vías de acceso a través de corredores antrópicos.

## Referencias

- Camarero, J. J., Gazol, A., Sánchez-Salguero, R., Fajardo, A., McIntire, E. J., Gutiérrez, E., et al. (2021). Global fading of the temperature–growth coupling at alpine and polar treelines. *Global Change Biology*, 27, 1879-1889.
- Cody, M. L. (Ed.) (1985). *Habitat selection in birds* (p. 558). New York, NY Academic Press.
- García-Navas, V., Sattler, T., Schmid, H., & Ozgul, A. (2020). Temporal homogenization of functional and beta diversity in bird communities of the Swiss Alps. *Diversity and Distributions*, 26, 900-911.
- García-Romero, A., Muñoz, J., Andrés, N., & Palacios, D. (2010). Relationship between climate change and vegetation distribution in the Mediterranean mountains: Manzanares Head valley, Sierra De Guadarrama (Central Spain). *Climatic Change*, 100, 645-666.
- Grau, H. R., Aráoz, E., Navarro, C. J., Nanni, A. S., Malizia, A., & Iles, A. (2020). Pathways of megaherbivore rewilding transitions: typologies from an Andean gradient. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 8.
- Jiménez-Alfaro, B., Girardello, M., Chytrý, M., Svenning, J. C., Willner, W., Gégout, J. C. et al. (2018). History and environment shape species pools and community diversity in European beech forests. *Nature Ecology & Evolution*, 2, 483-490.
- Jiménez-Alfaro, B., Carlón, L., Fernández-Pascual, E., Acedo, C., Alfaro-Saiz, E., Alonso Redondo R., Cires, E., del Egado, F., del Rio, S., Díaz-González, T., García-González, M.E., Lence, C., Llamas, F., Nava, H.S., Penas, A., Rodríguez-Gutián, M. & Vázquez, V. (2021). Checklist of the vascular plants of the Cantabrian Mountains. *Mediterranean Botany*, 42, e74570.
- Ladouceur, E., Bonomi, C., Bruelheide, H., Klimešová, J., Burrascano, S., Poschlod, P., Tudela-Isanta, M., Lannetta, P., Mondoni, A., Amiaud, B., Cerabolini, B.E.L., Cornelissen, H.C., Craine, J., Louault, C., Minden, V., Öllerer, K., Onipchenko, V., Soudzilovskaia, N.A. & Jiménez-Alfaro, B. (2019). The functional trait spectrum of European temperate grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 30, 777-788.
- Lelli, C., Nascimbene, J., Alberti, D., Agostini, N., Zoccola, A., Piovesan, G., & Chiarucci, A. (2021). Long-term changes in Italian mountain forests detected by resurvey of historical vegetation data. *Journal of Vegetation Science*, 32(1), e12939.
- Padullés Cubino, J., Lososová, Z., Bonari, G., Agrillo, E., Attorre, F., Bergmeier, E., et al. (2021). Phylogenetic structure of European forest vegetation. *Journal of Biogeography*, 48, 903-916.
- Seoane, J., Laiolo, P., & Obeso, J. R. (2017). Abundance leads to more species, particularly in complex habitats: a test of the increased population size hypotheses in bird communities. *Journal of Biogeography*, 44, 556-566.
- Speed, J. D., Austrheim, G., Kolstad, A. L., & Solberg, E. J. (2019). Long-term changes in northern large-herbivore communities reveal differential rewilding rates in space and time. *PLoS one*, 14, e0217166.
- Vellend, M., Baeten, L., Myers-Smith, I.H., Elmendorf, S.C., Beauséjour, R., Brown, C.D., De Frenne, P., Verheyen, K. & Wipf, S. (2013). Global meta-analysis reveals no net change in local-scale plant biodiversity over time. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, 19456-19459.
- Whittaker, R.H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213-251.

## 4. Distribución de carbono

**Daniel García<sup>1,2\*</sup> y Pedro Álvarez-Álvarez<sup>3</sup>**

1- Depto. de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo, C/Rodrigo Uría /n, E-33071 Oviedo, Spain

2- Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad, Universidad de Oviedo-CSIC-Principado de Asturias, c/ Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, E-33600 Mieres, Spain

3- Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, Escuela Politécnica de Mieres, Universidad de Oviedo, c/ Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, 33600 Mieres, España

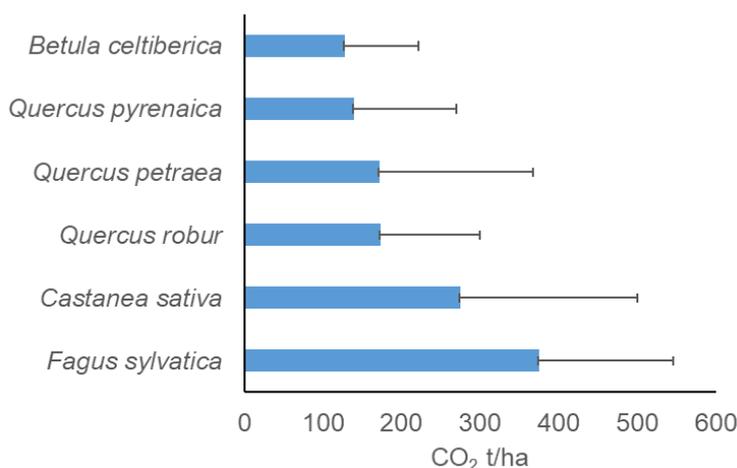
\* Autor de correspondencia: danielgarcia@uniovi.es

Los bosques maduros cantábricos almacenan carbono gracias a su capacidad de captación (actuando como *sumideros*) y de acumulación (*reservorios*) en forma de biomasa aérea y subterránea (Vayreda et al. 2012) y, especialmente, de materia orgánica del suelo (Doblas-Miranda et al. 2013). El ambiente atlántico y la biología de sus especies arbóreas hacen que las montañas cantábricas sean entornos especialmente adecuados para el secuestro de carbono. Así, lluvia abundante y temperaturas moderadas-bajas favorecen el crecimiento arbóreo a la vez que ralentizan la descomposición de la materia orgánica, promoviendo la acumulación de carbono en, respectivamente, biomasa y suelo (Calvo de Anta 2020). Por otra parte, los bosques cantábricos están compuestos por árboles caducifolios, cuyos rasgos posibilitan la acumulación de carbono a largo plazo en dosel, tronco y raíces, así como el aporte de grandes cantidades de mantillo duradero al suelo (Castaño-Santamaria et al. 2013). En consecuencia, los bosques cantábricos están entre los ecosistemas con mayor capacidad de secuestro de carbono de toda la península ibérica (Doblas-Miranda et al. 2013; Calvo de Anta 2020).

No todos los árboles cantábricos son iguales a la hora de almacenar carbono (Figura 4.1; Castaño-Santamaria et al. 2013). Hayas (*Fagus sylvatica*) y castaños (*Castanea sativa*) son capaces de absorber más toneladas de CO<sub>2</sub> por unidad de superficie de terreno que robles (*Quercus* spp.) y, especialmente, abedules (*Betula celtiberica*). En consecuencia, la composición y la diversidad de especies de los bosques influye en los niveles de secuestro de carbono. Concretamente, bosques más complejos estructuralmente (porque, por ejemplo, contienen árboles en edades diferentes) y con mayor riqueza de frondosas son capaces de acumular mayores cantidades de carbono en forma de biomasa (Vayreda et al. 2012). Además, bosques más ricos en especies también conllevan suelos con mayor acumulación de carbono, debido a la inclusión de especies con tasas lentas de descomposición, como por ejemplo el haya (Schleuß et al. 2014).

El potencial de captación y acumulación de carbono de los bosques caducifolios cantábricos no se alcanza mediante otros tipos de vegetación seminatural. Los bosques superan a matorrales y, especialmente, a pastizales en biomasa por unidad de superficie. Es

más, los bosques acumulan más carbono en el suelo que los matorrales y los pastizales, especialmente en las capas profundas y sobre suelos ácidos (Calvo de Anta 2015; Calvo de Anta 2020). La superioridad de los bosques naturales prevalece frente a otras formas de uso del suelo, como los cultivos agrícolas (Calvo de Anta 2015) y forestales (Waring et al. 2020). En el caso de los cultivos forestales, tener árboles en una situación de alta densidad no implica necesariamente conseguir la complejidad biológica y estructural para secuestrar carbono como un bosque maduro. Esto es debido, en parte, a los efectos de las plantaciones sobre las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo. Por ejemplo, el aumento de temperatura y de enzimas extracelulares asociable a las plantaciones forestales puede incrementar la actividad de los hongos descomponedores de materia orgánica, reduciendo la persistencia de carbono en el suelo (Treseder 2004; Pagano y Dhar 2014). Así, los monocultivos de pinos y eucaliptos proporcionan niveles de secuestro de carbono inferiores a los de los bosques caducifolios naturales (Rodríguez-Loiñaz et al. 2013). La desaparición de los bosques cantábricos y su sustitución por pastizales o plantaciones forestales suponen, por tanto, una pérdida de sumideros y reservorios de carbono a largo plazo.



**Figura 4.1.** Representación de valores promedio (+ desviación estándar) de cantidad de CO<sub>2</sub> secuestrado por unidad de superficie para distintas especies arbóreas de la Cordillera Cantábrica. Elaboración basada en Castaño-Santamaría et al. (2013).

La correspondencia entre bosques cantábricos y carbono también se expresa en el proceso de regeneración natural. Así, el desarrollo de bosques desde sistemas agrícolas y de matorral supone un fuerte incremento de los reservorios de carbono en forma de biomasa (Vilà-Cabrera et al. 2017). La expansión de bosques adherados también conlleva un incremento del carbono orgánico del suelo. Incluso el mero establecimiento de árboles aislados en los pastizales incrementa el carbono edáfico bajo el dosel arbóreo (Holwett et al. 2011). La renaturalización de la Cordillera Cantábrica, entendida como la regeneración natural del bosque caducifolio (bien sobre grandes extensiones o incluso como arbolado disperso en sistemas silvopastoriles), supone, por tanto, un proceso de recuperación de los sumideros y reservorios de carbono a escala regional.

El papel de los bosques cantábricos en la entrada y acumulación de carbono repercute en los ecosistemas acuáticos, como ríos y arroyos, que contactan con dichos bosques. La

hojarasca, el mantillo y, especialmente, la materia orgánica disuelta lavados por la escorrentía, son la principal fuente de materia orgánica en los ecosistemas fluviales. Los ríos que discurren por cuencas emboscadas reciben mayores cantidades de materia orgánica alóctona, muy rica en carbono de origen vegetal, que los de cuencas deforestadas (Estévez et al. 2019). Esto repercute finalmente en la cantidad de biomasa acumulada por los organismos y en la propia estructura de las cadenas tróficas fluviales (Estévez et al. 2019).

### Retos de conocimiento

- ¿Qué combinaciones de especies y estructuras del bosque optimizan la acumulación de carbono en la biomasa y los suelos forestales?
- ¿Cuál es el papel relativo de las interacciones entre árboles, plantas y organismos del suelo en el ciclo del carbono en los bosques autóctonos y complejos de la Cordillera Cantábrica?
- ¿Qué combinaciones de bosque, matorral y pastizal optimizan el balance entre secuestro de carbono y otros servicios ecosistémicos?
- ¿Son efectivas las actuales estrategias de secuestro de carbono que enfatizan el papel de los cultivos forestales monoespecíficos?

### Referencias

- Calvo de Anta, R. C., Luís, E., Febrero-Bande, M., Galiñanes, J., Macías, F., Ortíz, R., & Casás, F. (2020). Soil organic carbon in peninsular Spain: Influence of environmental factors and spatial distribution. *Geoderma*, 370, 114365.
- Calvo de Anta, R., Luís Calvo, E., Casás Sabarís, F., Galiñanes Costa, J. M., Matilla Mosquera, N., Macías Vázquez, F., ... & Vázquez García, N. (2015). Soil organic carbon in northern Spain (Galicia, Asturias, Cantabria and País Vasco). *Spanish Journal of Soil Science*, 5(1), 41-53.
- Castaña-Santamaría, J., Barrio-Anta, M., & Álvarez-Álvarez, P. (2013). Potential above ground biomass production and total tree carbon sequestration in the major forest species in NW Spain. *International Forestry Review*, 15(3), 273–289.
- Doblas-Miranda, E., Rovira, P., Brotons, L., Martínez-Vilalta, J., Retana, J., Pla, M., & Vayreda, J. (2013). Soil carbon stocks and their variability across the forests, shrublands and grasslands of peninsular Spain. *Biogeosciences*, 10(12), 8353-8361.
- Estévez, E., Álvarez-Martínez, J. M., Álvarez-Cabria, M., Robinson, C. T., Battin, T. J., & Barquín, J. (2019). Catchment land cover influences macroinvertebrate food-web structure and energy flow pathways in mountain streams. *Freshwater Biology*, 64(9), 1557-1571.
- Pagano, M. C and Dhar, P. P (2014). Mycorrhizas Associated with Forests under Climate Change in: Lac, S. and Mchenry, M.P (Ed.). *Climate Cahnges and Forest Ecosystems*. Nova Science Publishers, Inc. New York. Pages: 119-135.
- Rodríguez-Loinaz, G., Amezaga, I., & Onaindia, M. (2013). Use of native species to improve carbon sequestration and contribute towards solving the environmental problems of the timberlands in Biscay, northern Spain. *Journal of Environmental Management*, 120, 18-26.
- Schleuß, P. M., Heitkamp, F., Leuschner, C., Fender, A. C., & Jungkunst, H. F. (2014). Higher subsoil carbon storage in species-rich than species-poor temperate forests. *Environmental Research Letters*, 9(1), 014007.
- Treseder, K.K. (2004). A meta-analysis of mycorrhizal responses to nitrogen, phosphorus, and atmospheric CO<sub>2</sub> in field studies. *New Phytologist*, 164, 347-355.
- Vayreda, J., Gracia, M., Canadell, J. G., & Retana, J. (2012). Spatial patterns and predictors of forest carbon stocks in Western Mediterranean. *Ecosystems*, 15(8), 1258-1270.

