

Efectos ambientales de las plantaciones de eucalipto en la CAPV y zonas circundantes

Autores:

Arturo Elosegí¹, Juan Arizaga², Carlos Cabido³, Aitor Larrañaga¹

¹Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Facultad de Ciencia y Tecnología, UPV/EHU

²Departamento de Ornitología, Sociedad de Ciencias Aranzadi

³Departamento de Herpetología, Sociedad de Ciencias Aranzadi

Fecha:

Enero, 2020

Cómo citar este informe:

Elosegí, A., Arizaga, J., Cabido, C., Larrañaga, A. 2020. Efectos ambientales de las plantaciones de eucalipto en la CAPV y zonas circundantes. UPV/EHU – Sociedad de Ciencias Aranzadi. Inédito.

Resumen ejecutivo

Este informe, realizado por encargo de la Dirección de Patrimonio Natural y Cambio Climático del Gobierno Vasco y a instancias del Parlamento Vasco, evalúa la situación del eucalipto en el País Vasco y el impacto que puede suponer para la biodiversidad y el medio ambiente.

Para ello, hemos buscado publicaciones que comparen plantaciones de eucaliptos con las dos alternativas forestales más comunes: plantaciones de pinos y bosques autóctonos. Nos hemos basado principalmente en artículos de investigación evaluados por pares y recogidos en la Web of Science o SCOPUS, bases de datos que recogen la literatura científica más importante sobre medio ambiente. Hemos complementado esta información con otro tipo de informes y con consultas a numerosos grupos y centros del sistema vasco de investigación, así como a las Diputaciones Forales.

La superficie cubierta por eucaliptos en la Comunidad Autónoma del País Vasco se ha multiplicado por 4 en las últimas tres décadas y ya cubre el 2,6% del territorio. Su distribución se está extendiendo desde el oeste y la costa de Bizkaia a zonas en Araba y en Gipuzkoa. Aproximadamente el 60% de dicha superficie está cubierta por *Eucalyptus globulus*, el 37% por *E. nitens* y el 3% por otras especies.

Hemos encontrado más de 40 estudios sobre los efectos ambientales de los eucaliptos en el País Vasco y zonas aledañas, y más de 140 en otras regiones de la península ibérica. Los mismos abarcan todo tipo de variables, desde la calidad del suelo a la hidrología o la biodiversidad. Hay mucha información adicional sobre otras regiones, pero no la hemos tenido en cuenta, dado que las diferencias climáticas o biogeográficas hacen que sus conclusiones no sean directamente transferibles al País Vasco.

Los resultados indican de manera clara y sistemática un efecto ambiental negativo de los eucaliptos, tanto en el País Vasco como en el resto de la península.

Los suelos bajo eucaliptal tienden a ser más impermeables y la hojarasca del eucalipto libera sustancias que frenan el crecimiento de otras especies de plantas. También se aprecia una disminución en la diversidad de invertebrados del suelo, de hongos terrestres, líquenes y plantas.

Los anfibios muestran una reducción en la abundancia y diversidad bajo los eucaliptos, así como un peor estado de salud y un comportamiento alterado. La abundancia y diversidad de aves también es menor en las plantaciones de eucaliptos que en otras plantaciones o en bosques autóctonos. Los efectos son menos claros sobre los mamíferos.

Las plantaciones de eucaliptos afectan a la mayor parte de las variables estudiadas en los ríos. La hojarasca de eucalipto es un alimento de baja calidad y pobre en nutrientes, lo que repercute en la abundancia y diversidad de hongos y de invertebrados acuáticos, y que acaba afectando al funcionamiento del ecosistema fluvial,

Finalmente, aunque los incendios forestales y la lucha contra el calentamiento global son aspectos complejos en los que juegan tanto factores biofísicos como socio-económicos, parece que en ambos campos las plantaciones de eucaliptos no reducen, sino que aumentan los riesgos de otro tipo de alternativas forestales.

Las afecciones ambientales de los eucaliptos son menos intensas que las de otros usos del suelo, como los industriales o urbanos, pero pueden tener un impacto notable dada la extensión espacial que pueden alcanzar. Además, las plantaciones de eucaliptos afectan principalmente a zonas rurales y remotas, que son las que albergan mayor biodiversidad y las más frágiles desde el punto de vista de la conservación del medio ambiente. Por todo ello, la expansión de los eucaliptos puede ocasionar serios efectos ambientales en el País Vasco y amenazar aún más especies incluidas en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas.

ÍNDICE

1. Antecedentes.....	5
2. Objetivos.....	6
3. Características del eucalipto y de sus explotaciones forestales.....	6
4. Metodología.....	9
4.1. Evolución de los eucaliptales en el País Vasco.....	9
4.2. Evaluación de sus efectos ambientales.....	9
5. Resultados y discusión.....	13
5.1. Información encontrada.....	13
5.2. Evolución de los eucaliptales.....	13
5.3. Efectos sobre suelos.....	16
5.4. Efectos sobre los hongos y la vegetación.....	19
5.5. Efectos sobre los vertebrados terrestres.....	20
5.6. Efectos sobre la hidrología.....	25
5.7. Efectos sobre los ríos.....	26
5.8. Efectos sobre el régimen de incendios y las consecuencias de los mismos.....	29
5.9. Efectos sobre el calentamiento global.....	30
6. Valoración.....	32
6.1. Cantidad y calidad de la información disponible.....	32
6.2. Efectos ambientales de los eucaliptales.....	34
7. Bibliografía.....	38

1. Antecedentes

Algunas especies de eucaliptos han sido introducidas en muchas regiones del mundo por su rápido crecimiento, hasta el punto de que han llegado a cubrir grandes extensiones en la península ibérica, en Sudamérica, África o Asia. Se trata a menudo de manchas monoespecíficas que se explotan con un turno de rotación muy corto, lo que puede afectar al balance hídrico de las cuencas y a la biodiversidad, tanto terrestre como fluvial. El elevado coste humano y económico de los recientes incendios forestales en eucaliptales de Portugal y Galicia han aumentado la preocupación por la política forestal en estas zonas.

Por otro lado, el Comité Científico del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas y del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras ha dictaminado recientemente que las principales especies de eucaliptos que se plantan en España deberían incluirse en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras debido a su alto riesgo de invasión, consecuencia de sus características biológicas, fisiológicas y ecológicas.

Sin duda, hay preocupación por los efectos ambientales que pudieran ocasionar las plantaciones de eucaliptos (Cuadro 1).

Cuadro 1

Los informes de la FAO sobre los eucaliptos

En la segunda mitad del siglo XX los efectos ambientales de los eucaliptos causaron un intenso debate, especialmente a partir del Programa Forestal Social de la India en la década de 1980 ¹. Un estudio clásico de la FAO ² revisó los estudios sobre el tema, centrándose en los efectos hidrológicos, sobre la erosión, la fertilidad del suelo y la biodiversidad. Sus conclusiones resaltaban que (1) los eucaliptos tienen un fuerte impacto hidrológico al reducir el aporte de agua de las cuencas, (2) no son especies apropiadas para el control de la erosión, (3) su explotación intensiva en turnos cortos lleva a un rápido agotamiento de los nutrientes en el suelo, y (4) albergan menos biodiversidad que los bosques naturales o que las plantaciones de especies autóctonas. Sin embargo, este informe también dejaba claro que los efectos ambientales dependen mucho del contexto climático, geográfico y social, lo que evidencia la necesidad de estudios locales para evaluar el impacto potencial de los eucaliptales en cada zona. Un estudio posterior ³, aunque ratificaba muchos de los impactos identificados por la FAO, recordaba que la mayor parte de los mismos son comunes a cualquier plantación forestal de rápido crecimiento y recalca los beneficios económicos y sociales de los eucaliptos. Este documento achacaba la mayor parte de los problemas creados por los eucaliptos a la forma en que se implementaron los programas de reforestación, no a las características intrínsecas de las especies utilizadas. Desde entonces la FAO ha publicado abundante material sobre los efectos ambientales, sociales y económicos de los eucaliptos, sobre todo en Asia y África. Entre dicho material destaca una bibliografía anotada ⁴ que recoge lo publicado entre 1985 y 1994. Sin embargo, esta documentación ofrece poca información sobre los efectos específicos que puedan tener las plantaciones de eucaliptos en el País Vasco.