- Vilà-Cabrera, A., Espelta, J. M., Vayreda, J., & Pino, J. (2017). "New Forests" from the twentieth century are a relevant contribution for C storage in the Iberian Peninsula. *Ecosystems*, 20(1), 130-143.
- Waring, B., Neumann, M., Prentice, I.C., Adams, M., Smith, P. and Siegert M. (2020). Forests and Decarbonization – Roles of Natural and Planted Forests. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3:58.

## 5. Servicios de los ecosistemas

**José Valentín Roces-Díaz<sup>1,2\*</sup> y Pedro Álvarez-Álvarez<sup>3</sup>**

1- Grupo de investigación SmartForest, Depto. de Biología de Organismos y Sistemas, Escuela Politécnica de Mieres, Universidad de Oviedo, c/ Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, E-33600 Mieres, España

2- Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad, Universidad de Oviedo-CSIC-Principado de Asturias, c/ Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, E-33600 Mieres, España

3- Depto. de Biología de Organismos y Sistemas, Escuela Politécnica de Mieres, Universidad de Oviedo, c/ Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, E-33600 Mieres, España

\*Autor de correspondencia: roces.jose@uniovi.es

La naturaleza contribuye de forma clave en la existencia y el bienestar humanos, y la mayor parte de sus contribuciones son - parcialmente o totalmente - irremplazables (IPBES 2019). Los servicios ecosistémicos son definidos como los beneficios que la sociedad obtiene, directa o indirectamente, del funcionamiento de la naturaleza. Por lo tanto, cuando la naturaleza (en nuestro caso, las poblaciones de diferentes organismos, los ecosistemas y los paisajes de la Cordillera Cantábrica) cambia o se ve alterada, los beneficios que obtenemos de la misma, también experimentan variaciones.

El uso histórico del territorio de la Cordillera Cantábrica ha moldeado profundamente sus paisajes. Tradicionalmente, se han favorecido, en detrimento de los bosques, formas de vegetación predominantemente herbácea o de matorral bajo que, bajo un uso agroganadero de tipo extensivo, han proporcionado durante siglos servicios clave como la provisión de alimentos ligados a la agricultura y a la ganadería. Los bosques de este área, seriamente afectados por procesos de fragmentación (García et al. 2005) pueden asociarse históricamente a servicios de provisión de materiales (madera), energía (leña) o alimento (setas, frutos, especies cinegéticas, etc.), así como a servicios de regulación (protección frente a la erosión, captación y secuestro de carbono, etc.). Además, los bosques y otros ecosistemas cantábricos no directamente asociados al uso agroganadero (p.ej. turberas), han proporcionado hábitat a numerosas especies, albergando una elevada biodiversidad, y suministrado a su vez, múltiples servicios de tipo cultural, como aquellos asociados al conocimiento tradicional o al valor simbólico de la naturaleza. .

La Cordillera Cantábrica muestra durante las últimas décadas un aumento en la superficie ocupada por formaciones leñosas (ya sean arboladas o cubiertas de matorral), derivado de un proceso de renaturalización pasiva, y una disminución de áreas abiertas (p.ej. pastizales, prados, etc.) por abandono de usos agrícolas y ganaderos (Morán-Ordoñez et al. 2011; García-Llamas et al. 2019). Las dinámicas de abandono y cambio no son homogéneas, y existen diferencias entre zonas o entre tipos de ganadería (Blanco-Fontao et al. 2011; Morán-Ordoñez et al. 2013). En cualquier caso, es esperable un cambio en la provisión de servicios ecosistémicos paralelo a estas dinámicas de la vegetación y del paisaje. Así, en términos de

provisión de alimentos, podemos esperar una reducción en la producción ganadera que puede compensarse, aunque sólo parcialmente, con la caza y la recolección de alimentos silvestres (García-Llamas et al. 2019). Dado el aumento esperable tanto en superficie como en biomasa por hectárea de los bosques (Astigarraga et al. 2020), la provisión de materiales (madera) o de energía (leña) también podría verse favorecida. Se espera a su vez que aumente el servicio de regulación climática a través del secuestro y almacenamiento de carbono, donde los bosques autóctonos en expansión juegan un papel clave (ver Apartado 4 “Distribución de carbono”). El servicio de captación de carbono puede, no obstante, verse afectado debido a mayores niveles de mortalidad del arbolado y menores tasas de reclutamiento ligados al cambio climático, especialmente en la vertiente sur de la Cordillera (Roces-Díaz et al. 2021; Astigarraga et al. 2020).

La presencia de bosques maduros sobre una mayor fracción del territorio afectará positivamente a otros servicios de regulación y de mantenimiento del hábitat. Por ejemplo, con mayores niveles de cobertura vegetal en el suelo, se pueden incrementar la capacidad de regulación de la erosión y el almacenamiento y la calidad del agua. En general, mayores niveles de madurez forestal conllevan mayores cantidades de biomasa (Molina-Varelo et al. 2021), mayores niveles de agua captada por la vegetación, y en consecuencia, menores volúmenes de agua de escorrentía (véase Apartado 12 “Procesos geomorfológicos e hídricos”; Roces-Díaz et al. 2021). Este efecto, escalado al paisaje, es especialmente importante a la hora de regular los efectos negativos de eventos extremos como riadas y grandes nevadas, que implican incrementos notorios de riesgo para la seguridad, o daños en infraestructuras por deslizamientos de terreno y aludes (García-Hernández et al. 2017). De forma equivalente, la expansión de la cobertura de bosques estaría reduciendo los niveles de fragmentación a escala paisajística (Palmero-Iniesta et al. 2020), y potencialmente amortiguando la expansión de zoonosis como, por ejemplo, la enfermedad de Lyme (véase Apartado 9 “Regulación trófica por predadores apicales terrestres”), mejorándose, por tanto, los servicios sanitarios de los ecosistemas. Además, una mayor cobertura de bosques maduros, diversos y estructuralmente complejos afectarán de forma positiva a los niveles de multifuncionalidad de estos paisajes, especialmente en comparación a repoblaciones forestales de tipo monoespecífico (Messier et al. 2022) -como las existentes habitualmente en estos territorios- cuyos beneficios se centran fundamentalmente en la acumulación de carbono o en la provisión de madera (Pérez-Silos et al. 2021).

Aunque los efectos ambientales de la renaturalización pasiva en la Cordillera Cantábrica son en parte predecibles, las consecuencias socio-ecológicas generales, fuertemente condicionadas por los servicios de tipo cultural, parecen a priori más difíciles de estimar (Morán-Ordóñez et al. 2013). Si bien los cambios socio-económicos actuales y la renaturalización de las últimas décadas estarían provocando un aumento en la provisión de servicios recreativos y turísticos, estos procesos podrían tener un efecto negativo sobre servicios ligados al conocimiento tradicional y al valor estético y espiritual de los paisajes

culturales agroganaderos, dominados por estructuras de vegetación abierta y poco arbolada (García-Llamas et al. 2019).

Finalmente, cabe indicar que el estado de los ecosistemas de la Cordillera Cantábrica puede verse afectado por las variaciones en los regímenes de perturbaciones (como los incendios, plagas y enfermedades, etc.) asociadas al Cambio Global. Por ello, su capacidad de proporcionar servicios dependerá, en buena medida, de la resiliencia de estos ecosistemas ante estas u otras perturbaciones.

### Retos de conocimiento

- ¿Cuál será el papel de los bosques cantábricos renaturalizados en el balance total futuro de los diferentes servicios ecosistémicos?
- ¿Serán capaces las culturas tradicionales cantábricas de compensar la pérdida de valores asociados a los paisajes agroganaderos con la valorización de otros servicios de los bosques, esenciales para la sociedad global, como son la regulación climática e hidrológica?
- ¿Cómo afectarán las perturbaciones (y eventos extremos) ligadas al cambio global al suministro de los distintos servicios?

### Referencias

- Astigarraga, J., Andivia, E., Zavala, M. A., Gazol, A., Cruz-Alonso, V., Vicente-Serrano, S. M., & Ruiz-Benito, P. (2020). Evidence of non-stationary relationships between climate and forest responses: Increased sensitivity to climate change in Iberian forests. *Global Change Biology*, 26(9), 5063-5076.
- Blanco-Fontao, B., Quevedo, M., & Obeso, J. R. (2011). Abandonment of traditional uses in mountain areas: typological thinking versus hard data in the Cantabrian Mountains (NW Spain). *Biodiversity and conservation*, 20(5), 1133-1140.
- García, D., Quevedo, M., Obeso, J. R., & Abajo, A. (2005). Fragmentation patterns and protection of montane forest in the Cantabrian range (NW Spain). *Forest Ecology and Management*, 208(1-3), 29-43.
- García-Hernández, C., Ruiz-Fernández, J., Sánchez-Posada, C., Pereira, S., Oliva, M., & Vieira, G. (2017). Reforestation and land use change as drivers for a decrease of avalanche damage in mid-latitude mountains (NW Spain). *Global and Planetary Change*, 153, 35-50.
- García-Llamas, P., Geijzendorffer, I. R., García-Nieto, A. P., Calvo, L., Suárez-Seoane, S., & Cramer, W. (2019). Impact of land cover change on ecosystem service supply in mountain systems: a case study in the Cantabrian Mountains (NW of Spain). *Regional Environmental Change*, 19(2), 529-542.
- IPBES (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.
- Messier, C., Bauhus, J., Sousa-Silva, R., Auge, H., Baeten, L., Barsoum, N., ... & Zemp, D. C. (2022). For the sake of resilience and multifunctionality, let's diversify planted forests!. *Conservation Letters*, 15(1), e12829.
- Molina-Valero, J. A., Camarero, J. J., Alvarez-Gonzalez, J. G., Cerioni, M., Hevia, A., Sanchez-Salguero, R., ... & Perez-Cruzado, C. (2021). Mature forests hold maximum live biomass stocks. *Forest Ecology and Management*, 480, 118635.
- Morán-Ordóñez, A., Suárez-Seoane, S., Calvo, L., & De Luis, E. (2011). Using predictive models as a spatially explicit support tool for managing cultural landscapes. *Applied Geography*, 31(2), 839-848.

- Morán-Ordóñez, A., Bugter, R., Suárez-Seoane, S., de Luis, E., & Calvo, L. (2013). Temporal changes in socio-ecological systems and their impact on ecosystem services at different governance scales: a case study of heathlands. *Ecosystems*, 16(5), 765-782.
- Palmero-Iniesta, M., Espelta, J. M., Gordillo, J., & Pino, J. (2020). Changes in forest landscape patterns resulting from recent afforestation in Europe (1990–2012): Defragmentation of pre-existing forest versus new patch proliferation. *Annals of Forest Science*, 77(2), 1-15.
- Pérez-Silos, I., Álvarez-Martínez, J. M., & Barquín, J. (2021). Large-scale afforestation for ecosystem service provisioning: learning from the past to improve the future. *Landscape Ecology*, 36(11), 3329-3343.
- Roces-Díaz, J. V., Vayreda, J., De Cáceres, M., García-Valdés, R., Banque-Casanovas, M., Morán-Ordóñez, A., ... & Martínez-Vilalta, J. (2021). Temporal changes in mediterranean forest ecosystem services are driven by stand development, rather than by climate-related disturbances. *Forest Ecology and Management*, 480, 118623.

## **Procesos de renaturalización pasiva en la Cordillera Cantábrica**

## 6. Sucesión ecológica

**Daniel García**

Depto. de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo, C/Rodrigo Uría /n, E-33071 Oviedo, España

Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad, Universidad de Oviedo-CSIC-Principado de Asturias, c/ Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, E-33600 Mieres, España

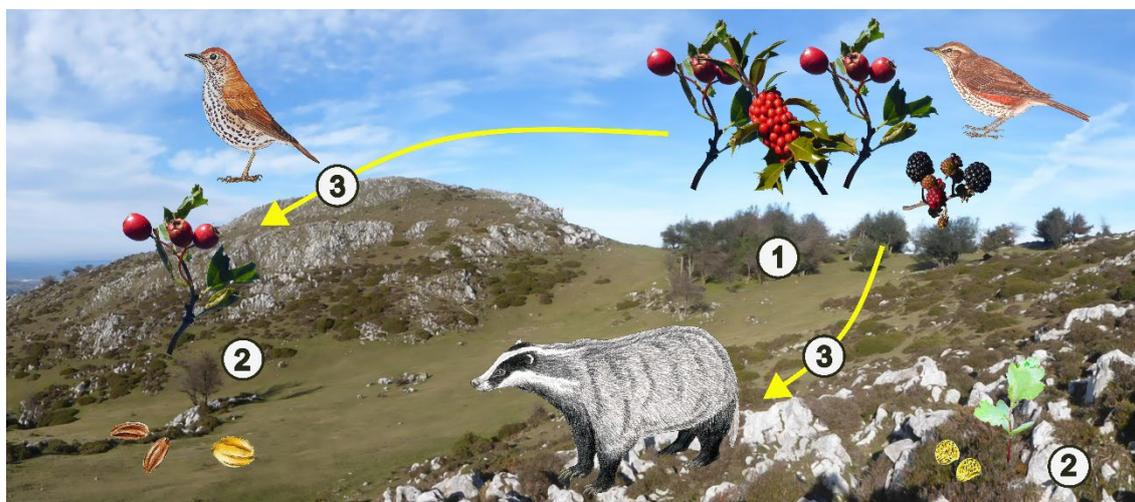
danielgarcia@uniovi.es

La renaturalización de los bosques montanos cantábricos se basa en la recolonización de los hábitats antrópicos abiertos (pastizales con matorral y roca) por especies arbustivas y arbóreas. Este proceso de sucesión ecológica tiene, como primer motor, a la dispersión de semillas de árboles por animales. Numerosos arbustos y árboles cantábricos de fruto carnoso (zarzamora *Rubus fruticosus*, rosales *Rosa* sp., sauco *Sambucus nigra*, acebo *Ilex aquifolium*, espino albar *Crataegus monogyna*, serbales *Sorbus* sp. y tejo *Taxus baccata*) dispersan sus semillas gracias a animales vertebrados (aves y mamíferos), que comen los frutos y regurgitan o defecan las semillas intactas (García et al. 2018; Rumeu et al. 2020). Otros árboles de fruto seco (avellano *Corylus avellana*, haya *Fagus sylvatica* y robles *Quercus* sp.) conseguirían desplazar las semillas gracias a pequeños mamíferos (ratones *Apodemus* sp., ardilla *Sciurus vulgaris*) y aves (arrendajo *Garrulus glandarius*) de hábito acumulador (Martínez y González-Taboada 2009).

Al movilizar las semillas los animales dispersores establecen la plantilla inicial de regeneración del bosque en el paisaje. Esto es así porque la probabilidad de encontrar plántulas de árboles en un determinado punto del paisaje depende más que del hecho de que hayan llegado o no semillas que de la suerte de las semillas (por ser depredadas o poder germinar) una vez llegadas (García et al. 2005; Martínez & García 2017). La intensidad de la dispersión y su amplitud en el espacio dependen de la diversidad de dispersores animales: cuando intervienen más especies diferentes de aves y mamíferos se depositan más semillas sobre mayores extensiones, incluyendo las áreas sin bosque (García et al. 2010; García y Martínez 2012; García et al. 2018). Los efectos positivos de la diversidad se deben a la complementariedad entre las especies de dispersores, bien porque movilizan semillas de especies diferentes o bien porque las depositan en distintos puntos del paisaje (García y Martínez 2012; García et al. 2018; Rumeu et al. 2020). En concreto, petirrojos (*Erithacus rubecula*) y currucas (*Sylvia* sp.) dispersan sobre todo árboles de fruto pequeño, como el sauco, zorzales y mirlos (*Turdus* sp.) dispersan árboles de fruto mediano como acebo, serbal y tejo, y zorros (*Vulpes vulpes*) y tejones (*Meles meles*) dispersan sobre todo arbustos como la zarzamora o la rosa (Rumeu et al. 2020). Las aves depositan la mayoría de las semillas bajo los árboles, mientras que los mamíferos las llevan a ambientes abiertos como los pastizales (Rumeu et al. 2020).

La estructura del paisaje influye en el papel de los animales dispersores. La mayor parte de la dispersión se concentra bajo el dosel del bosque, especialmente el que contiene frutos carnosos, ya que es donde las aves pasan más tiempo (García et al. 2010). Pocas semillas son depositadas fuera del bosque, y siempre muy cerca de su borde (Martínez et al. 2015). Por tanto, la pérdida y la fragmentación del propio bosque restringen su expansión (Herrera y García 2010). No obstante, los árboles aislados en los pastizales amortiguan esta restricción, sobre todo cuando son de fruto carnoso, ya que atraen a las aves desde los rodales de bosque y actúan como focos de nucleación de semilla y plántulas (Herrera y García 2009; García et al. 2013). Un segundo motor de la expansión del bosque es la facilitación entre matorrales y árboles: los matorrales actúan como plantas nodrizas dentro de las cuales crecen los árboles. La supervivencia de las plántulas de los árboles fuera del bosque suele ser muy baja, debido al pisoteo y ramoneo de los ungulados. No obstante, las plántulas que se establecen bajo el dosel de brezos, tojos y zarzamoras, sobreviven a largo plazo al estar protegidas frente a los grandes herbívoros (Martínez y García 2017). El papel de los matorrales como dinamizadores de la sucesión ecológica implica que el proceso de renaturalización es compatible con el mantenimiento de cargas ganaderas moderadas.

En resumen, la renaturalización pasiva de los bosques cantábricos es posible gracias a su *memoria ecológica*, que depende de la interrelación entre tres elementos funcionales (Fig. 6.1; García et al. 2013, Martínez y García 2017): 1) los bosques remanentes en el paisaje fragmentado, que actúan como *fuentes* de semillas de árboles; 2) los árboles aislados y los matorrales facilitadores en los pastizales, que actúan como *legados biológicos* al mantener atributos que aseguran el establecimiento de los árboles; y 3) los animales dispersores, que operan como *vínculos móviles*, permitiendo el desplazamiento de las semillas desde las áreas fuente a los puntos de anclaje del establecimiento en los hábitats deforestados.



**Figura 6.1.** Sistema de memoria ecológica del bosque cantábrico, describiendo los organismos que operan como (1) áreas fuente, (2) legados biológicos y (3) vínculos móviles (dibujos © Daniel García y Víctor González; fotos © Daniel García).

## Retos de conocimiento

- ¿Cómo escalan las dinámicas espaciales de regeneración del bosque desde el ámbito local al paisaje regional?
- ¿Cómo afectan los cambios previsibles en abundancia de animales dispersores, por cambio climático o caza, en la renaturalización?
- ¿Cuáles son las cargas ganaderas compatibles con la renaturalización basada en la sucesión ecológica?
- ¿Cuál es la eficacia de la plantación de árboles aislados, pequeños islotes forestales y matorrales para fomentar la restauración pasiva del bosque en áreas de especial interés?

## Referencias

- García, D., & Martínez, D. (2012). Species richness matters for the quality of ecosystem services: a test using seed dispersal by frugivorous birds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1740), 3106-3113.
- García, D., Donoso, I., & Rodríguez-Pérez, J. (2018). Frugivore biodiversity and complementarity in interaction networks enhance landscape-scale seed dispersal function. *Functional ecology*, 32(12), 2742-2752.
- García, D., Martínez, D., Herrera, J. M., & Morales, J. M. (2013). Functional heterogeneity in a plant–frugivore assemblage enhances seed dispersal resilience to habitat loss. *Ecography*, 36(2), 197-208.
- García, D., Obeso, J. R., & Martínez, I. (2005). Rodent seed predation promotes differential recruitment among bird-dispersed trees in temperate secondary forests. *Oecologia*, 144(3), 435-446.
- García, D., Zamora, R., & Amico, G. C. (2010). Birds as suppliers of seed dispersal in temperate ecosystems: conservation guidelines from real-world landscapes. *Conservation biology*, 24(4), 1070-1079.
- Herrera, J. M., & García, D. (2009). The role of remnant trees in seed dispersal through the matrix: being alone is not always so sad. *Biological Conservation*, 142(1), 149-158.
- Herrera, J. M., & García, D. (2010). Effects of forest fragmentation on seed dispersal and seedling establishment in ornithochorous trees. *Conservation biology*, 24(4), 1089-1098.
- Martínez, D., & García, D. (2015). Changes in the fruiting landscape relax restrictions on endozoochorous tree dispersal into deforested lands. *Applied Vegetation Science*, 18(2), 197-208.
- Martínez, D., & García, D. (2017). Role of avian seed dispersers in tree recruitment in woodland pastures. *Ecosystems*, 20(3), 616-629.
- Martínez, I., & González-Taboada, F. (2009). Seed dispersal patterns in a temperate forest during a mast event: performance of alternative dispersal kernels. *Oecologia*, 159(2), 389-400.
- Rumeu, B., Donoso, I., Rodríguez-Pérez, J., & García, D. (2020). Frugivore species maintain their structural role in the trophic and spatial networks of seed dispersal interactions. *Journal of Animal Ecology*, 89(9), 2168-2180.

## 7. Dinámicas de población en ecosistemas terrestres

Juan Carlos Illera<sup>1,2\*</sup> y Paola Laiolo<sup>1</sup>

1- Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad, Universidad de Oviedo-CSIC-Principado de Asturias, C/ Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, 33600 Mieres, España

2- Depto. de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo, C/Rodrigo Uría /n, 33071 Oviedo, España

\*Autor de correspondencia: illerajuan@uniovi.es

El mantenimiento de las poblaciones de las especies en los ecosistemas terrestres depende de cómo éstas hacen frente a los cambios en la cantidad de sus hábitats, en la prevalencia de sus condiciones favorables y en sus interacciones ecológicas, a lo largo el tiempo y a través el espacio (Menéndez et al. 2008; Laiolo et al. 2017). En términos espaciales, la disponibilidad y el grado de fragmentación de los hábitats a escala de paisaje determina la persistencia local y regional de las especies a través de la dinámica de metapoblaciones (Menéndez y Thomas, 2000). Según esta, una especie puede persistir en una región con sus hábitats fragmentados si sus individuos pueden dispersarse entre los hábitats remanentes, generando un efecto de rescate en aquellos remanentes donde, eventualmente, se produzcan extinciones locales temporales (Thomas y Jones, 1993). En cualquier caso, parecen existir ciertos umbrales de disponibilidad de hábitat por debajo de los cuales se incrementa de forma exponencial el aislamiento entre los hábitats remanentes (Andrén 1994), dificultando de forma desproporcionada la viabilidad de las metapoblaciones de muchas especies (Menéndez et al. 2002).

En este contexto de disponibilidad y fragmentación de los hábitats en el paisaje, podemos interpretar el proceso de renaturalización de la Cordillera Cantábrica como un condicionante de la persistencia local y regional de las poblaciones de las especies. En principio, sabemos que la deforestación histórica de la Cordillera Cantábrica, con bosques muy fragmentados cubriendo menos del 25% de su área potencial (García et al. 2005), es un escenario que sigue provocando el declive de especies especialistas de hábitats boscosos como, por ejemplo, el urogallo (*Tetrao urogallus*, Quevedo et al. 2006; Rodríguez-Muñoz, 2016) y el pico mediano (*Leipicus medius*, Domínguez y Ciudad, 2017). No obstante, el incremento en la extensión bosques y matorrales que se viene produciendo en las últimas décadas, a costa de hábitats antrópicos abiertos como los pastizales, ha de suponer un cambio en la composición de las especies en la región. Grosso modo, las especies forestales, perjudicadas antaño por la deforestación, serán hoy las beneficiarias de este cambio en el paisaje, mientras que aquellas especies típicamente asociadas a ecosistemas abiertos, originados por el uso agropecuario del territorio, serían las perjudicadas (e.g. Regos et al. 2016). La cuestión clave es, por tanto, saber si las especies de hábitats abiertos de la Cordillera Cantábrica están condenadas a desaparecer en un escenario

de expansión de los bosques o si, por el contrario, serán capaces de mantener sus metapoblaciones aún con sus hábitats reducidos y fragmentados.

Para tratar de responder a esta pregunta podemos recurrir a datos sobre seguimiento de poblaciones a largo plazo, sólo disponibles en algunos organismos como las aves (p.ej. a través de programas como Sacre, de la Sociedad Española de Ornitología/BirdLife). Así, hoy en día conocemos las tendencias poblacionales de muchas aves ibéricas, algunas de ellas restringidas al norte de la Península Ibérica y, por tanto, representativas de la Cordillera Cantábrica, como, por ejemplo, el alcaudón dorsirrojo (*Lanius collurio*; Escandell y Escudero, 2020). Esta especie ocupa hábitats abiertos como tierras de cultivo y pastos ricos en setos o arbustos dispersos, que suelen estar rodeados por bosques o campos cerealistas extensivos (Tellería et al. 2008). En los últimos 20 años, la especie muestra un declive significativo (Escandell y Escudero, 2020), sufriendo, en algunas áreas, la pérdida de hasta el 95% de las parejas reproductoras (p.ej. en el País Vasco, Tellería, 2018a). Sin embargo, resulta difícil identificar con claridad las causas de este declive. Así, por ejemplo, la pérdida de hábitats abiertos, bien por la expansión de los bosques o por la urbanización, solo explicaría una parte de un declive poblacional que parece responder más a un conjunto de factores sinérgicos, donde también se incluyen el calentamiento global, el efecto península, y otros factores específicos que actúan durante la invernada en África (Regos et al., 2016; Tellería, 2018b). En cualquier caso, el seguimiento a largo plazo de aves también muestra que, por el contrario, muchas de especies típicamente forestales como los páridos, picos (excepto el pico mediano) y currucas han incrementado sus contingentes poblacionales en los últimos 20 años (Regos et al., 2016; Escandell y Escudero, 2020).