Hasta hace poco, las plantaciones de eucaliptos del País Vasco, sobre todo de *Eucalyptus globulus*, estaban limitadas a las zonas más occidentales, lindantes con Cantabria, y a la costa de Bizkaia principalmente. Sin embargo, en los últimos años las plantaciones de pino, en su mayor parte pino insigne o de Monterrey (*Pinus radiata*), se han visto afectadas por una serie de plagas forestales como el chancro del pino, la banda roja y la banda marrón, lo que, unido a los bajos precios de mercado de la madera de esta especie, ha hecho que muchos propietarios forestales consideren el eucalipto como una alternativa. En consecuencia, las plantaciones de eucalipto se están extendiendo a zonas en las que hasta hace poco no existían o eran residuales. Esta expansión geográfica responde a condicionantes socio-económicos, pero también a la menor frecuencia de inviernos duros como consecuencia del calentamiento global, así como a la introducción del *Eucalyptus nitens*, una especie más resistente a las heladas.

El Pleno del Parlamento Vasco, en sesión celebrada el 20 de diciembre de 2018, aprobó la Moción 44/2018, relativa a la declaración del eucalipto como especie invasora en Euskadi. En la misma, instó al Gobierno Vasco a poner en marcha, en el plazo de tiempo más breve posible, el procedimiento administrativo para crear el catálogo de especies exóticas invasoras de Euskadi. También instó a los departamentos competentes "a poner en marcha un estudio científico y técnico que evalúe la situación del eucalipto en nuestro territorio, así como de otras especies de crecimiento rápido, y el impacto que pueda representar para el suelo, la biodiversidad, etcétera". El Gobierno Vasco, mediante su Dirección de Patrimonio Natural y Cambio Climático, nos solicitó realizar dicho estudio, que presentamos a continuación.

2. Objetivos

Los objetivos de este estudio son evaluar la situación del eucalipto en nuestro territorio y determinar el impacto que pueda representar sobre el suelo, la biodiversidad y otros componentes del medio ambiente. No analizamos las implicaciones económicas o sociales que puedan tener las plantaciones de eucaliptos.

3. Características del eucalipto y de sus explotaciones forestales

Se llama eucaliptos a un grupo de árboles y arbustos de la familia de las mirtáceas, que incluye siete géneros botánicos (*Allosyncarpia*, *Angophora*, *Arillastrum*, *Corymba*, *Eucalyptopsis*, *Eucalyptus* y *Stockwellia*). Su distribución natural actual se restringe a Tasmania, Australia, Nueva Caledonia, Nueva Guinea, Indonesia y Filipinas ⁵, aunque los fósiles más antiguos de eucalipto han sido hallados en Sudamérica, región donde el grupo se extinguió hace tiempo ⁶.

El género *Eucalyptus*, del que trata el presente informe, comprende más de 600 especies de árboles y arbustos ⁵. Casi todas son especies de hojas perennes, habitualmente con forma de hoz, que a menudo contienen glándulas con aceites esenciales que sirven como defensa anti-herbívoros. Las flores no tienen pétalos pero sí grandes estambres que salen de una base en forma de copa. Producen

mucho néctar con el que atraen insectos polinizadores. El fruto consiste en una cápsula dura, cerrada por una valva que se abre al madurar, momento en el que deja salir las semillas. Éstas normalmente se dispersan a distancias pequeñas, aunque algunas especies, como *E. camaldulensis*, cuyas semillas son dispersadas por el agua, y otras especies cuyas semillas los son por las aves, tienen mayor capacidad de dispersión ⁷. La mayor parte de las especies toleran mal las heladas, aunque hay algunas, como *E. nitens*, más resistentes ^{8,9}. Muchas especies de eucaliptos están adaptadas al fuego: su alto contenido en aceites las hace muy combustibles, pero tienen una gran capacidad de regeneración a partir de los tocones y las semillas, que germinan fácilmente tras los incendios ¹⁰. La mayor parte de los eucaliptos están adaptados a suelos pobres y a la escasez de agua. En estas condiciones su tasa de crecimiento no es elevada, si bien puede aumentar mucho cuando se trasplantan a suelos fértiles y bien irrigados ¹¹.

En Oceanía, su región de origen, numerosas especies de eucaliptos muestran un fuerte declive por efecto de plagas, cambios en el régimen de incendios o como consecuencia del cambio climático ¹². Por el contrario, los eucaliptos se han expandido por todo el mundo, al ser uno de los grupos de especies más utilizados en plantaciones ¹¹, que ocupan actualmente más de 20 millones de hectáreas ¹³. Esta expansión se debe a que algunas especies de eucaliptos se adaptan bien a distintos tipos de suelo y regiones climáticas, tienen elevadas tasas de crecimiento, son poco atractivas para los herbívoros y están relativamente libres de patógenos ¹⁴. Sin embargo, con el tiempo aumenta el número de plagas que afectan a las plantaciones de eucaliptos, bien porque alguna especie australiana llega al nuevo territorio, bien porque alguna especie local se adapta a atacar al eucalipto ¹⁵. Este fenómeno, que se acelera con la globalización ¹³, también ocurre en la península ibérica, donde el eucalipto ya es atacado por varias especies de hongos e insectos de origen australiano ^{16,17}.

Fuera de su región de origen, las plantaciones de eucalipto pueden seguir esquemas de cultivo diferentes. En algunas regiones predominan las plantaciones "industriales", en grandes parcelas monoespecíficas explotadas de manera intensiva para un producto principal (fundamentalmente pulpa para papel), mientras que en otras regiones los eucaliptos se plantan en un mosaico agroforestal, buscando una diversidad de productos (leña, carbón vegetal, madera para construcción, miel, etc.) ¹⁴. La mayor parte de las plantaciones en la península ibérica siguen el esquema industrial, con un uso principal de la madera para pasta, aunque también se usa para madera aserrada, tableros de partículas, parquet o aceites esenciales ¹⁸. Lo habitual en el norte de la península ibérica es plantar con una densidad de 2000 a 2500 pies por hectárea y talar a los 10-12 años, destocoando y replantando después de 3-4 cortas ¹⁸. Este esquema se aplica también en el País Vasco con ligeras variaciones. Un cambio notable que se ha producido en los últimos años son las técnicas de explotación. Actualmente, el eucalipto se extrae casi exclusivamente mediante máquinas procesadoras que reducen la necesidad de personal para su explotación, pero aumentan la necesidad de vías de saca, sobre todo en zonas de fuerte pendiente ¹⁹. También, conforme aumenta la cobertura de eucaliptos, las unidades de gestión van aumentando en superficie, lo que implica que las actividades forestales (plantaciones, cortas, etc.) se realizan de manera simultánea en superficies cada vez mayores. Finalmente, los restos de corta, que antes o se quemaban o se dejaban en el terreno, ahora

empiezan a aprovecharse como biomasa para la producción eléctrica.

Cuadro 2

Especies forestales, gestión forestal y efectos ambientales

A veces se afirma que, desde el punto de vista de los efectos ambientales, lo importante no es la especie de árbol que se explota, sino el tipo de gestión que se realiza en los montes. Es cierto que el tipo de gestión tiene gran incidencia en los efectos ambientales y que algunas plantaciones de exóticas pueden albergar una biodiversidad notable, o al revés, que existen bosques de especies autóctonas cuyo valor de conservación ha sido reducido por una mala gestión. Sin embargo, hay al menos tres razones por las que la especie en la que se centra la gestión forestal afecta a las consecuencias ambientales de la misma.

En primer lugar, la elección de la especie de árbol determina muchas de las actividades de gestión forestal, como el tipo y frecuencia de cortas, los tratamientos fitosanitarios a aplicar, o la necesidad de abonados. Los eucaliptos en la península ibérica se explotan de manera casi exclusiva en turnos de rotación extremadamente cortos, de 10-15 años, y mediante cortas a hecho, es decir, cortando todos los troncos simultáneamente, mientras que los robledales se explotan en turnos de rotación superiores a los 120 años y a menudo mediante cortas selectivas. El segundo modelo proporciona, evidentemente, más tiempo a la biodiversidad para recuperarse de las talas, que son una de las actividades forestales más agresivas.

En segundo lugar, cada especie de árbol tiene toda una cohorte de especies asociadas, desde hongos, líquenes, insectos y hasta vertebrados, que no pueden vivir en cualquier tipo de bosque. Por ejemplo, de entre los escarabajos que aparecen en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre y Marina ²⁰, el ciervo volante (*Lucanus cervus*) está asociado a robles y encinas, mientras que *Rosalia alpina* lo está a hayedos. Ninguna de las especies que recoge dicho catálogo está asociada a eucaliptos.

En tercer lugar, la Directiva de Hábitats ²¹, la norma europea que regula la protección de la biodiversidad, establece una lista de hábitats de interés comunitario, que tienen preferencia a la hora de la conservación. La mayor parte de éstos, como el 9120 (hayedos acidófilos atlánticos con sotobosque de *Ilex* y a veces de *Taxus* (*Quercion robori-petraeae* o *Ilici-Fagenion*)) o el 91E0* (bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)), vienen definidos por las especies vegetales que los constituyen.