En un ambiente cantábrico renaturalizado y dominado nuevamente por bosques, el potencial de las especies de hábitats abiertos para mantener poblaciones viables dependerá en gran medida de la capacidad dispersiva de las especies, y/o de la superficie de hábitat adecuado que pueda quedar disponible. Ambos aspectos pueden variar enormemente dependiendo del taxón y del tipo e intensidad de uso previo en las zonas abiertas. Por ejemplo, existen especies típicas de los ecotonos entre bosques y pastizales, como la margarita *Aster pyrenaicus*, para las que la renaturalización no supone un escenario de declive, siempre que se mantenga cierta heterogeneidad entre bosques y pastizales (Jiménez-Alfaro y Iriondo, 2014). En el caso de la expansión de bosques y matorrales hacia zonas alpinas y subalpinas de mayor altitud, se podría reducir el hábitat disponible para diversas plantas y artrópodos de alta montaña (Taboada et al. 2011, Koch et al. 2015). En este sentido, nuevamente, las evidencias empíricas muestran respuestas variables dependiendo de los taxones estudiados. Por ejemplo, Koch y coautores (2015) encontraron en los Alpes suizos que saltamontes y mariposas, dos de los grupos de insectos más característicos y abundantes de los pastizales de alta montaña, mantenían especies cuyas poblaciones aumentaban, y otras que disminuían, con el incremento de la cobertura arbustiva. Esto sugiere que gran parte de las especies de hábitats altimontanos podrían mantener poblaciones viables, siempre que el paisaje muestre la suficiente conectividad y heterogeneidad de hábitats como para mantener metapoblaciones funcionales de estas

especies. Es más, en algunas especies, es necesario ampliar la escala espacial de observación para valorar de forma correcta las metapoblaciones, ya que el efecto rescate puede producirse a partir de poblaciones incluso fuera de la región de estudio. Así, por ejemplo, recientemente se ha confirmado la presencia de individuos de gorrion alpino invernantes en la Cordillera Cantábrica procedentes de poblaciones reproductoras centroeuropeas (Resano-Mayor et al. 2020).

En resumen, la identificación de especies beneficiadas y perjudicadas por el proceso de renaturalización en la Cordillera Cantábrica requiere de datos de seguimiento regular de poblaciones en gradientes amplios (latitudinales, longitudinales y altitudinales), y sobre series largas de años, que a día de hoy no están disponibles (pero ver Regos et al., 2016). Además, debería considerarse que las respuestas pueden variar entre taxones, incluso entre especies filogenéticamente relacionadas. Los casos valorados en este apartado ponen de manifiesto la dificultad de evaluar globalmente los efectos de la renaturalización, y demuestran que incluso los taxones que podrían clasificarse genéricamente como “perdedores” pueden tener, en realidad, un amplio abanico de respuestas frente a la pérdida de hábitat abierto. En definitiva, aunque la expansión geográfica y altitudinal de bosques y matorrales en la Cordillera Cantábrica es altamente previsible, no lo son así sus efectos sobre la viabilidad de las poblaciones de aquellos organismos que habitan en los medios abiertos, dominantes bajo el uso agroganadero tradicional.

## Referencias

- Domínguez, J. & Ciudad, C. (2017). Pico Mediano – *Dendrocopos medius*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Madrid. Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Escandell, V. & Escudero, E. (2020). Sacre. tendencia de las aves en primavera. En: *Sacre 25 años de seguimiento de aves comunes en primavera* (ed.: SEO/BirdLife). pp. 4-13. SEOBirdlife.
- García, D., Quevedo, M., Obeso, J.R., & Abajo, A. (2005). Fragmentation patterns and protection of montane forest in the Cantabrian range (NW Spain). *Forest Ecology and Management*, 208(1-3), 29-43
- Jiménez-Alfaro, B. & Iriondo, JM. (2014). Population dynamics of *Aster pyrenaeus* Desf., a threatened species of temperate forest edges: A view of meso- and micro-scales. *Plant Biosystems*, 148, 645-654.
- Koch, B., Edwards, P.J., Blanckenhorn, W.U., Walter, T., & Hofer, G. (2015). Shrub encroachment affects the diversity of plants, butterflies, and grasshoppers on two Swiss subalpine pastures. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 47, 345-357.
- Laiolo, P., Seoane, J., Obeso, J.R., & Illera, J.C. (2017). Ecological divergence among young lineages favours sympatry, but convergence among old ones allows coexistence in syntopy. *Global Ecology and Biogeography*, 26, 601-608.
- Menéndez, R., González-Megías, A., Lewis, O.T., Shaw, M.R., & Thomas, C.D. (2008). Escape from natural enemies during climate-driven range expansion: a case study. *Ecological Entomology*, 33, 413-421.
- Menéndez, R., Gutiérrez, D., & Thomas, C.D. (2002). Migration and Allee effects in the six-spot burnet moth *Zygaena filipendulae*. *Ecological Entomology*, 27, 317-325.
- Menéndez, R. & Thomas, C.D. (2000). Metapopulation structure depends on spatial scale in the host-specific moth *Wheeleria spilodactylus* (Lepidoptera: Pterophoridae). *Journal of Animal Ecology*, 69, 935-951.
- Quevedo, M., Bañuelos, M.J., & Obeso, J.R. (2006). The decline of Cantabrian capercaillie: How much does habitat configuration matter? *Biological Conservation*, 127, 190-200.
- Resano-Mayor, J., Bettega, C., Delgado, M.M., Fernández-Martín, A., Hernández-Gómez, S., Toranzo, I., España, A., de Gabriel, M., Roa-Álvarez, I., Gil, J.A., Strinella, E., Hobson, K.A., & Arlettaz, R. (2020). Partial migration of White-winged snowfinches is correlated with winter weather conditions. *Global Ecology and Conservation*, 24, e01346.
- Regos, A., Domínguez, J., Gil-Tena, A., Brotons, L., Ninyerola, M., & Pons, X. (2016). Rural abandoned landscapes and bird assemblages: winners and losers in the rewilding of a marginal mountain area (NW Spain). *Regional Environmental Change*, 16(1), 199-211.

- Rodríguez-Muñoz, R. (2016). Urogallo común – *Tetrao urogallus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Taboada, A., Kotze, D.J., Salgado, J.M., & Tárrega, R. (2011). The value of semi-natural grasslands for the conservation of carabid beetles in long-term managed forested landscapes. *Journal of Insect Conservation*, 15, 573-590.
- Tellería, J.L. (2018a). Old counts suggest the collapse of two Red-backed Shrike *Lanius collurio* populations. *Ardeola*, 65, 283-290.
- Tellería, J.L. (2018b). Distribution of the Red-backed shrike *Lanius collurio* at its western range boundary: patterns and conservation prospects. *Ardeola*, 65, 221-232.
- Tellería, J.L., Ramírez, A., Galarza, A., Carbonell, R., Pérez-Tris, J. & Santos, T. (2008). Geographical, landscape and habitat effects on birds in northern Spanish farmlands: implications for conservation. *Ardeola*, 55, 203-219.
- Thomas, C.D. & Jones, T.M. (1993). Partial recovery of a skipper butterfly (*Hesperia comma*) from population refuges: lessons for conservation in a fragmented landscape. *Journal of Animal Ecology*, 62, 472– 481.

## 8. Dinámicas de población en ecosistemas acuáticos

José Barquín<sup>1\*</sup> y David Álvarez<sup>2</sup>

1- Instituto de Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria (IHCantabria, Avda. Isabel Torres, 15, Parque Científico y Tecnológico de Cantabria, 39011 Santander, España

2- Depto. de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo, C/Rodrigo Uría /n, 33071 Oviedo, España

\* Autor de correspondencia: jose.barquin@unican.es

La renaturalización de los ríos, entendida como la mejora de la conexión natural entre las distintas partes de las redes fluviales, es clave para garantizar el buen estado de conservación de las poblaciones de peces migratorios como la trucha común (*Salmo trutta*) o el salmón atlántico (*Salmo salar*) (van Puijembroek et al. 2019). Trucha y salmón son especies con gran relevancia ecológica y social en los ríos de la Cordillera Cantábrica, y sus dinámicas poblacionales pueden ser indicadoras del estado de los ecosistemas fluviales. Estas especies se ajustan relativamente bien a una dinámica metapoblacional (González-Ferreras 2019). En este modelo de funcionamiento es clave el grado de conectividad longitudinal entre los diferentes tramos y tributarios de una red fluvial, tanto entre el estuario y el eje principal del río, como entre este último y los principales tributarios de la cuenca. Las barreras infranqueables juegan un papel importante en la determinación de los patrones espaciales de densidad y biomasa de la trucha común en los ríos de la Cordillera Cantábrica (González-Ferreras et al. 2019), así como en la diversidad genética y el tamaño efectivo de las poblaciones (González-Ferreras et al. 2022). La regeneración de la conectividad fluvial mediante la eliminación de barreras (i.e. remoción de obstáculos como presas o azudes) supone una redistribución de las densidades de los salmónidos a lo largo de las redes fluviales. Así, en el caso de la trucha común, la modelización de las metapoblaciones predice que la remoción de barreras incrementa la densidad de adultos (y por tanto la biomasa) en los cauces principales (González-Ferreras et al. 2019). Estas alteraciones de los patrones espaciales naturales de densidad y biomasa de la trucha común, junto con los efectos que las barreras artificiales puedan producir en otras especies como el salmón atlántico, tienen consecuencias importantes para todo el ecosistema fluvial, ya que como predadores pueden desencadenar efectos de cascada trófica (véase Apartado 10 “Regulación de redes tróficas en ecosistemas acuáticos”).

La conectividad del ecosistema fluvial no sólo depende de la existencia o eliminación de barreras infranqueables. El régimen de caudales es clave a la hora de determinar el grado de franqueabilidad de los obstáculos artificiales o naturales en un curso fluvial (García-Vega et al. 2018, 2020, 2022). En este sentido, los cambios de caudal debidos a detracciones de agua para diferentes usos pueden convertir un obstáculo relativamente pequeño en infranqueable para los peces, o producir desajustes entre la sincronización de los movimientos de los peces (fenología de los movimientos) con los máximos y mínimos del régimen hídrico (e.g. García-Vega et al.

2018, 2020, 2022). Cabe destacar que tanto el cambio climático como los cambios en los usos del suelo y la cobertura vegetal pueden generar desajustes hidrológicos con graves consecuencias para las dinámicas poblacionales de los peces y otras especies fluviales.

Además de la conectividad, la dinámica poblacional de los salmónidos depende en gran medida de la calidad del hábitat de los tramos fluviales donde habita. Esta calidad del hábitat, entendida como presencia de refugios, diversidad de sustratos y tipos de flujo y de alimento, y ausencia de contaminación, permite aumentar la supervivencia de los individuos y reducir su mortalidad. Es decir, permite aumentar el tamaño efectivo de las poblaciones. Uno de los aspectos clave es el régimen de temperaturas; por ejemplo, los salmónidos pueden verse excluidos de muchos ríos cuando la temperatura media diaria del agua en verano supera los 18,1°C durante más de 7 días consecutivos (e.g. Santiago et al. 2016). La temperatura del agua de un tramo fluvial depende en gran medida de la cobertura de bosque en la cuenca y del estado de conservación del bosque de ribera, presentando una mayor amortiguación en cuencas con bosques bien conservados que en cuencas dominadas por pastos o matorrales (Chiaga-Pouaha 2020). Un segundo factor clave en la calidad del hábitat fluvial para los salmónidos es la calidad del agua, en relación a la concentración de materia orgánica, sedimentos y contaminantes. Este factor puede verse afectado por dos componentes, los vertidos puntuales y los aportes generados por la escorrentía de la cuenca. En este segundo caso, el bosque en la cuenca y el bosque de ribera son elementos fundamentales a la hora de amortiguar la entrada de sedimentos finos o de nutrientes que afectan negativamente a las poblaciones de salmónidos (véase Apartado 13 “Procesos geomorfológicos e hídricos”). Del mismo modo, otro factor relevante que afecta a la biomasa de salmónidos es la cantidad de madera muerta en el río y el estado de conservación de los márgenes y orillas. Ambos componentes permiten generar una mayor heterogeneidad espacial de flujos, diversidad de sustratos y zonas de descanso o refugio (Barquín et al. 2011; Gurnell et al. 2002). Todos estos factores son cruciales a la hora de determinar el tamaño poblacional de los salmónidos en los ríos cantábricos y están controlados en gran medida por el estado de conservación del bosque en la cuenca y del bosque de ribera.

En resumen, la renaturalización del medio terrestre (i.e. un incremento del bosque natural) puede traer consigo una notable mejora en la regulación de caudales (véase Apartado 13 “Procesos geomorfológicos e hídricos”), así como en la calidad del hábitat físico del ecosistema fluvial a través de la mejora en la amortiguación de la temperatura, la calidad del agua y los efectos de la madera y de la calidad de las orillas y riberas en el hábitat físico y en los recursos alimenticios de las redes tróficas fluviales.

## Referencias

- Barquín, J., Fernández, D., Álvarez-Cabria, M., & F.J. Peñas-Silva. (2011). Riparian quality and habitat heterogeneity assessment in Cantabrian rivers. *Limnetica*, 30, 329-346.
- Chiaga-Pouaha, A.N. (2020). *Spatiotemporal patterns of water temperature in river ecosystems in Cantabria, north of Spain*. Tesis de Master. Facultad de Ciencias de la Universidad Autónoma de Madrid.

- García-Vega, A., Sanz-Ronda, F.J., Fernandes Celestino, L., Makrakis, S., & Leunda, P.M. (2018). Potamodromous brown trout movements in the North of the Iberian Peninsula: Modelling past, present and future based on continuous fishway monitoring. *Science of the Total Environment*, 640–641, 1521–1536.
- García-Vega, A., Leunda, P.M., Ardaiz, J., & Sanz-Ronda, F.J. (2020). Effect of restoration measures in Atlantic rivers: A 25-year overview of sea and riverine brown trout populations in the River Bidasoa. *Fisheries Management and Ecology*, 27, 580-590.
- García-Vega, A., Fuentes-Pérez, J.F., Leunda, P.M., Ardaiz, J., & Sanz-Ronda, F.J. (2022). Upstream migration of anadromous and potamodromous brown trout: patterns and triggers in a 25-year overview. *Hydrobiologia*, 849, 197–213.
- González-Ferreras, A. (2019). *Determinación y modelado de los patrones espaciales de la trucha común (Salmo trutta Linnaeus, 1758) en la cuenca del río Deva-Cares: el rol de la conectividad y del nicho*. Tesis Doctoral. Dpto. De Ciencia y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Santander.
- González-Ferreras, A. M., Bertuzzo, E., Barquín, J., Carraro, L., Alonso, C., & Rinaldo, A. (2019). Effects of altered river network connectivity on the distribution of *Salmo trutta*: Insights from a metapopulation model. *Freshwater Biology*, 64(11), 1877-1895.
- González-Ferreras, A. M., Leal, S., Barquín, J., & Almodóvar, A. (2022). Patterns of genetic diversity of brown trout in a northern Spanish catchment linked to structural connectivity. *Aquatic Sciences*, 84(4), 1-19.
- Gurnell, A. M., Piégay, H., Swanson, F. J., & Gregory, S. V. (2002). Large wood and fluvial processes. *Freshwater Biology*, 47(4), 601-619.
- Santiago, J. M., Garcia de Jalon, D., Alonso, C., Solana, J., Ribalaygua, J., Pórtoles, J., & Monjo, R. (2016). Brown trout thermal niche and climate change: Expected changes in the distribution of cold-water fish in central Spain. *Ecohydrology*, 9(3), 514-528.
- van Puijenbroek, P. J., Buijse, A. D., Kraak, M. H., & Verdonschot, P. F. (2019). Species and river specific effects of river fragmentation on European anadromous fish species. *River Research and Applications*, 35(1), 68-77.

## 9. Regulación trófica por predadores apicales terrestres

**Mario Quevedo**

Depto. de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo, C/Rodrigo Uría /n, E-33071 Oviedo, Spain

Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad, Universidad de Oviedo-CSIC-Principado de Asturias, c/ Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, E-33600 Mieres, Spain

quevedomario@uniovi.es

La Cordillera Cantábrica se sitúa en una región biogeográfica caracterizada por bosques templados caducifolios. Esos bosques cubrieron la mayor parte de la Cordillera hasta hace pocos miles de años; perdieron gran parte de su extensión y conectividad ante la expansión de la población humana y de la extracción de recursos naturales. Los bosques maduros de robles (*Quercus* spp.), hayas (*Fagus sylvatica*) y abedules (*Betula* spp.) esperables en la Cordillera Cantábrica son consecuencia de las interacciones con otras especies, además de las condiciones climáticas y edáficas que posibilitan una productividad relativamente alta.

Precisamente esa combinación de especies y productividad determina que los predadores apicales - aquellos que ocupan posiciones en los extremos de las cadenas tróficas y, por lo tanto, cuyas poblaciones no están reguladas por predación - puedan limitar el impacto de los herbívoros sobre la cobertura vegetal (e.g. Wallach et al. 2017). La regulación ejercida puede ser directa, a través de la predación, e indirecta a través de la intimidación. Esta última implica un incremento del tiempo que los herbívoros dedican a la vigilancia, limitando el dedicado al pastoreo en hábitats en los que perciben mayor riesgo, como los bordes forestales (Wirsing y Ripple 2011). Actualmente la Cordillera Cantábrica mantiene casi todas las especies de predadores apicales presentes antes de la Revolución Industrial, con la excepción del lince euroasiático *Lynx lynx*. Osos (*Ursus arctos*), lobos (*Canis lupus*) y águilas reales (*Aquila chrysaetos*) han mantenido su presencia en la Cordillera incluso durante los años de persecución más intensa. También encontramos un variado conjunto de ungulados salvajes, así como domésticos en régimen extensivo. Estos herbívoros alcanzan en algunas zonas densidades muy altas en relación a ecosistemas comparables (Rodríguez et al. 2007), lo que puede conllevar sobrepastoreo y ramoneo, limitando el reclutamiento de las especies arbóreas.

La explotación humana de los recursos naturales altera la estructura y dinámica de las comunidades. La foto fija derivada de siglos de uso y extracción es el actual mosaico del paisaje montano cantábrico: remanentes de bosque relativamente pequeños, rodeados de matorrales y pastizales resultantes de talas, fuegos, y pastoreo, así como extensiones menores de gleras, roquedos y turberas. La explotación humana del ecosistema cantábrico ha conllevado también la persecución de los carnívoros, especialmente de los predadores apicales. La persecución humana ejerce sobre los predadores apicales un efecto análogo al que estos ejercen sobre herbívoros y pequeños carnívoros (Dorresteijn et al. 2015): limita la densidad de sus poblaciones, su rango de distribución, y modifica su comportamiento. Como

consecuencia, es esperable que en los últimos siglos los osos, lobos y águilas reales de la Cordillera Cantábrica no hayan desempeñado íntegramente el esperable papel regulador de la abundancia y comportamiento de los grandes herbívoros (Ordiz et al. 2021).

De la recuperación de las poblaciones de predadores apicales, junto a la reducción local de la extracción y el pastoreo, podemos esperar mayor probabilidad de asentamiento de plántulas y juveniles de robles, hayas y abedules, entre otras especies leñosas. A medio plazo la recuperación del bosque conllevaría una reducción de la fragmentación y un incremento de la complejidad estructural del ecosistema. Conllevaría por tanto una recuperación del resto de especies asociadas, y de la dinámica biogeoquímica (e.g. Ripple et al. 2014).

La restauración del papel regulador de los predadores apicales supone además una apuesta por la potenciación de los servicios proporcionados por el ecosistema forestal cantábrico. Uno de los beneficios esperables es el control de especies capaces de albergar enfermedades transmisibles entre animales y personas (*reservorios*). Esos reservorios son particularmente prevalentes en ecosistemas forestales fragmentados (Keesing y Ostfeld 2021). Un ejemplo concreto sería la esperable disminución de la prevalencia de la enfermedad de Lyme, una zoonosis bacteriana transmitida a humanos por garrapatas. Así mismo, la recuperación de la capacidad predatora de los lobos sobre los jabalís (*Sus scrofa*) puede reducir la prevalencia y el riesgo de transmisión de tuberculosis a animales domésticos, y a otras especies silvestres. Esta capacidad reguladora de los lobos ha sido precisamente propuesta a partir de datos procedentes del ecosistema terrestre cantábrico (Tanner et al. 2019). Finalmente, otro potencial beneficio socio-económico de la recuperación funcional de los predadores apicales en la Cordillera Cantábrica es la reducción de accidentes de tráfico con ungulados salvajes. Es este un problema con costes económicos y personales importantes en el norte de España, donde implica especialmente accidentes con corzos (*Capreolus capreolus*) y jabalís (Sáenz de Santa María y Tellería 2015). Los lobos ejercen ese papel regulador al inducir cambios en el comportamiento de los ungulados, cambios que no son reproducibles a través de la actividad cinegética (Raynor et al. 2021).

### **Retos de conocimientos**

- ¿Es constatable actualmente el efecto regulador esperado de los predadores apicales en alguna zona de la Cordillera Cantábrica?
- ¿En qué zonas de la Cordillera podemos esperar con mayor probabilidad la recuperación pasiva de orlas forestales bajo la influencia de los predadores apicales?
- ¿Existen zonas de exclusión de predadores apicales y, por tanto, de exclusión del potencial regulador?
- ¿Es posible priorizar determinadas zonas, de cara a plantear una renaturalización fomentada por predadores, en función de la intensidad de la perturbación humana actual?

## Referencias

- Dorresteijn, I., Schultner, J., Nimmo, D. G., Fischer, J., Hanspach, J., Kuemmerle, T., Kehoe, L., & Ritchie, E. G. (2015). Incorporating anthropogenic effects into trophic ecology: Predator–prey interactions in a human-dominated landscape. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1814), 20151602.
- Keasing, F., & Ostfeld, R. S. (2021). Impacts of biodiversity and biodiversity loss on zoonotic diseases. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(17).
- Ordiz, A., Aronsson, M., Persson, J., Støen, O.-G., Swenson, J. E., & Kindberg, J. (2021). Effects of Human Disturbance on Terrestrial Apex Predators. *Diversity*, 13, 68.
- Raynor, J. L., Grainger, C. A., & Parker, D. P. (2021). Wolves make roadways safer, generating large economic returns to predator conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(22).
- Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M. P., Schmitz, O. J., Smith, D. W., Wallach, A. D., & Wirsing, A. J. (2014). Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. *Science*, 343(6167), 1241484
- Rodríguez, C., Naves, J., Fernández-Gil, A., Obeso, J. R., & Delibes, M. (2007). Long-term trends in food habits of a relict brown bear population in northern Spain: The influence of climate and local factors. *Environmental Conservation*, 34(01), 36–44.
- Sáenz de Santa María, A., & Tellería, J. L. (2015). Wildlife-vehicle collisions in Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 61(3), 399–406.
- Tanner, E., White, A., Acevedo, P., Balseiro, A., Marcos, J., & Gortázar, C. (2019). Wolves contribute to disease control in a multi-host system. *Scientific Reports*, 9(1), 7940.
- Wallach, A. D., Dekker, A. H., Lurgi, M., Montoya, J. M., Fordham, D. A., & Ritchie, E. G. (2017). Trophic cascades in 3D: Network analysis reveals how apex predators structure ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(1), 135–142.
- Wirsing, A. J., & Ripple, W. J. (2011). A comparison of shark and wolf research reveals similar behavioral responses by prey. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(6), 335–341.

## 10. Regulación de redes tróficas en ecosistemas acuáticos

**José Barquín**

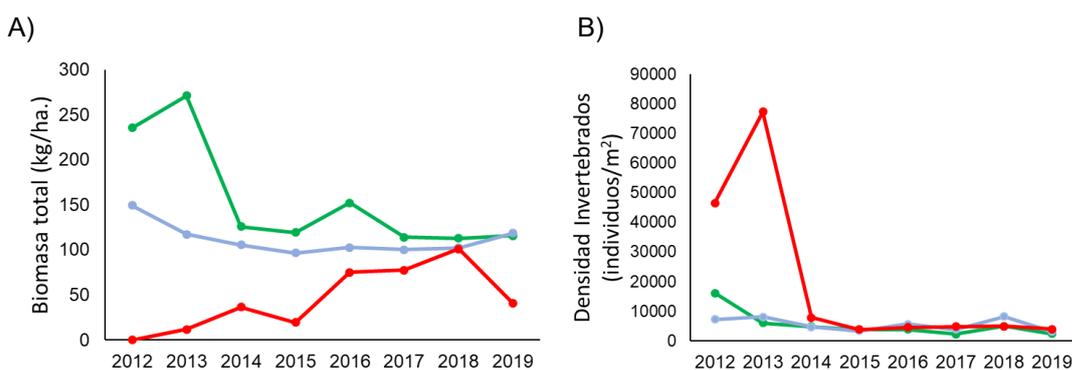
Instituto de Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria (IHCantabria, Avda. Isabel Torres, 15, Parque Científico y Tecnológico de Cantabria, 39011 Santander, España

jose.barquin@unican.es

Tradicionalmente, los ecosistemas fluviales se consideran ecosistemas abiertos (i.e. altamente influenciados por su cuenca) en los que los factores abióticos controlan en gran medida la estructura y composición de las comunidades biológicas y su funcionamiento ecosistémico (Resh et al. 1988). Sin embargo, cada vez son más los estudios que reflejan que la organización trófica de las comunidades fluviales regula las dinámicas de transferencia de materia orgánica y energía en estos ecosistemas cuando los factores abióticos no son dominantes (por ejemplo, en períodos de caudales bajos). En este contexto, los ríos de la Cordillera Cantábrica experimentan regulación trófica tanto de tipo ascendente, ejercida por la cantidad o calidad de los recursos alimenticios basales hacia los niveles tróficos superiores (e.g. Álvarez-Cabria et al. 2011), como descendente, ejercida hacia abajo por los predadores y/o herbívoros de los niveles tróficos superiores (e.g. Rodríguez-Castillo et al. 2017).

La cobertura y el tipo de bosque natural en las laderas de la cuenca y en las zonas de ribera determinan la cantidad de luz y el tipo de materia orgánica que llega a un cauce, lo cual condiciona en gran medida los recursos basales que entran en las redes tróficas de los ríos de la Cordillera Cantábrica (Estévez 2018). Un estudio reciente ha demostrado el papel que juega el estado de conservación del bosque de ribera en la cantidad y calidad de hojarasca y materia orgánica disuelta que llega al río (Estévez et al. 2021). Cuando la pendiente de las laderas forestadas es mayor, se observa una mayor cantidad de hojarasca llegando al río, mientras que a pendientes menores la materia orgánica llega principalmente en forma de materia orgánica disuelta. Del mismo modo, la ausencia de bosque de ribera, y la consecuente entrada de luz directa, determina un cambio importante en la calidad de los recursos basales, pasándose de redes tróficas basadas en recursos alóctonos (hojarasca y materia orgánica disuelta) en los ríos emboscados a redes tróficas basadas en la producción algal en los ríos deforestados (Rodríguez-Castillo et al. 2018; Estévez et al. 2019). Este contraste metabólico tiene importantes consecuencias para la biodiversidad. El cambio de recursos alóctonos a recursos autotróficos lleva a la reducción del tamaño y el peso medio de los macroinvertebrados, al desaparecer los grandes tricópteros detritívoros con estuche (p.ej. Sericostomatidae, Limnephilidae; Estévez et al. 2020), así como a una importante aceleración en las tasas de producción primaria y descomposición de materia orgánica, y a la selección de especies de ciclos de vida más cortos (Estévez et al. 2016; Rodríguez-Castillo et al. 2017).