Así pues, la especie de árbol dominante en un bosque no determina, pero sí influye sobre el valor ambiental que pueda tener el mismo. Ese valor también varía en función de la gestión que haya tenido, no sólo el bosque, sino también su entorno.

4. Metodología

4.1. Evolución de los eucaliptales en el País Vasco

Para describir la evolución de los eucaliptales en el País Vasco nos hemos basado en los Inventarios Forestales que el Gobierno Vasco ha publicado en 1986, 1996, 2005, 2016 y 2018. Dado que parece haber una expansión reciente del eucalipto a raíz de la banda marrón del pino, que se ha acelerado especialmente en 2018, también hemos consultado a los servicios de montes de las tres Diputaciones Forales sobre plantaciones recientes. Desde estas tres instituciones se nos ha respondido que, al no subvencionarse las plantaciones de eucaliptos, las Diputaciones no recogen de manera sistemática la extensión y características de las mismas. Solamente la DFA ha facilitado algunos datos fragmentarios de parcelas con eucaliptos en febrero de 2019.

4.2. Evaluación de sus efectos ambientales

Para evaluar los efectos ambientales de las plantaciones de eucaliptos hemos recopilado la información disponible en el País Vasco, preguntando directamente a investigadores del medio ambiente en la Universidad del País Vasco, Sociedad de Ciencias Aranzadi, BC3, Neiker y otras instituciones de carácter científico-técnológico. Hemos priorizado como fuente de información las publicaciones científicas recogidas en la Web of Science (WOS) o en SCOPUS, dado que las mismas han seguido un procedimiento estricto de revisión por pares (ver cuadro 3) y tienen unas garantías de rigor de las que carecen otro tipo de documentos, como informes, trabajos de fin de grado y, en general, la denominada "literatura gris" (trabajos de carácter técnico no sometidos a la revisión por pares existente en las revistas científicas internacionales). Sin embargo, hemos incluido también este tipo de trabajos, especialmente cuando han sido realizados en el País Vasco, aunque diferenciando en la bibliografía aquellos que aparecen en la WOS. Un informe elaborado por Greenpeace ¹⁹ recoge un amplio listado de trabajos sobre eucaliptales para España y Portugal, publicados en buena medida a través de informes, revistas divulgativas o actas de congresos. Sin embargo, dada la imposibilidad de encontrar toda esta información de manera sistemática, hemos preferido priorizar los artículos publicados en revistas internacionales y recopilados en WOS o SCOPUS.

Cuadro 3

Evaluación por pares, fuentes de información, tipo de estudio y nivel de evidencia científica

Los estudios técnico-científicos pueden diferir mucho en su calidad y rigor, así como en el nivel de evidencia científica que aportan. En cuanto a las reglas para determinar la calidad, fiabilidad y nivel de evidencia de un trabajo, uno de los criterios más usados es que el trabajo haya sido publicado en una revista científica tras su **evaluación por pares** ("peer review" en inglés). Ésta consiste en que los artículos que llegan a la revista son enviados a evaluar por expertos en el tema, que deben verificar que el contenido de los mismos se ajuste a los criterios de rigor y calidad de la investigación científica. En el caso de que el artículo enviado tenga el

nivel suficiente, los revisores habitualmente recomiendan una serie de mejoras, que pueden ir desde cambios en la redacción hasta medir variables adicionales o realizar tratamientos estadísticos distintos, y el estudio sólo se publica tras haber cumplido con estos requerimientos. El trabajo de los revisores suele ser secreto y no remunerado, y sólo se realiza tras verificar que el revisor no tiene conflicto de intereses con los autores. Los autores también tienen que declarar si tienen algún **conflicto de interés**, como sería, por ejemplo, que un estudio que evalúe la efectividad de un fármaco haya sido financiado por la empresa que lo produce. Todo este procedimiento está pensado para proporcionar las mayores garantías posibles de calidad científica e imparcialidad. Los estudios no publicados en revistas científicas (informes para la administración o para una empresa, tesis de fin de máster, etc.) pueden ser excelentes, pero no ofrecen las mismas garantías que los artículos publicados en revistas científicas.

Aunque todas las revistas científicas siguen en esencia el mismo proceso de evaluación y selección de artículos, hay diferencias en cuanto a la calidad y relevancia de los trabajos que publican. Las bases de datos que recogen las revistas mejores en el campo de las ciencias ambientales son la **Web of Science** y **SCOPUS**, por lo que los trabajos recogidos en estas bases de datos ofrecen más garantías que el resto. Otro criterio adicional es el **factor de impacto** de la revista, que se calcula como el número medio de veces que es citado un artículo de esa revista en los dos primeros años tras su publicación. Todos los científicos son evaluados en base al impacto de su trabajo, por lo que hay una fuerte competencia por publicar en las revistas de mayor visibilidad, con lo que éstas son extremadamente selectivas y rechazan más del 90% de los trabajos que les llegan. Los estudios que pasan esa criba suelen estar entre los mejores y más relevantes desde el punto de vista científico. Los estándares y las prácticas científicas evolucionan. Actualmente muchas revistas exigen a los autores que, además de incluir las figuras, tablas y análisis estadísticos en el artículo, pongan los resultados brutos de su trabajo en un **repositorio público**, para que quien quiera pueda verificar el trabajo.

Otro criterio importante es el **tipo de estudio**. Los **estudios observacionales** miden variables (es decir, propiedades o eventos) que ocurren naturalmente, sin haber sido manipuladas experimentalmente por el observador. Por ejemplo, podemos medir y comparar el pH del suelo en plantaciones de eucalipto y en bosques naturales. Este tipo de estudios son relativamente sencillos de realizar, pero aún en el caso de que halláramos diferencias significativas, las técnicas estadísticas clásicas no permitirían el establecimiento directo de relaciones de tipo causal. Es decir, incluso si el pH fuera menor en las plantaciones de eucaliptos que en los bosques naturales, esto no demostraría de forma directa que la plantación de eucaliptos causa una disminución del pH: este efecto podría deberse a otros factores ambientales (como el uso previo de la parcela) que han ocurrido previamente o coocurren en las parcelas cultivadas. Dos criterios importantes a la hora de valorar estudios observacionales son el **tamaño de la muestra empleada** y la **forma de selección de la muestra usada**. El resultado de la comparación de unos pocos eucaliptales y unos pocos robledales es, en general, menos fiable que el de la comparación entre numerosos eucaliptales y numerosos robledales. Por otro lado, en líneas generales, los estadísticos prefieren usar muestras aleatorias para garantizar la representatividad de los datos.

Los **estudios manipulativos**, por otro lado, manipulan de manera experimental una o varias variables y miden la respuesta de la variable de interés. Permiten establecer relaciones de **causalidad**, siempre que estén bien diseñados ²². Un ejemplo es lo que en ciencias ambientales se llama estudio tipo **BACI** (del inglés "Before/After-Control/Impact" ²³). En este tipo de estudios se analiza el efecto de un impacto (como puede ser el cambio en el uso del suelo, la tala, la fertilización o cualquier otra actividad) en una variable midiendo dicha variable en parcelas control y parcelas impactadas, antes y después de que se produzca el impacto. En el caso de las plantaciones forestales no es fácil realizar estudios BACI, dado el tiempo que implicarían por el lento crecimiento de los árboles. Para ello, se tendría que hacer primero el seguimiento de varias parcelas idénticas, plantar eucalipto en algunas de ellas y bosque autóctono en otras y repetir el seguimiento en todas ellas a lo largo del ciclo de explotación de las mismas, lo que supondría un trabajo a muchos años vista. Se han realizado estudios BACI de actividades forestales como las cortas a hecho, pero no son muy frecuentes.

Algunos trabajos se basan en técnicas de **modelización**. Su calidad y su nivel de evidencia dependen fundamentalmente de la solidez de los supuestos del modelo y de la calidad de los datos que lo alimentan. Finalmente, los **meta-análisis** recopilan la información publicada sobre un tema combinando distintos estudios en un único análisis estadístico, de forma que aumentan la solidez de las conclusiones que se pueden extraer del mismo. Los meta-análisis son a priori los estudios que ofrecen mejor nivel de evidencia científica, aunque a menudo, en el ámbito de la ecología y la conservación, la información existente no tiene la suficiente homogeneidad como para poder llevar a cabo este tipo de análisis.

La búsqueda en WOS y SCOPUS se ha realizado tratando de recoger todos los trabajos que analicen posibles impactos ambientales de los eucaliptales, usando los siguientes términos de búsqueda: eucalypt*, biodiversity, erosion, soil loss, wildfire, biological invasions, invasive, exotic, competition, disturbance, Iberian Peninsula. También hemos realizado búsquedas por grupos de organismos (p. ej., eucalypt* AND fungi AND (Spain OR Portugal)), para trabajos que se nos pudieran escapar de otra manera.