En tramos fluviales de montaña en los que existen vertidos orgánicos puntuales, se ha detectado que la presencia de un bosque de ribera en buen estado de conservación (el cual regula la radiación solar que llega al río, las oscilaciones de temperatura y la complejidad hidráulica del cauce) amortigua notablemente los efectos negativos del vertido, como las bajadas en la concentración de oxígeno durante la noche, en comparación con tramos con vertido y bosque de ribera en mal estado (Álvarez-Cabria et al. 2019; Estévez et al. 2017). De hecho, la coexistencia de importantes vertidos puntuales en tramos fluviales de montaña junto con una mala conservación del bosque de ribera causó la extirpación de trucha común de un tramo fluvial de entre 3-4 kilómetros en la parte alta de río Duje hasta el año 2012. Las densidades de macroinvertebrados superaban entonces los 40.000 individuos/m<sup>2</sup>. Tras la reducción de la carga orgánica de los vertidos en el año 2012, la recuperación de la calidad del agua (i.e. concentración de oxígeno) supuso el regreso de la trucha común al tramo y un descenso importante de las densidades de macroinvertebrados (de casi 2 órdenes de magnitud) en los años sucesivos según se recuperaba la población de truchas del tramo (Figura 10.1).



**Figura 10.1.** Cambios en la biomasa de trucha común (A) y en la densidad de invertebrados bentónicos (B) en 3 ríos del Parque Nacional de Picos de Europa. Los ríos Duje (rojo) y Bulnes (azul) tienen mal estado de conservación del bosque de ribera. El río Duje reduce la carga orgánica a partir de 2012. El río Casaño (verde) es un río en muy buen estado de conservación.

Finalmente, la cobertura de bosque maduro en la cuenca no sólo juega un rol importante en los arroyos y ríos cantábricos de menor tamaño, sino también en los ejes fluviales principales. En este sentido, los ríos con cuencas en las que el bosque nativo está mejor conservado presentan una menor variabilidad temporal en los regímenes metabólicos (i.e. producción primaria o respiración ecosistémica). Estos patrones podrían explicarse por la estructura trófica de estos ecosistemas, ya que en los sitios menos impactados y más boscosos se acumula una mayor cantidad de biomasa en los niveles tróficos más altos (p.e. salmónidos y macroinvertebrados semivoltinos) mientras que en los más deforestados lo hace en los niveles tróficos basales (macroinvertebrados multivoltinos, algas y bacterias del biofilm; Rodríguez-Castillo, 2017).

En conjunto, existen fuertes evidencias sobre la gran dependencia e interrelación de las redes tróficas fluviales con el estado de conservación y la cobertura del bosque natural cantábrico en la cuenca de drenaje y en la zona de ribera. La renaturalización de los bosques de ribera, en primer lugar, y del bosque en la cuenca, en segundo lugar, tienen importantes consecuencias para los ecosistemas fluviales y sus servicios ecosistémicos, como el aumento de biomasa de los salmónidos y una mayor capacidad de amortiguar otros impactos antrópicos.

### Retos de conocimiento

- ¿Qué efecto tienen los subsidios alimenticios terrestres (e.g. invertebrados terrestres) en las poblaciones de salmónidos según se pierde o gana bosque de ribera?
- ¿Cómo se relacionan los efectos de cascada trófica ascendentes o descendentes con cambios en el régimen metabólico de los ríos cantábricos al modificar el estado del bosque de ribera?
- ¿Cómo varía la resistencia y resiliencia de las redes tróficas fluviales en función de la dominancia de los recursos basales según el estado de conservación del bosque de ribera?
- ¿Cómo interactúan los efectos del cambio climático (i.e. cambio de precipitaciones y temperatura) con el estado del bosque en la cuenca y ribera y cuáles son sus efectos sobre la estructura de las redes tróficas?
- ¿Cómo influye la estructura trófica de ríos con distintos estados de conservación de bosque natural en la cuenca en la resistencia y resiliencia de los procesos y los servicios ecosistémicos?

### Referencias

- Álvarez-Cabria, M., Barquín, J., & Juanes, J. A. (2011). Microdistribution patterns of macroinvertebrate communities upstream and downstream of organic effluents. *Water Research*, 45(3), 1501-1511.
- Álvarez-Cabria, M., Peñas, F. J., Sáinz-Bariáin, M., Estévez, E., González-Ferreras, A. M., Pérez-Silos, I., Goldenberg, A., Hoang, M., Rocha-Pompeu, C., Silió-Calzada, A., Álvarez-Martínez J. M., & Barquín, J. (2019). Seguimiento del cambio global en los ecosistemas acuáticos del Parque Nacional de los Picos de Europa. *Boletín de la Red de Seguimiento del Cambio Global en Parques Nacionales*, 7, 8-9.
- Estévez, E., Rodríguez-Castillo, T., Álvarez-Cabria, M., Penas, F. J., González-Ferreras, A. M., Lezcano, M., & Barquín, J. (2017). Analysis of structural and functional indicators for assessing the health state of mountain streams. *Ecological Indicators*, 72, 553-564.
- Estévez, E. (2018). *Efectos de los cambios en la ocupación del suelo en ríos de montaña: un enfoque multinivel*. Tesis Doctoral, E.T.S.I. de Canales, Caminos y Puertos, Dpto. de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Santander.
- Estévez, E., Álvarez-Martínez, J. M., Álvarez-Cabria, M., Robinson, C. T., Battin, T. J., & Barquín, J. (2019). Catchment land cover influences macroinvertebrate food-web structure and energy flow pathways in mountain streams. *Freshwater Biology*, 64(9), 1557-1571.
- Estévez, E., Larrañaga, A., Alonso, C., & Barquín, J. (2020). Effects of changes in food resources due to variations in forest cover on stream macroinvertebrate community size structure. *Aquatic Sciences*, 82(2), 1-13.
- Estévez, E., Álvarez-Martínez, J. M., Dittmar, T., Barquín, J., & Singer, G. (2021). When forests take over after land abandonment: Dissolved organic matter response in headwater mountain streams. *Frontiers in Water*, 106, DOI:10.3389/frwa.2021.682608

- Resh, V. H., Brown, A. V., Covich, A. P., Gurtz, M. E., Li, H. W., Minshall, G. W., ... & Wissmar, R. C. (1988). The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(4), 433-455.
- Rodríguez-Castillo, T., Barquín, J., Álvarez-Cabria, M., Peñas, F. J., & Álvarez, C. (2017). Effects of sewage effluents and seasonal changes on the metabolism of three Atlantic rivers. *Science of the Total Environment*, 599, 1108-1118.
- Rodríguez-Castillo, T. (2017). *Determinación de patrones espacio-temporales del funcionamiento ecosistémico en ríos de la vertiente atlántica*. Tesis Doctoral, E.T.S.I. de Canales, Caminos y Puertos, Dpto. de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Santander.
- Rodríguez-Castillo, T., Estévez, E., González-Ferreras, A. M., & Barquín, J. (2019). Estimating ecosystem metabolism to entire river networks. *Ecosystems*, 22(4), 892-911.

## 11. El ganado como perturbación ecológica

**Daniel García\* y Mario Quevedo**

Depto. de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo, C/Rodrigo Uría /n, E-33071 Oviedo, Spain

Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad, Universidad de Oviedo-CSIC-Principado de Asturias, c/ Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, E-33600 Mieres, Spain

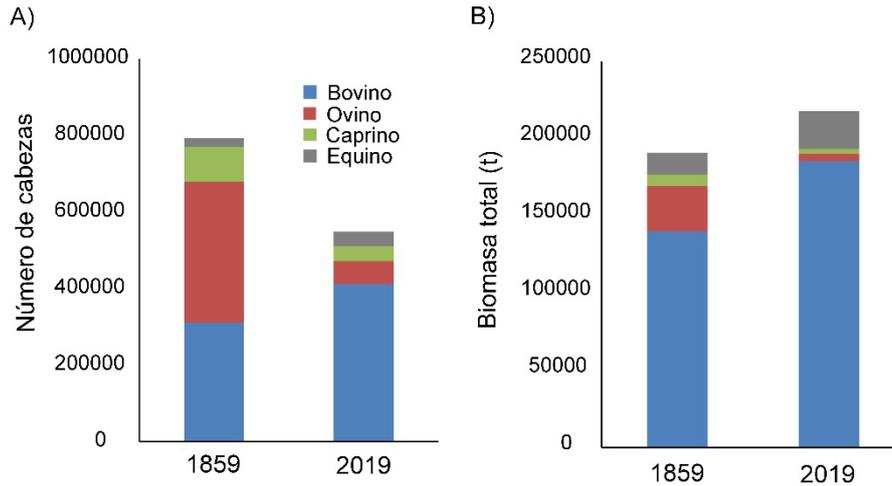
\* Autor de correspondencia: danielgarcia@uniovi.es

La introducción de ungulados domésticos (vacas, caballos, ovejas y cabras) en los ecosistemas supone un motor de cambio de dimensiones múltiples. Así, los efectos ecológicos de la ganadería dependen de elementos intrínsecos (especies/razas con distinta dieta y comportamiento, carga ganadera, regímenes de pastoreo) y condicionantes ambientales (hábitat, clima, altitud; e.g. Rosa-García et al. 2013), y se expresan como efectos directos (herbivoría y pisoteo sobre plantas y animales) e indirectos (modificación de recursos y condiciones ambientales para otros organismos; Filazzola et al. 2020). El ganado ejerce como una perturbación ecológica a través de su rol pastador/ramoneador y de su papel físico como generador de claros en la vegetación. Así, actuaría modulando la competencia entre plantas, disminuyendo la abundancia y el crecimiento de ciertas especies palatables, y favoreciendo la expansión de otras especies no palatables (e.g. Odriozola et al. 2016). Además, el ganado puede dispersar semillas, favoreciendo la colonización diferencial de ciertas especies (Olf y Ritchie 1998). En consecuencia, el ganado puede conducir a niveles máximos de riqueza de plantas mediante presiones de carga moderada, o bien niveles mínimos tanto cuando está ausente como cuando hay sobrecarga (hipótesis de la perturbación intermedia, p.ej. Yuan et al. 2016). Los efectos positivos sobre la diversidad vegetal han sido demostrados en prados y pastizales ricos en agua y nutrientes (e.g. Fernández-Guisuraga et al. 2022), y a pequeña escala espacial. Sin embargo, no son generalizables a comunidades vegetales leñosas, a los ambientes pobres y secos, y a escalas mayores como el paisaje (Olf y Ritchie 1998; Öllerer et al. 2019).

La ganadería ha sido históricamente, y es actualmente, uno de los principales usos antrópicos del territorio en la Cordillera Cantábrica. A escala regional, la presencia de ganado a largo plazo estaría afectando negativamente a la biomasa vegetal de las comunidades ecológicas, al inhibir el establecimiento y el crecimiento de las especies arbóreas de bosque maduro (e.g. haya, roble) cuyas plántulas y juveniles son apenas resistentes al pisoteo y al ramoneo (e.g. Laskurain et al. 2013). No obstante, el establecimiento de algunos árboles pioneros en la sucesión ecológica, como el abedul, puede verse favorecido por los huecos en la cobertura arbustiva o herbácea que favorecen su germinación y emergencia, y que resultan de cargas ganaderas moderadas (ver Laskurain et al. 2013; para ovino). La especie y raza ganadera también influye en el impacto sobre el arbolado. Por ejemplo, las ovejas pueden

llegar a tener un impacto débil sobre los árboles de bosque maduro al consumir selectivamente las gramíneas y especies arbustivas del suelo forestal (Garín et al. 2000). Por otra parte, el impacto del ganado en la biomasa vegetal puede repercutir en cascada en la biodiversidad de otros animales, que sufren reducciones en abundancia (e.g. vertebrados herbívoros y predadores) y riqueza (invertebrados polinizadores y herbívoros), pero también incrementos de abundancia (artrópodos detritívoros favorecidos por la materia vegetal muerta y el estiércol; Filazzola et al. 2020). En la Cordillera Cantábrica, los escasos estudios realizados sugieren que, aunque algunos grupos, como los coleópteros carábidos o ciertos saltamontes pueden verse favorecidos, en términos generales, los efectos de la ganadería sobre la biodiversidad de invertebrados del suelo o de la vegetación son nulos o negativos (Jáuregui et al. 2008; Rosa-García et al. 2009).