Los efectos ambientales pueden variar mucho dependiendo de la región biogeográfica o climática. Por ejemplo, el eucalipto es una especie nativa en Australia, por lo que la fauna allá está adaptada al mismo. Por ello, nos hemos centrado principalmente en trabajos en la península ibérica y, especialmente, en el País Vasco y zonas aledañas, dado que algunos de los efectos de los eucaliptales podrían variar de unas zonas a otras. Por ejemplo, hay muchos estudios sobre efectos hidrológicos de los eucaliptales, pero dada la variedad de climas en la que se plantan estos árboles, es de esperar que sus consecuencias difieran entre regiones. De hecho, los efectos hidrológicos de la reforestación son más acusados en las regiones más áridas ²⁴, por lo que hay que tener cuidado a la hora de extrapolar conclusiones de cualquier estudio. Sin embargo, también hemos considerado trabajos en otras regiones de climatología similar a la nuestra, si trataban grupos taxonómicos sobre los que apenas existe información o incluso trabajos en Australia cuando valoraban efectos de los eucaliptos generalizables a cualquier organismo o zona.

Hemos tenido cuidado de evaluar los efectos de las plantaciones comerciales de eucaliptos, no otro tipo de plantaciones como, por ejemplo, las realizadas para estabilizar escombros mineros o para descontaminar suelos. El que los eucaliptos puedan estabilizar y aumentar la calidad del suelo en escombros mineros, por ejemplo, tiene poco que ver con los efectos que puedan tener las plantaciones madereras de esta especie sobre la fertilidad o las comunidades microbianas del suelo.

Igualmente, a la hora de evaluar los efectos ambientales de las plantaciones de eucalipto, hemos reparado sobre todo en las comparaciones con otros tipos de bosque (Cuadro 4), ya que entendemos que son éstas las alternativas actuales a los eucaliptos en el País Vasco, no cultivos agrícolas u otros tipos de vegetación.

Cuadro 4

Efectos ambientales y comparaciones

Los efectos de las plantaciones de eucaliptos, como los de cualquier otra actividad, dependen de con qué los comparemos. Existen bastantes trabajos que comparan las plantaciones de eucaliptos con explotaciones agrícolas. En el contexto actual del País Vasco, sin embargo, esta comparación no parece relevante, ya que ni se está produciendo la conversión de tierras agrícolas a eucaliptales, ni en general están los propietarios sopesando la disyuntiva entre agricultura y eucaliptos. Es, por tanto, más lógico comparar los efectos de las plantaciones de eucaliptos con los de otras **alternativas forestales**. Entre éstas hay dos especialmente relevantes. Por un lado, las **plantaciones de coníferas exóticas** dominan el paisaje atlántico vasco y en muchos casos están siendo sustituidas por eucaliptos. Por otro, los **bosques autóctonos**, además de constituir la vegetación natural de nuestro territorio, se están extendiendo por abandono del campo o como alternativa a las plantaciones forestales exóticas, y son la base de la producción forestal en la mayor parte de Europa.

Aparte de la especie dominante en el arbolado, la **edad** del mismo, así como la historia previa del terreno o el paisaje que circunda una parcela determinada, pueden influir en muchas de las variables que se midan en la misma. Lo ideal sería comparar un elevado número de parcelas en distintos estadios del ciclo productivo de cada tipo de arbolado, pero esto rara vez se ha hecho, dadas las dificultades logísticas que entraña. Alguna vez se ha sugerido que habría que limitar las comparaciones a parcelas con la misma edad, por ejemplo eucaliptales y robledales de 10 años. Sin embargo, esto no sería lo más adecuado, dado que cada tipo de explotación forestal tiene un turno de corta determinado. El de los robledales es superior al siglo, lo que les proporciona mayor estabilidad y les permite acumular más materia orgánica o albergar más biodiversidad. Si sólo estudiáramos parcelas de 10 años, estaríamos analizando sólo una pequeña porción de los robledales, en las etapas menos interesantes desde el punto de vista naturalístico.

5. Resultados y discusión

5.1. Información encontrada

La búsqueda bibliográfica ha producido un total de 248 artículos científicos publicados entre los años 1982 y 2019 (Fig. 1). Más de la mitad de los artículos hacían referencia a estudios realizados en la península ibérica y 43 de ellos eran estudios realizados en el País Vasco o en sus inmediaciones, como en el valle de Guriezo (Cantabria). De Galicia, región en la que abundan los eucaliptos y tiene una climatología similar a la del País Vasco, encontramos 40 artículos, mientras que otros 25 artículos hacían referencia a otras zonas de España y 67 más, a Portugal. Otros 62 artículos hacían referencia a otras zonas del mundo (principalmente Europa o zonas de clima similar al del País Vasco) o se trataba de revisiones generales sobre algún aspecto de los efectos de las plantaciones de eucalipto. Por último, tuvimos en cuenta 11 artículos de estudios que, aunque realizados en Australia, trataban efectos de los eucaliptos que son extrapolables a cualquier zona. También hemos encontrado información sobre eucaliptales del País Vasco en varios informes y tesis doctorales, que no han sido publicadas en revistas WOS. Las mismas aparecen marcadas en la bibliografía. Por lo que respecta a la fecha, la tasa a la que aparecen nuevas publicaciones aumenta con el tiempo (Fig. 1), lo que indica un interés creciente entre los investigadores por los efectos ambientales de los eucaliptos.

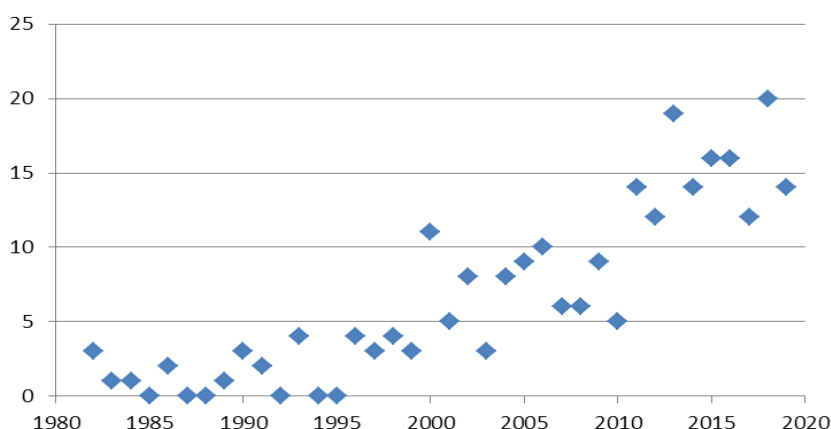


Figura 1. Número de publicaciones científicas revisadas según el año de publicación.

5.2. Evolución de los eucaliptales

Según el Tercer Inventario Forestal Nacional^a la extensión cubierta por eucaliptos en España ha sufrido una "expansión espectacular". Las estadísticas recogidas por el Gobierno Vasco^b muestran que la extensión de los eucaliptales también aumenta notablemente en el País Vasco. El Inventario Forestal de 1986 censó 3.769 ha de *E. globulus* y 1.105 ha de bosque mixto de coníferas y eucaliptos. Salvo 7 ha en Gipuzkoa, el resto estaban en Bizkaia. El Mapa Forestal de 1996

^a <https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/politica-forestal/inventario-cartografia/inventario-forestal-nacional/default.aspx>

^b <http://www.euskadi.eus/informacion/inventarios-forestales/web01-a3estbin/es/>

contabilizó un total de 10.405 ha. El Inventario Forestal CAE de 2005 subió la cifra a 13.023 ha de eucaliptos, y mencionaba que en el interior del País Vasco se habían realizado pruebas con *E. nitens*, cuya superficie ascendía a 2.000 ha. El Inventario Forestal CAE de 2018 contabilizó 18.750 ha de eucaliptos, de ellos 17.277 en Bizkaia, 606 en Gipuzkoa y 867 en Araba. Es decir, durante el periodo 1986-2018, la superficie de eucaliptales en el País Vasco casi se ha cuadruplicado. Aproximadamente el 60% de los mismos son de la especie *E. globulus*, un 37% *E. nitens* y un 3% otros eucaliptos. La dinámica temporal muestra, pues, un fuerte aumento en la superficie ocupada, que cubre actualmente el 2,6% del territorio (Fig. 2).