Para entender el efecto ecológico actual del ganado en la Cordillera Cantábrica necesitamos tener en cuenta la transformación agropecuaria que ha resultado de los cambios demográficos y social-culturales, éstos provocados a su vez por cambios políticos y económicos (González-Díaz et al. 2018). Esta transformación ha supuesto la sustitución de un modelo extensivo más diversificado (en especies y razas animales y formas de pastoreo) y basado en recursos locales, por un modelo más intensivo y especializado, y muy dependiente de insumos externos (desde piensos a combustibles). El modelo histórico se basaba en una mayor cabaña ganadera, con mayor representatividad del ovino y el caprino (Figura 11.1), manejada sobre una mayor superficie y una mayor diversidad de ambientes (valles y costa, praderías periurbanas, pastos montanos intermedios, puertos estivales). Se favorecía la segregación espacio-temporal entre especies ganaderas (pastoreo en áreas o momentos diferentes, con sucesión y/o rotación), así como los desplazamientos estacionales altitudinales y la trashumancia. El modelo actual acarrea una importante reducción en la cabaña ganadera, en número de cabezas, que no tiene porqué significar una reducción de la presión ecológica, ya que ha conllevado un aumento en biomasa global debido a la dominancia del bovino y el equino frente al ovino y al caprino (Figura 11.1; González-Díaz et al. 2018). El cambio en la proporción de las distintas especies coincide con la eliminación de la trashumancia y la modificación hacia un patrón de distribución espacial caracterizado por la concentración en territorios más accesibles y la desaparición de zonas de difícil acceso. En la montaña, se fomenta la dominancia del vacuno cárnico en régimen semi-extensivo, con concentración invernal en zonas periurbanas de media montaña y estival en los puertos de altura, en coexistencia continua con el equino.



**Figura 11.1. A)** Cabaña ganadera de Asturias a mediados del siglo XIX y en la actualidad. **B)** Biomasa estimada a partir de peso promedio de hembras de razas dominantes. Datos obtenidos de Grupo de Estudios de Historia Natural (1991) y Sociedad Asturiana de Estudios Económicos e Industriales ([www.sadei.es](http://www.sadei.es)).

El marco ganadero actual en la Cordillera Cantábrica está suponiendo la existencia de dos escenarios contrastados en relación a la renaturalización. Por un lado, una amplia parte del territorio queda liberada del uso ganadero, contribuyendo esto a la recolonización de arbustos y árboles y al desarrollo de la sucesión ecológica hacia el bosque, siempre dependiendo de factores como la topografía, el tipo de suelo, la abundancia de herbívoros silvestres y la presencia de hábitats fuente de propágulos (e.g. González-Díaz et al. 2018; Álvarez-Martínez et al. 2014). Por otro lado, las zonas dedicadas al uso pecuario, en su mayor parte, acumulan cargas ganaderas altas, en número de cabezas y en biomasa, y escasamente heterogéneas en especies y patrones espacio-temporales de pastoreo (González-Díaz et al. 2018). En estas áreas, son esperables una alta magnitud y frecuencia de perturbación por consumo y pisoteo, un herbivorismo casi exclusivamente de tipo pastador, y una concentración alta de nutrientes y biocidas (antibióticos, vermícidias) en suelos y acuíferos debido a la deposición de estiércol y orina. Es decir, en estas zonas sobrepastoreadas se favorecerían las condiciones ecológicas conducentes a una baja biomasa vegetal y una baja biodiversidad a todos los niveles taxonómicos y funcionales. Por tanto, a día de hoy y en gran parte de la Cordillera Cantábrica, el ganado carecería de potencial para ejercer como motor de diversidad a escala local (al perder su carácter potencial de perturbación intermedia) y regional (al perder su rol en la generación de mosaicos de grano fino de usos del suelo de intensidad moderada).

### Retos de conocimiento

- ¿Qué combinaciones ganaderas (especies y razas, regímenes de pastoreo) y ambientales (suelo, microclima, biota) suponen efectos positivos de la ganadería sobre la biodiversidad en la Cordillera Cantábrica?
- ¿Cuáles son los efectos ecológicos integrados (biodiversidad, flujos de energía y nutrientes)

de la sobreconcentración ganadera en los puertos de montaña?

- ¿Qué esquema ganadero regional puede compatibilizar producción sostenible, mantenimiento de paisaje cultural tradicional y bosque renaturalizado?

## Agradecimientos

Rocío Rosa García proporcionó valiosa información bibliográfica y acertados comentarios en la elaboración de este Apartado.

## Referencias

- Álvarez-Martínez, J. M., Suárez-Seoane, S., Stoorvogel, J. J., & de Luis Calabuig, E. (2014). Influence of land use and climate on recent forest expansion: a case study in the Eurosiberian–Mediterranean limit of north-west Spain. *Journal of Ecology*, 102(4), 905-919.
- Filazzola, A., Brown, C., Dettlaff, M. A., Batbaatar, A., Grenke, J., Bao, T., ... & Cahill Jr, J. F. (2020). The effects of livestock grazing on biodiversity are multi-trophic: a meta-analysis. *Ecology Letters*, 23(8), 1298-1309.
- Fernández-Guisuraga, J. M., Fernández-García, V., Tárrega, R., Marcos, E., Valbuena, L., Pinto, R., ... & Calvo, L. (2022). Transhumant sheep grazing enhances ecosystem multifunctionality in productive mountain grasslands: a case study in the Cantabrian Mountains. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 321.
- Garín, I., Aldezabal, A., Herrero, J., & García-Serrano, A. (2000). Understorey foraging and habitat selection by sheep in mixed Atlantic woodland. *Journal of Vegetation Science*, 11(6), 863-870.
- González-Díaz, J. A., Celaya, R., Fernández García, F., Osoro, K., & Rosa-García, R. (2019). Dynamics of rural landscapes in marginal areas of northern Spain: Past, present, and future. *Land Degradation & Development*, 30(2), 141-150.
- Grupo de Estudios de Historia Natural (1991). *Estadísticas históricas de la producción agraria española, 1859-1935*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Secretaría General Técnica. 1321 pp.
- Jauregui, B. M., Rosa-García, R., García, U., Wallis de Vries, M. F., Osoro, K., & Celaya, R. (2008). Effects of stocking density and breed of goats on vegetation and grasshopper occurrence in heathlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 123(1-3), 219-224.
- Laskurain, N. A., Aldezabal, A., Olano, J. M., Loidi, J., & Escudero, A. (2013). Intensification of domestic ungulate grazing delays secondary forest succession: evidence from enclosure plots. *Journal of Vegetation Science*, 24(2), 320-331.
- Odriozola, I., García-Baquero, G., Fortin, M. J., Laskurain, N. A., & Aldezabal, A. (2017). Grazing exclusion unleashes competitive plant responses in Iberian Atlantic mountain grasslands. *Applied Vegetation Science*, 20(1), 50-61.
- Olf, H., & Ritchie, M. E. (1998). Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(7), 261-265.
- Öllerer, K., Varga, A., Kirby, K., Demeter, L., Biró, M., Bölöni, J., & Molnár, Z. (2019). Beyond the obvious impact of domestic livestock grazing on temperate forest vegetation—A global review. *Biological Conservation*, 237, 209-219.
- Rosa-García, R., Jáuregui, B. M., García, U., Osoro, K., & Celaya, R. (2009). Responses of arthropod fauna assemblages to goat grazing management in northern Spanish heathlands. *Environmental Entomology*, 38(4), 985-995.
- Rosa-García, R., Fraser, M. D., Celaya, R., Ferreira, L. M. M., García, U., & Osoro, K. (2013). Grazing land management and biodiversity in the Atlantic European heathlands: a review. *Agroforestry Systems*, 87 (1): 19-43.
- Yuan, Z. Y., Jiao, F., Li, Y. H., & Kallenbach, R. L. (2016). Anthropogenic disturbances are key to maintaining the biodiversity of grasslands. *Scientific Reports*, 6(1), 1-8.

## 12. Régimen de incendios

**Susana Suárez-Seoane<sup>1,2\*</sup>, Leonor Calvo<sup>3</sup> y Cristina Santín<sup>2,4</sup>**

<sup>1</sup> Depto. de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo, C/Rodrigo Uría /n, E-33071 Oviedo, España

<sup>2</sup> Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad, Universidad de Oviedo-CSIC-Principado de Asturias, c/ Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, E-33600 Mieres, España

<sup>3</sup> Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental, Universidad de León, Campus de Vegazana s/n, 24071 León, España.

<sup>4</sup> Depto. de Biociencias, Universidad de Swansea, Singleton Campus SA28PP, Swansea, Reino Unido

\*Autora de correspondencia: s.seoane@uniovi.es

El fuego cultural, o fuego utilizado como herramienta de gestión de los espacios agroforestales, es una perturbación de origen antrópico que ocurre de manera habitual en el noroeste de la península ibérica desde hace más de 9000 años, y que está ligada mayoritariamente a la apertura y mantenimiento de áreas de pasto (Carracedo et al., 2018). De hecho, esta zona, donde se sitúa la Cordillera Cantábrica, es el territorio español con mayor ocurrencia y recurrencia de incendios forestales y, también, con mayor superficie quemada anualmente (Urbieto, et al., 2019). Si bien los incendios ocurren de manera generalizada, el régimen de perturbación no es uniforme y varía espacial y temporalmente dependiendo de la vertiente geográfica. En la vertiente norte, de influencia climática Atlántica, la mayor parte de los incendios son pequeños (menos de 500 hectáreas) y ocurren en invierno (Calvo et al., 1999). Los estudios más recientes apuntan hacia una disminución en el número de incendios, en paralelo con un incremento en la superficie quemada, con variaciones anuales muy significativas (Rodrigues et al., 2020) debidas a una mayor ocurrencia otoñal y, desde 2006, a un mayor número de grandes incendios (Colina et al., 2020). En la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica, de influencia climática Mediterránea, la mayoría de los incendios ocurren en verano y son más severos, con consecuencias que pueden llegar a ser muy drásticas sobre los ecosistemas. De acuerdo con la información proporcionada por la Junta de Castilla y León, el número de incendios ocurridos en esta área geográfica a lo largo de los últimos 30 años no ha disminuido, aunque sí lo ha hecho la superficie forestal quemada anualmente. En los años 2012 y 2017 y 2022, se produjeron incendios clasificables como megaincendios, que afectaron a más de 10.000 hectáreas (Fernández-García et al., 2019; Fernández-Guisuraga et al., 2021a) y se asociaron con temperaturas muy altas y condiciones ambientales extremadamente secas, con precipitaciones un 40% menores del promedio de los últimos 60 años (Quintano et al., 2015).

Para que se produzca un incendio es necesario que concurren tres ingredientes de forma simultánea: ignición, continuidad espacial de la vegetación y condiciones climatológicas adecuadas. La ocurrencia de una ignición no depende tanto del clima (Pausas y Keeley, 2021),

como de las actividades humanas. De hecho, las estadísticas del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (decenio 2006-2015) recogen que, en la región noroeste de España, donde se incluye la Cordillera Cantábrica, solo el 1% de los incendios forestales se debe a causas naturales. En el 68% de los casos se identifica intencionalidad (el objetivo primario del causante es iniciar el fuego) con fines agropecuarios y en el 15% de los casos se determinan negligencias y accidentes generados por descuido del causante y asociados fundamentalmente con quemas agrícolas. Este tipo de casuística presenta diferencias entre vertientes geográficas. Así, por ejemplo, en la vertiente norte, el 81% de los incendios ocurridos en Cantabria (periodo 1985-2014) son intencionados y el 13% se deben a negligencias (Plan Estratégico de Prevención y Lucha contra los Incendios Forestales de Cantabria 2017-2020). En Asturias (periodo 2009-2018), el 61% de los incendios es intencionado, asociándose el 70% de ellos con actividades ganaderas, y el 22% está causado por negligencias (Colina et al., 2020). En la vertiente sur, en León, las causas intencionadas representan cerca del 53% y las negligencias el 34%. Una vez que se ha producido la ignición, la continuidad espacial de la vegetación y la acumulación de combustible (biomasa vegetal) son factores clave que determinan la propagación del fuego en el paisaje (de las Heras et al., 2012), reconociéndose como la principal causa del aumento de la severidad de los incendios forestales (García-Llamas et al., 2019). Esta circunstancia se asocia con el abandono de los usos del suelo y de las prácticas agrosilvopastorales ocurrido durante las últimas décadas (Fernández-Guisuraga et al., 2021b), pero también con condiciones meteorológicas más severas que producen una mayor sequedad de la vegetación y, por tanto, una mayor predisposición de la vegetación para arder.

Aunque actualmente no existen estudios detallados a escala regional, tanto las predicciones definidas a nivel nacional como europeo indican que es probable que, en la Cordillera Cantábrica, la evolución del paisaje hacia una mayor extensión y continuidad de las superficies arboladas y/o de matorral en un contexto de cambio climático (más episodios secos y cálidos) resulte, en términos globales, en un aumento substancial de la superficie quemada (Turco et al. 2018), así como en un cambio de estacionalidad, con más incendios, más severos y de mayor extensión en el periodo estival (Jiménez-Ruano et al. 2020). Dadas las marcadas diferencias climáticas entre ambas vertientes de la Cordillera, es previsible que estos cambios les afecten de forma diferente, con un incremento más moderado en la vertiente norte (Hermoso et al., 2021). Es necesario hacer hincapié en que, aunque el cambio climático facilita la propagación y aumenta la duración de la temporada de incendios, no determina la ocurrencia de los mismos que, de forma mayoritaria, está asociada a igniciones humanas. Pese a que el fuego es una perturbación ecológica clave que impacta desde tiempos históricos en la estructura, dinámica, funcionamiento y nivel de biodiversidad de los sistemas ecológicos (Pausas y Keeley, 2011), la alteración del régimen de incendios que está ocurriendo en la actualidad plantea nuevos desafíos para la protección del medio ambiente y la salud. La manera en cómo estas tendencias van finalmente a traducirse en términos de incidencia real de los incendios va a depender, de manera fundamental, de cómo evolucionen las igniciones

antrópicas, pero también de las actuaciones de mitigación, prevención y supresión de incendios que se implementen en el futuro.

## Retos de conocimiento

Generar conocimiento científico que permita identificar cuáles son las herramientas de gestión del paisaje más adecuadas bajo influencia climática atlántica (vertiente norte) y mediterránea (vertiente sur) para generar regímenes de incendios sostenibles, tanto ecológica como socialmente, de forma que se pueda frenar el avance de los grandes incendios o al, menos, reducir su impacto tanto en los ecosistemas como en la sociedad.

## Referencias

- Calvo, L., Tárrega, R., Luis, E. (1999). Post-fire succession in two *Quercus pyrenaica* communities with different disturbance histories. *Annals of Forest Science*, 56: 441-447.
- Carracedo, V., Cunill, R., García-Codron, J. C., Pèlach, A., Pérez-Obiol, R., & Soriano, J. M. (2018). History of fires and vegetation since the Neolithic in the Cantabrian Mountains (Spain). *Land degradation & development*, 29(7), 2060-2072.
- Colina, A., Novo, A., Álvarez, M., González, G., Torralba, A., et al. (2020). Estrategia integral de prevención y lucha contra los incendios forestales en Asturias (2020-2025). Gobierno del Principado de Asturias. 295pp.
- De las Heras J., Moya D., Vega J.A., Daskalidou E., Vallejo V.R., Grigoriadis N., Tsitsoni T., Baeza J., Valdecantos A., Fernández C. et al. (2012). Post-fire management of serotinous pine forests. In: Moreira F., Arianoutsou M., Corona P., De las Heras J. (Eds.), *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests, Managing Forest Ecosystems* 24. Springer. 121-150.
- Fernández-García, V., Fulé, P.Z., Marcos, E., Calvo, L. (2019). The role of fire frequency and severity on the regeneration of Mediterranean serotinous pines under different environmental conditions. *Forest Ecology and Management*, 444: 59-68.
- Fernández-Guisuraga, J.M., Verrelst, J., Calvo, L., Suárez-Seoane, S. (2021a). Hybrid inversion of radiative transfer models based on high spatial resolution satellite reflectance data improves fractional vegetation cover retrieval in heterogeneous ecological systems after fire. *Remote Sensing of Environment*, 255, 112304.
- Fernández-Guisuraga, J.M., Suárez-Seoane, S., Calvo, L. (2021b). Radiative transfer modeling to measure fire impact and forest engineering resilience at short-term. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 176: 30-41.
- García-Llamas, P., Suárez-Seoane, S., Taboada, A., Fernández-García, V., Fernández-Guisuraga, J.M., Fernández-Manso, A., Quintano, C., Marcos, E., Calvo, L. (2019). Assessment of the influence of biophysical properties related to fuel conditions on fire severity using remote sensing techniques: a case study on a large fire in NW Spain. *International Journal of Wildland Fire*, 28(7) 512-520
- Hermoso, V., Regos, A., Morán-Ordóñez, A., Duane, A., & Brotons, L. (2021). Tree planting: A double-edged sword to fight climate change in an era of megafires. *Global Change Biology*, 27(13), 3001-3003.
- Jiménez-Ruano, A., de la Riva Fernández, J., Rodrigues, M. (2020). Fire regime dynamics in mainland Spain. Part 2: A near-future prospective of fire activity. *Science of The Total Environment*, 705, 135842.
- Pausas J.G., Keeley J.E. (2021). Wildfires and global change. *Frontiers in Ecology and Environment* 19(7).
- Quintano, C., Fernández-Manso, A., Calvo, L., Marcos, E., Valbuena, L. (2015) Land Surface Temperature as potential indicator of burn severity in forest Mediterranean ecosystems. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 36: 1-12
- Rodrigues, M., Jiménez-Ruano, A., de la Riva, J. (2020). Fire regime dynamics in mainland Spain. Part 1: drivers of change. *Science of The Total Environment*, 721, 135841.
- Turco, M., Rosa-Cánovas, J. J., Bedia, J., Jerez, S., Montávez, J. P., Llasat, M. C., Provenzale, A. (2018). Exacerbated fires in Mediterranean Europe due to anthropogenic warming projected with non-stationary climate-fire models. *Nature Communications*, 9(1), 1-9.
- Urbieto, I. R., Franquesa, M., Viedma, O., Moreno, J. M. (2019). Fire activity and burned forest lands decreased during the last three decades in Spain. *Annals of Forest Science*, 76(3), 1-13.

### 13. Procesos geomorfológicos e hídricos

**José Barquín\*, Ignacio Pérez-Silos y José Manuel Álvarez-Martínez**

Instituto de Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria (IHCantabria, Avda. Isabel Torres, 15, Parque Científico y Tecnológico de Cantabria, 39011 Santander, España)

Autor de correspondencia: jose.barquin@unican.es

Los ríos de la Cordillera Cantábrica, en conjunto, producen una descarga media de 561 m<sup>3</sup>/s de caudal y 35 kg /s de sólidos en suspensión al mar Cantábrico (Prego et al. 2008). Este volumen de agua y cantidad de sedimentos están gobernados en cada cuenca por una serie de variables como el área de drenaje, la precipitación, la pendiente, la capacidad de infiltración de las laderas, y, sobre todo, por el tipo de cubierta vegetal dominante (Knighton 1998).

La cobertura de bosque en las cuencas cantábricas es clave a la hora de determinar si un curso fluvial es de flujo permanente o temporal (González-Ferreras y Barquín 2017). De hecho, los bosques naturales de carácter maduro han demostrado ejercer un control importante de los extremos hidrológicos como inundaciones o sequías en los ríos de la Cordillera Cantábrica (Belmar et al. 2018). Las cuencas de los ríos Deva-Cares y Sella, en las cuales persisten extensos bosques centenarios, poseen una mayor capacidad de amortiguación de la intensidad y frecuencia de avenidas y un mayor caudal base que otras cuencas cercanas, como la del río Miera o el Pas. Estas últimas han sufrido una gran deforestación hace más de 200 años y se han mantenido en esa condición mediante el uso del fuego y el pastoreo del ganado. De hecho, la regulación hidrológica depende más del grado de madurez que de la extensión del bosque en la cuenca (Belmar et al. 2018). Esto se debe a que los bosques maduros tienen una serie de características que favorecen los procesos hidrológicos de intercepción (en función del Índice de Área Foliar; Brutsaert 2005), de infiltración al subsuelo y percolación a aguas subterráneas (raíces más profundas, gran cantidad de macroinvertebrados que abren macroporos en el suelo, etc.; Binkley & Fisher 2013), así como de almacenamiento y reducción de la evaporación (tanto por el mantillo de hojarasca como por la propia cobertura de los árboles; Brutsaert 2005).

La renaturalización de los bosques en las cuencas de la Cordillera Cantábrica puede, no obstante, reducir los caudales fluviales al aumentar la evapotranspiración durante las primeras etapas de regeneración forestal (bosques menores de 80-100 años). Por ejemplo, la expansión arbustiva y boscosa tras el abandono rural de la cuenca del río Pisuerga durante los últimos 70 años parece ser la causa de la reducción de los caudales de este río (Pisabarro et al. 2019). En cualquier caso, los efectos de reducción de caudal se amortiguan con el tiempo ya que los bosques maduros (> 100-150 años) muestran menores tasas de evapotranspiración durante los meses de estiaje, consumiendo proporcionalmente menos agua que una masa forestal más joven o de repoblación (Eamus et al. 2006).

El paso de una cobertura vegetal dominada por terrenos agrícolas y pastizales a una cobertura leñosa, inicialmente arbustiva y posteriormente arbórea, ha demostrado producir una importante reducción de las tasas de erosión y de transporte de sedimentos en los ríos de la Cordillera Cantábrica (Pisabarro et al. 2019), especialmente en las zonas de mayor pendiente (Pérez-Silos 2021). En este sentido, a la prevención de la erosión ejercida por el bosque de ladera se le une la capacidad de filtrado, retención de sedimentos y protección física de las orillas proporcionadas por el bosque de ribera (Pérez-Silos 2021). Esta reducción de sedimentos en la cuenca puede llegar incluso a producir importantes cambios morfológicos en los tramos fluviales medios o bajos, como, por ejemplo, la pérdida de su morfología trezada (Marquínez et al. 2018). En este caso, la morfología trezada no debe tomarse como una condición de referencia sino como una respuesta a una mayor producción de sedimentos en la cuenca por la falta de cobertura boscosa. Adicionalmente, un estudio en la Cordillera Cantábrica ha demostrado que la regeneración del bosque ha sido una de las principales causas de reducción de los riesgos producidos por avalanchas de nieve, sobre todo en asentamientos humanos que se encuentran por debajo de la línea potencial del bosque (García-Hernández et al. 2017). Otro aspecto a remarcar en la interacción entre cuencas forestadas y morfodinámica fluvial es el papel que tiene la madera muerta como agente de retención de sedimentos o como protección de la erosión de cauce y orillas (e.g. Díez et al. 2000).

Finalmente, del mismo modo que los bosques maduros contribuyen a amortiguar los extremos hidrológicos, la cobertura forestal en las cuencas cantábricas amortigua notablemente los cambios de la temperatura del aire en superficie (García-Codrón & Pacheco 1999). En este sentido, los ríos con una mayor cobertura boscosa experimentarían oscilaciones más suaves de la temperatura del agua y del aire que aquellos que drenan cuencas dominadas por matorrales o pastos (Chiaga-Pouaha 2020).

### **Retos de conocimiento**

¿Cuál es la cobertura de usos de suelo en las cuencas cantábricas que garantiza un buen funcionamiento hidro-morfológico de los ríos?

¿Qué cobertura de bosque de ladera y de bosque de ribera es necesaria para una amortiguación de los efectos del cambio climático (caudal y temperatura) en las cuencas cantábricas?

¿Cómo afecta la disposición de los parches de bosque en el paisaje al control hidrológico y las tasas de erosión?

¿Cómo influyen las dinámicas forestales (perturbaciones relacionadas con extracción de biomasa o fuegos) en la cantidad de agua, sedimentos y temperatura del agua de los ecosistemas fluviales?

¿Qué rol juega la madera muerta en los ríos cantábricos a la hora de disminuir las tasas de erosión del cauce y orillas a escala de cuenca?

## Referencias

- Belmar, O., Barquín, J., Álvarez-Martínez, J. M., Peñas, F.J., & del Jesús, M. (2018). The role of forest maturity in extreme hydrological events. *Ecohydrology*, 11, e1947.
- Brutsaert, W. (2005). *Hydrology: An Introduction*. Cambridge University Press, New York.
- Chiaga-Pouaha, A. N. (2020). *Spatiotemporal patterns of water temperature in river ecosystems in Cantabria, north of Spain*. Tesis de Master. Facultad de Ciencias de la Universidad Autónoma de Madrid.
- Díez, J. R., Larrañaga, S., Elósegi, A., & Pozo, J. (2000). Effect of removal of wood on streambed stability and retention of organic matter. *Journal of the North American Benthological Society*, 19, 621-632.
- Eamus, D., Hatton, T., Cook, P., & Colvin, C. (2006). *Ecohydrology: Vegetation function, water and resource management*. CSIRO publishing, Collingwood, Australia.
- Fisher, R. F. & Binkley, D. (2013). *Ecology and Management of Forest Soils*, 4<sup>th</sup> Edition John Wiley & Sons, Ltd.
- García-Codrón, J. C. & Pacheco, S. (1999). Clima de bosque y clima de prado en el litoral cantábrico. En: *La Climatología española en los albores del siglo XXI. I Congreso de la Asociación Española de Climatología*. Asociación Española de Climatología, Barcelona, Spain, pp: 189–197.
- García-Hernández, C., Ruiz-Fernández, J., Sánchez-Posada, C., Pereira, S., Oliva, M., & Vieira, G (2017). Reforestation and land use change as drivers for a decrease of avalanche damage in mid-latitude mountains (NW Spain). *Global and Planetary Change*, 153, 35–50.
- González-Ferreras, A. M. & Barquín, J. (2017). Mapping the temporary and perennial character of whole river networks. *Water Resources Research*, 53, 6709–6724.
- Knighton, D. (1998). *Fluvial Forms and Processes: A New Perspective*. Oxford University Press Inc.
- Marquínez-García, J., Colina-Vuelta, A., Fernández-Iglesias, E., Fernández-García, M., González-Rodríguez, G., Salgado-Fernández, L., & Fuego-Gómez, B. (2018). Influencia de los cambios en los usos del suelo durante los últimos 60 años en la morfología fluvial del río Saja (Cordillera Cantábrica). In: Lopez-García, M.J., Carmona, P., Salom, J. & J.M. Albertos (eds). *Tecnologías de la información geográfica: perspectivas multidisciplinares en la sociedad del conocimiento* (pp. 287-296). Universidad de Valencia.
- Pérez-Silos, I. (2021). *Hacia una gestión dinámica e integral del paisaje en cuencas de montaña: definición de una estrategia adaptativa a los retos derivados del cambio global*. Tesis Doctoral, E.T.S.I. de Canales, Caminos y Puertos, Dpto. de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Santander.
- Pisabarro, A., Pellitero, R., Serrano, E., & López-Moreno, J.I. (2019). Impacts of land abandonment and climate variability on runoff generation and sediment transport in the Pisuerga headwaters (Cantabrian Mountains, Spain). *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 101, 211-224.
- Prego, R., Boi, P., & Cobelo-García, A. (2008). The contribution of total suspended solids to the Bay of Biscay by Cantabrian Rivers (northern coast of the Iberian Peninsula). *Journal of Marine Systems*, 72, 342–349.