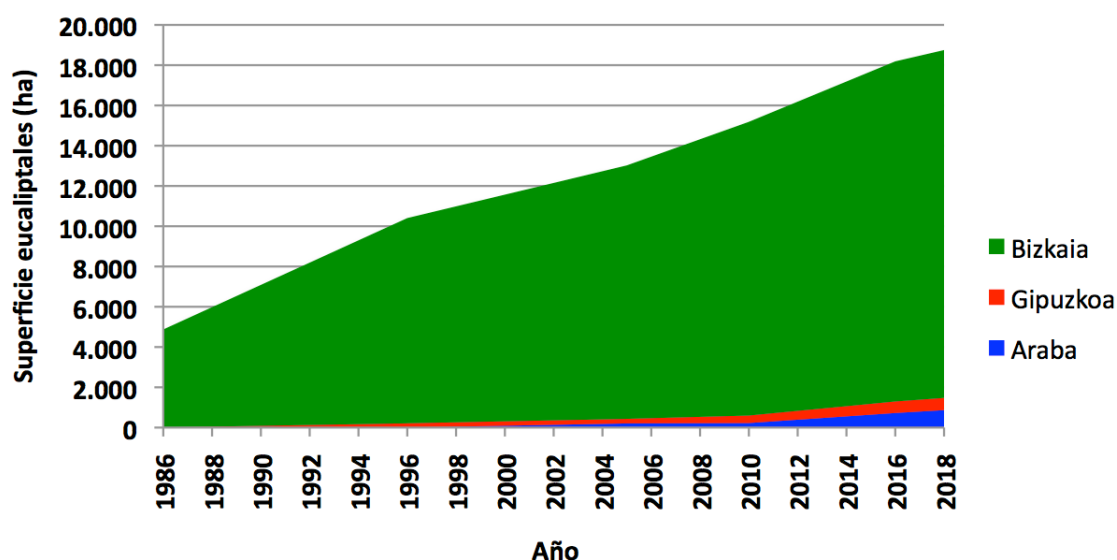


Figura 2. Evolución por territorios históricos de la superficie de eucaliptales en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Figura realizada a partir de datos extraídos de los inventarios forestales del Gobierno Vasco.

Aunque los eucaliptales se plantan sobre todo en terrenos particulares, una parte no desdeñable de los mismos están en montes públicos. En 1996 el 14,4% de los eucaliptales se hallaban en terrenos de titularidad pública, en 2005 esta proporción aumentó al 19,06%, mientras que en 2018 cayó al 15,09% (Fig. 3). Esta cantidad supone que el 8,7% de los montes públicos de Bizkaia esté repoblado con eucaliptos, mientras que tanto en Araba como en Gipuzkoa apenas hay eucaliptales en montes públicos.

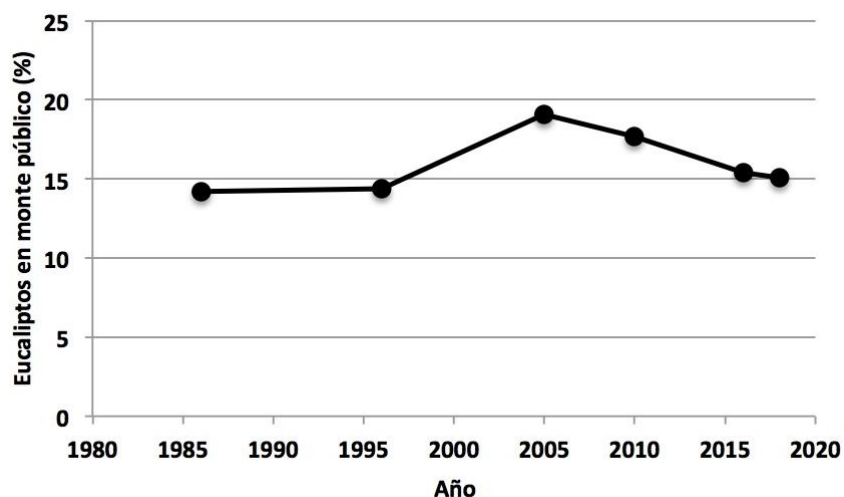


Figura 3. Evolución del porcentaje de eucaliptales de la Comunidad Autónoma del País Vasco en monte público.

En cuanto a la distribución geográfica los eucaliptos aparecen sobre todo en la costa de Bizkaia aunque comienzan a extenderse por otros territorios (Fig. 4). Entre los municipios con mayor cobertura de eucaliptos se encuentran Maruri-Jatabe (50% del término municipal), Lemoiz (44%) y Bakio (38%).

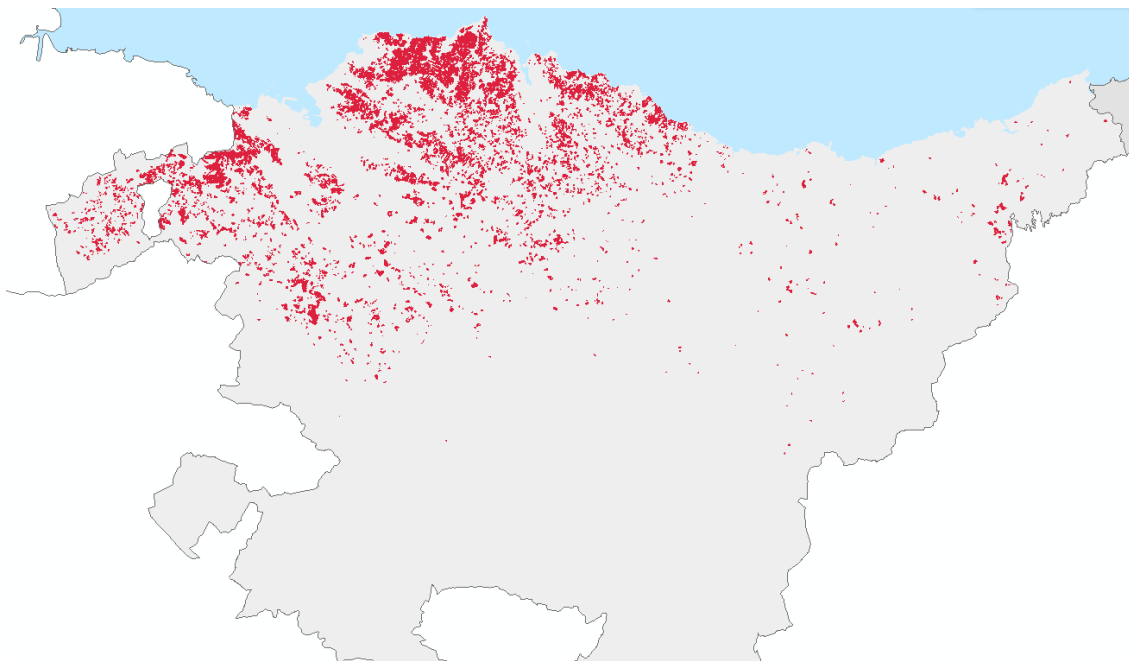


Figura 4. Distribución de los eucaliptales en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Fuente, GeoEuskadi. Noviembre de 2019.

Según HAZI ²⁵, el mayor cambio en el sector forestal vasco durante los últimos años ha sido la pérdida de unas 20.000 ha de pino insigne, en parte transformada en plantaciones de eucalipto y en parte en bosque mixto atlántico u otras plantaciones forestales (Fig. 5).

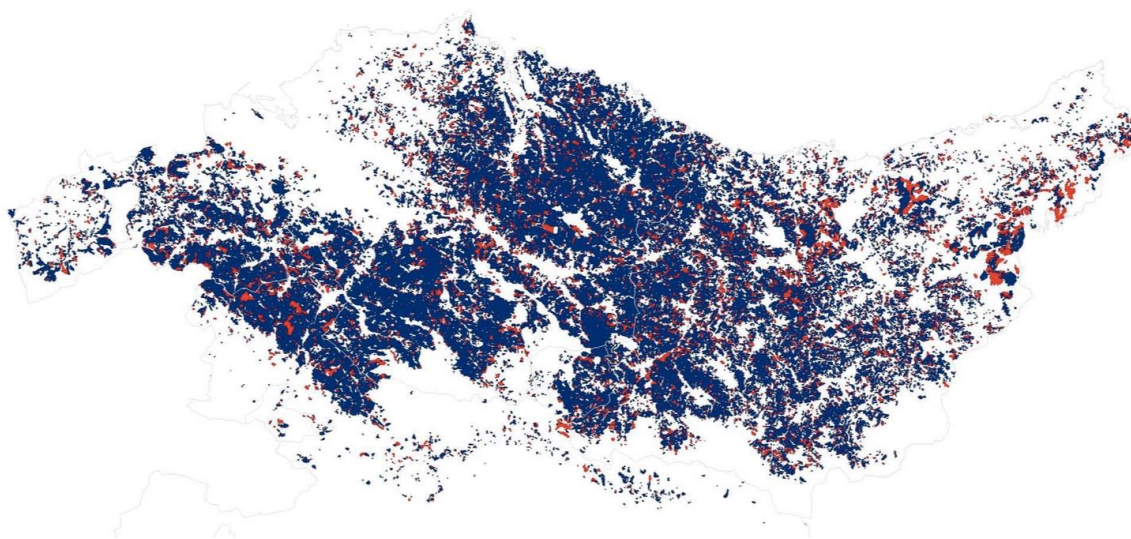


Figura 5. En azul, manchas de pino insigne que se mantienen con ese uso. En rojo, manchas de pino insigne sustituidas por eucaliptos. Fuente ²⁵.

5.3. Efectos sobre suelos

Según datos recopilados por Neiker en base a más de 1.000 muestras de suelo obtenidas en el País Vasco atlántico ²⁶, los bosques vascos en general acumulan una cantidad de materia orgánica muy inferior a su capacidad teórica, lo que tal vez esté relacionado con su intensa explotación histórica, que potenció la erosión y pérdida de suelos. Los eucaliptales tienden a acumular cantidades de materia orgánica algo inferiores a las observadas en otros tipos de bosque. En cuanto a otras características del suelo, como textura, contenido en nutrientes, etc., al no encontrar información específica sobre el País Vasco, nos vemos limitados a discutir los trabajos realizados en regiones cercanas.

Estudios realizados en parcelas en el centro y norte de Portugal ²⁷⁻³¹ muestran que los suelos bajo eucaliptal son especialmente hidrófobos, es decir, tienen una baja capacidad de infiltración de agua, lo que puede hacer que la hidrología de las cuencas sea más extrema, con mayores riadas en periodos de lluvia y sequías más prolongadas en periodos de escasas precipitaciones ³². En Galicia también se ha descrito que los suelos bajo eucalipto son los más hidrófobos de los estudiados, seguidos por los suelos bajo pino marítimo ³³, mientras que en Huelva los eucaliptales tienen una hidrofobia algo mayor que los encinares y menor que los pinares ³⁴. Estudios realizados en la Cornisa Cantábrica muestran que el desarrollo de hidrofobia es menos acusado en suelos calcáreos ³⁵, por lo que puede que en parte del País Vasco no sea un problema, aunque no hemos encontrado datos al respecto.

Además de la hidrofobia, también el tipo de bosque y, especialmente, el tipo de gestión, pueden afectar a la cantidad de carbono orgánico y de nutrientes presentes en el suelo. Un meta-análisis a escala global ³⁶ sugirió que, a diferencia de lo que ocurre cuando se extraen los troncos y se deja el ramaje y las hojas en el

campo, cuando, como ocurre cada vez más en los eucaliptales, estos componentes también se extraen, se tiende a reducir la concentración de carbono y nitrógeno en el suelo, lo que puede reducir su fertilidad. Conforme la nueva generación de árboles crece, vuelve a acumularse carbono en el suelo aunque, según trabajos de modelización realizados en Galicia ³⁷, parece que el mismo se estabiliza en valores de 20-30 T C/ha, una cantidad moderada para los bosques españoles ³⁸. En cualquier caso, el reducido turno de corta de los eucaliptos produce cambios temporales importantes en la acumulación de carbono, tanto en biomasa como en el suelo ³⁹. Sin embargo, distintos trabajos ofrecen resultados contradictorios en cuanto a la acumulación de carbono en suelo bajo eucaliptal y a la interpretación de los mismos ^{40,41}. Por ejemplo, las plantaciones de eucaliptos en Asturias pueden acumular más materia orgánica que otras formaciones vegetales ⁴¹, lo que es interpretado por los autores de este trabajo como un efecto de la baja calidad del humus, que no se descompone y acaba afectando la estructura y el funcionamiento de las comunidades microbianas. Por otra parte, estudios en Galicia muestran que las concentraciones de aluminio, un metal tóxico, son mayores bajo eucaliptal que bajo robledal, pero menores que bajo pino insignie ⁴². Estos datos son difíciles de extrapolar a nuestro territorio, dado que los suelos gallegos tienden a ser más ácidos que los vascos, una característica que facilita la movilización el aluminio.

Además de las características del suelo, las plantaciones de eucaliptos podrían afectar a las comunidades de organismos que habitan este medio. De hecho, experimentos de laboratorio demuestran que los aceites esenciales de *E. globulus* son tóxicos para muchas especies de hongos e invertebrados y que afectan a la calidad de alimento disponible para la fauna del suelo ⁴³. También se han destacado las propiedades alelopáticas del eucalipto, es decir, la capacidad que tiene esta especie de producir compuestos que dificultan el crecimiento de otras especies. Por ejemplo, estudios realizados en Galicia comparando parcelas bajo distinto tipo de bosque muestran que el eucalipto tiene un efecto negativo para numerosos microorganismos del suelo y que inhibe la germinación de numerosas especies de plantas de sotobosque ⁴⁴. Este efecto también se detecta al añadir hojas de eucalipto al suelo, por lo que se ha propuesto que las mismas podrían utilizarse como herbicida natural ⁴⁵.

En Galicia parece que tanto las características físico-químicas como las comunidades y la actividad microbianas muestran fuertes diferencias entre robledales y eucaliptales, diferencias mayores que las que aparecen entre bosques de cualquier tipo quemados y no quemados ⁴⁶. Los incendios deterioran la calidad del suelo pero el efecto de las repoblaciones de eucalipto parece aún mayor. Por lo que respecta a la fertilidad del suelo, la explotación intensiva de madera con turnos de extracción extremadamente cortos puede agotar la reserva de nutrientes, por lo que la FAO sugiere que hay que hacer un seguimiento detallado de los mismo ³.

Los únicos trabajos que hemos encontrado sobre fauna del suelo en eucaliptales del País Vasco fueron realizados en los laboratorios de Ecología y Zoología de la UPV/EHU en las décadas de 1980/90, centrándose en dos grupos de pequeños invertebrados muy importantes en la descomposición de hojarasca: los colémbolos (un grupo relacionado con los insectos) y los ácaros oribátidos. La comunidad de colémbolos en un eucaliptal se parecía mucho a las encontradas en un hayedo y en un robledal, pero difería de las encontradas en un pinar y en un

prado ⁴⁷. Este resultado sugiere que el eucalipto no afecta a la comunidad de colémbolos, aunque el hecho de que el estudio se limite a una parcela por tipo de vegetación hace que sus conclusiones sean limitadas. Por otra parte, un estudio sobre oribátidos en 19 parcelas bajo distinto tipo de vegetación mostró que este grupo tenía una abundancia y diversidad máximas en suelos bajo bosques autóctonos, intermedias bajo plantaciones (tanto pinos como eucaliptos) y mínima bajo prados ⁴⁸⁻⁵⁰, aunque la diversidad en el estrato de hojarasca era más alta que en otros tipos de vegetación ⁵¹. Sin embargo, la fauna que aparece en la hojarasca varía más en el tiempo, como consecuencia de los cambios en humedad y otras condiciones ambientales, lo que puede hacer las conclusiones de este último trabajo menos representativas.

Por lo que respecta a otras regiones, en el Algarve portugués se comprobó que la riqueza específica y la diversidad de colémbolos era menor en los eucaliptales que en los alcornocales o los robledales ⁴⁰. Posteriormente, una revisión comparando múltiples sitios mostró que las plantaciones de eucaliptos en Portugal tienen una densidad y diversidad de colémbolos menor que los bosques autóctonos ⁵². Los colémbolos más afectados eran los que viven en las capas superficiales del suelo, que se ven afectados de manera negativa como consecuencia de la gestión de los eucaliptales. Fuera de la península ibérica, experimentos de laboratorio realizados en el Reino Unido, en los que se daba a elegir distintos tipos de hojarasca a lombrices de tierra, mostraban que éstas preferían la hojarasca de árboles autóctonos (aliso, fresno y abedul) a la de *Eucalyptus nitens*, pero que preferían esta a la hojarasca de las también exóticas falso plátano (*Acer pseudoplatanus*) y castaño ⁵³. De todas formas, distintas especies de lombrices responden de manera diferente al tipo de especie de árbol de la que se alimentan ⁵⁴, aunque experimentos de campo mostraron que la densidad de lombrices se triplicaba tras tres años de plantación de eucaliptos en terrenos agrícolas respecto a parcelas que se mantenían bajo agricultura ⁵⁵.

Un riesgo potencial de las plantaciones de eucaliptos es el asociado a las cortas, que en cualquier explotación forestal son momentos en los que se acelera la pérdida de suelo ⁵⁶⁻⁵⁸. El turno de rotación extremadamente corto de los eucaliptos hace que se produzcan cortas a hecho (es decir, cortas de todos los troncos de una parcela) cada 10-15 años, y aunque los troncos de eucalipto vuelven a crecer desde los tocones, cada 3 cortas, es decir, cada 40 años aproximadamente, se destoca el terreno para volver a plantar. Que nosotros sepamos, no hay publicaciones científicas SCI sobre los efectos ambientales de las cortas a hecho de eucaliptales en el País Vasco, pero José Miguel Edeso, profesor de la Escuela Técnica de Ingenieros de Minas en la UPV/EHU, realizó una serie de estudios sobre los efectos de las cortas a hecho en varias decenas de pinares ⁵⁹⁻⁶². Estos trabajos muestran tasas de erosión muy elevadas y pérdidas importantes de fertilidad tras las cortas más agresivas, que difieren poco de las cortas a hecho con destocado que se producen en los eucaliptales. Por ello, es de suponer que las plantaciones de eucaliptos también tendrán similares episodios de erosión, como se ha descrito en Galicia ⁶³. También se comprobó que en el País Vasco las cortas a hecho ocasionaban pérdidas de nutrientes, que limitaban el crecimiento de la siguiente generación de pinos ⁶⁴. El estudio de la exportación de nutrientes asociadas a la extracción de madera en Galicia ⁶³ sugiere que las plantaciones de eucaliptos son especialmente susceptibles a pérdida de fertilidad. En Portugal se han medido

tasas de erosión muy elevadas tras el destocoamiento de los restos de incendios en pinares y eucaliptales, que causarían pérdidas insostenibles de suelo en 50-100 años ⁶⁵. La actual tendencia a explotar los bosques mediante procesadora posiblemente agrave el problema de la pérdida de suelo, ya que exige una alta densidad de vías de saca (Fig. 6), que son fuentes conocidas de erosión ^{66,67}.



Figura 6. Elevada densidad de vías de saca para la explotación de un eucaliptal en Izarrola, Busturia, una parcela con una pendiente media superior al 50%. Fotografía, Joserra Díez.

5.4. Efectos sobre los hongos y la vegetación

No hemos encontrado trabajos sobre las comunidades de hongos en los eucaliptales vascos, y apenas en los de otras regiones ibéricas, salvo los que analizan la abundancia o la diversidad de hongos patógenos para los eucaliptos desde un punto de vista fitosanitario ⁶⁸⁻⁷⁰. Sin embargo, los efectos ecológicos de los hongos van mucho más allá del carácter patógeno de algunas pocas especies. La mayor parte de las especies de árboles necesitan establecer simbiosis con hongos, (generalmente basidiomicetos o ascomicetos ⁷¹), con los cuales establecen las llamadas ectomicorrizas. Éstas son asociaciones mutualistas (beneficiosas para las dos especies) en las que el hongo le proporciona nutrientes inorgánicos al árbol, mientras que recibe compuestos orgánicos a cambio ⁷²⁻⁷⁴. Dado que las micorrizas son asociaciones bastante específicas, es de esperar que la introducción de una especie exótica en plantaciones tan extensas afecte a las comunidades de hongos. De hecho, el éxito de plantaciones forestales de especies exóticas a menudo depende de que las mismas sean acompañadas por los hongos que puedan micorrizarlos ⁷⁵. Un reciente estudio realizado en Galicia ⁷⁶ ha mostrado que de 26 especies de hongos que forman micorrizas con el eucalipto tres son de origen australiano, mientras que el resto son hongos nativos que se han adaptado a

formar micorrizas con eucaliptos. Además, una de las especies de hongo australiana (*Descolea maculata*) se ha expandido a los bosques autóctonos, como también se ha descrito para *Laccaria fraterna*, que ha pasado a micorrizar plantas autóctonas (jaras) en Extremadura ⁷⁷. Esta expansión de hongos micorrizadores australianos puede favorecer la invasión por eucaliptos y podría explicar que ésta se acelere con el tiempo de establecimiento de este tipo de cultivo forestal ⁷⁷.

Por otra parte, los eucaliptos podrían tener un efecto marcado sobre la vegetación del sotobosque, ya que, por la posición vertical de sus hojas tienden a interceptar poco la luz solar ⁷⁸, lo que hace que el régimen de luz en el sotobosque de los eucaliptales sea muy diferente del de los bosques autóctonos. Sin embargo, apenas hemos encontrado trabajos sobre vegetación de los eucaliptales del País Vasco. Juan Antonio Campos, en su tesis doctoral sobre las plantas exóticas en el País Vasco ⁷⁹, realizó inventarios en eucaliptales y pinares de insigne, encontrando una riqueza de plantas algo mayor en los primeros (20,5 y 15,2 especies, respectivamente, datos sin publicar), pero no analizó la riqueza de bosques autóctonos. Por su parte, en otro trabajo de la UPV/EHU ⁸⁰ los eucaliptales aparecen como el tipo de bosque con menor riqueza de especies de vegetación (menos de 25 especies, frente a 61-79 especies para el resto de tipos de bosque y para plantaciones de coníferas). Sin embargo, no queda claro el origen de esos datos y la guía metodológica actualizada de ese trabajo ⁸¹ sólo da referencias de eucaliptales procedentes de otras áreas de la península ibérica. Por otra parte, hay un estudio sobre la fragmentación de los bosques ⁸² en el que no se dan datos de riqueza o diversidad de especies en cada tipo de vegetación. Dada la escasez de estudios en el País Vasco, nos centraremos en valorar la información existente sobre áreas cercanas.

En Galicia, un estudio en cinco parcelas de cada tipo ⁸³, mostró que los eucaliptales son un hábitat muy pobre para los líquenes epífitos, que tienen una abundancia y diversidad muy inferiores a las de plantaciones de pinos pinaster o las de bosques de roble autóctonos. En concreto, hallaron una ausencia casi total de líquenes en plantaciones de eucaliptos de 6-10 años, y una reducción del 63% en eucaliptos de más de 25 años. La diversidad de los líquenes se redujo en un 91% en los eucaliptos jóvenes, en un 36% en los eucaliptos mayores. También en Galicia y en trabajos comparando múltiples parcelas, se ha descrito que la diversidad de plantas herbáceas es un 40% menor bajo eucaliptales que bajo robledales ^{84,85}. Además de una diversidad menor, buena parte de las plantas de los bosques autóctonos no aparece en las plantaciones de eucaliptos ⁸⁵. Los eucaliptos no sólo tienen menor diversidad de plantas que los robledales, sino que se encuentran entre los tipos de vegetación más pobres en especies en Galicia ⁸⁶.

5.5. Efectos sobre los vertebrados terrestres

Los anfibios son, posiblemente, el grupo de vertebrados más amenazado globalmente ⁸⁷. Se trata de especies muy sensibles a cambios en las condiciones del medio, especialmente en sus hábitats reproductores acuáticos, que frecuentemente se encuentran ligados a hábitats forestales. Dado que muchos de esos hábitats han sido sustituidos por plantaciones de eucalipto y que éstos liberan lixiviados y sustancias alelopáticas, su efecto sobre los anfibios es, *a priori*,

esperable. Por esta razón es uno de los grupos de vertebrados en los que el efecto de los eucaliptos más se ha estudiado en el País Vasco, no sólo documentando sus consecuencias a nivel de comunidad de anfibios, sino examinando qué aspectos concretos de la ecología de estas especies se ven afectados.

Se ha observado que tanto la diversidad de especies de anfibios como su densidad son menores en plantaciones de pino y de eucalipto (especialmente en estas últimas) que en bosques nativos ⁸⁸. El tipo de hábitat explica la mayor parte de la varianza en ambas variables (36 y 57%, respectivamente), lo que sugiere que puede ser responsable de las diferencias observadas. Estos resultados observacionales se examinaron experimentalmente reproduciendo en laboratorio la exposición a lixiviados de eucalipto con tres especies de anuros (grupo que comprende a ranas y sapos): la rana verde ibérica (*Pelophylax perezi*), una especie abundante en los eucaliptales, la rana bermeja (*Rana temporaria*), rara en los mismos, y el sapo partero (*Alytes obstetricans*), que apenas aparece en este tipo de plantación. La exposición a lixiviados de eucalipto reducía la respuesta inmune, es decir, la capacidad de hacer frente a patógenos, en las tres especies. También afectaba al crecimiento, al tamaño de metamorfosis y a la capacidad de salto, variando la respuesta según la especie, de forma que afectaba más a aquellas especies más raras en eucaliptales. De todas formas, incluso la respuesta inmune de la especie abundante en los eucaliptales estaba afectada. Las variables estudiadas condicionan la supervivencia de los anfibios, por lo que los estudios de laboratorio podrían explicar los efectos observados en el campo, es decir, la baja cantidad y diversidad de anfibios en las plantaciones de eucaliptos.

Un estudio realizado con urodelos (tritones y salamandras) produjo resultados similares. El tritón palmeado (*Lissotriton helveticus*) es una especie que se reproduce en pequeñas charcas. Su respuesta inmune y el tamaño relativo de las señales sexuales masculinas también eran significativamente peores en los machos capturados en plantaciones de pino y, especialmente, en las de eucalipto, que en los capturados en bosques autóctonos ⁸⁹. En general, el estado era un 75% peor en los individuos procedentes de eucaliptales que en los de robledales. De nuevo, al examinar este efecto experimentalmente manteniendo machos en cubetas llenas de agua con hojas de pino, eucalipto o roble, aquellos expuestos a pino, y sobre todo los expuestos a eucalipto, mostraron respuestas inmunes más bajas, corroborando lo observado en el campo. Una respuesta inmune comprometida condiciona la supervivencia de estos individuos y, además, un menor desarrollo de los rasgos sexuales sugiere cambios en las estrategias reproductivas, que también pueden tener consecuencias sobre la conservación de la especie.

Así, los eucaliptos podrían condicionar los procesos de selección sexual en algunos animales al afectar, a través de los lixiviados que liberan, tanto el estado del individuo como la capacidad de detectar o discriminar señales sexuales. Esto último también se examinó en otro estudio experimental con el tritón palmeado, comparando en ensayos de laboratorio la elección de pareja mediante señales químicas (feromonas), tanto en un ambiente que imitaba el agua de charcas de sus hábitats naturales (bosque autóctono de roble), o el de charcas situadas en plantaciones de eucalipto ⁹⁰. Las hembras expuestas a lixiviados de eucalipto no eran capaces de seleccionar las mejores parejas, como sí hacían las expuestas a roble. Es decir, la exposición previa a eucalipto afectaba a la elección de pareja,

aunque ésta se realizase en un medio que no condicionase la eficacia de las señales sexuales. Por el contrario, la presencia de lixiviados de eucalipto durante la elección de pareja (sin exposición previa), no impedía la correcta detección de las señales, lo que sugería que el cambio observado en la elección de pareja es inducido por los efectos fisiológicos que los lixiviados de eucalipto tienen sobre las hembras. Tampoco se observó que la exposición a los lixiviados de eucalipto alterase la capacidad quimiosensorial de los machos para detectar el alimento, pero sí para detectar charcas con presencia de hembra o señales de alarma de coespecíficos ⁹¹. En comparación con los machos expuestos a agua de roble, los expuestos a la de eucalipto detectaron peor las charcas con olor de hembra, independientemente de su hábitat de origen (robledal o eucaliptal). Los tritones capturados en el bosque autóctono fueron menos capaces de detectar señales de alarma que señalaban eventos depredadores cuando fueron expuestos al agua de eucalipto que cuando fueron expuestos al tratamiento de roble.

Estudios de laboratorio han mostrado que la hojarasca de eucaliptal también reduce el crecimiento y desarrollo de los renacuajos de rana bermeja (*Rana temporaria*), su respuesta antidepredadora, además de alterar su tasa metabólica ⁹². Además, el efecto de los eucaliptos resulta aditivo con el que genera el aumento de la temperatura (similar al que puede provocar el cambio climático) sobre esos mismos aspectos, aumentando el estrés oxidativo.

En resumen, la exposición al lixiviado de los eucaliptos afecta a diversos aspectos de la historia vital, comportamiento y fisiología de los anfibios, comprometiendo de forma más o menos directa la supervivencia de sus poblaciones. Estos trabajos corroboran los resultados de otros autores ibéricos, que en general apuntan a un fuerte impacto de los eucaliptos sobre los anfibios. Así, el seguimiento durante 40 años de dos poblaciones portuguesas contiguas de salamandra rabilarga (*Chioglossa lusitanica*) ⁹³ mostró dinámicas opuestas. Una de las poblaciones, que habitaba una cuenca que mantuvo su vegetación semi-natural, aumentó con el tiempo, mientras que la otra, que ocupaba una cuenca que se replantó con eucaliptos, cayó hasta casi la extinción. El estudio no pudo descartar la posibilidad de otros factores, como enfermedades, en la población en declive, pero los autores sugieren que el declive se debe a la plantación de eucaliptos. Por otra parte, en el Parque Natural das Fragas do Eume, los eucaliptos son, tras los pinos, el hábitat más pobre tanto para los anfibios como para los reptiles ⁹⁴. Similarmente, un estudio realizado en un ambiente más mediterráneo también muestra que los eucaliptales tienen un efecto negativo sobre la presencia de algunas especies de anfibios, aunque parecen no afectar a otras e incluso favorecer a la salamandra común (*Salamandra salamandra*) ⁹⁵. Cabe destacar que ésta es la especie menos mediterránea de las presentes en este estudio, y que posiblemente es favorecida por las condiciones umbrías, más propias de otros ambientes.

No hay muchos estudios sobre avifauna en los eucaliptales vascos. Una comparación de distintos tipos de vegetación (campiña, bosque caducifolio, pinar y eucaliptal, con sólo una parcela por tipo ⁹⁶) mostró una menor abundancia y diversidad de aves en los eucaliptales que en cualquier otro tipo de vegetación (abundancia 38% menor y diversidad 45% menor que en bosque caducifolio). Estas características se mantenían incluso en invierno, época en la que los bosques caducifolios no tienen hojas, con lo que pueden ser menos favorables. Este trabajo

también mostró que las aves más afectadas eran las especies estrictamente arborícolas. Estudios realizados en Galicia también sitúan a los eucaliptales, especialmente los más jóvenes, como los tipos de vegetación con menor densidad y diversidad de aves ⁹⁷.

En un trabajo posterior en un eucaliptal vasco ⁹⁸, los autores comprobaron que las aves apenas usan la hojarasca y los troncos de los eucaliptos, lo que atribuyeron a la baja biomasa de invertebrados en estos microhábitats. También mencionaron que las flores podrían atraer a más aves, pero sus resultados globales muestran que este efecto, si existe, no compensa la pérdida generalizada de biomasa de invertebrados que se detecta en este tipo de bosque. Un factor adicional importante podría ser la escasez de árboles con oquedades y de madera muerta en las plantaciones de eucaliptos. Según el tercer Inventario Nacional Forestal, los eucaliptales se encuentran entre los bosques con más madera viva en pie, pero con menos madera muerta (Fig. 7). La madera muerta es un elemento esencial para la biodiversidad forestal ^{99,100}, por lo que estas bajas cantidades podrían tener un efecto negativo sobre la misma.

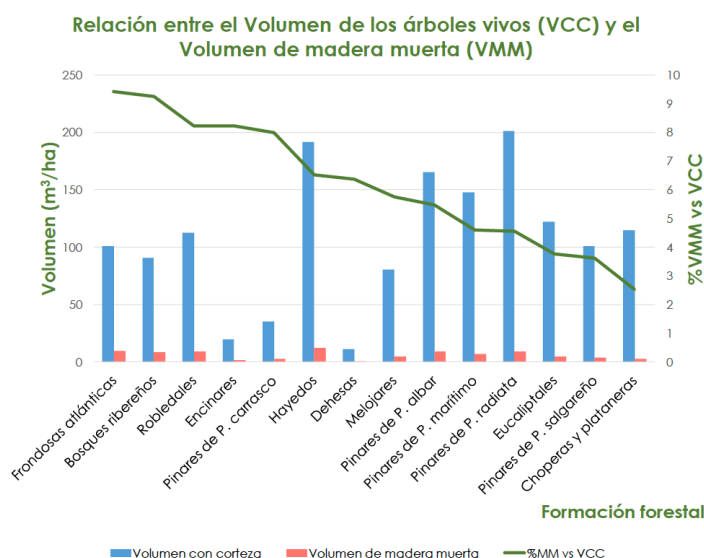


Figura 7. Volumen de madera viva (VCC, volumen con corteza) y volumen de madera muerta (VMM) en bosques españoles. Los eucaliptales son el tercer tipo de bosque con menor proporción de madera muerta (Fuente, Inventario Nacional Forestal).

Por su parte, IHOBE estableció un programa de seguimiento de aves comunes en el País Vasco ¹⁰¹ que, aunque agrupa los eucaliptales con otras plantaciones de frondosas exóticas como los robles americanos, ofrece datos interesantes. Para este trabajo, realizaron 531 transectos de 500 m de longitud cada uno, en 60 unidades de muestreo, anotando todas las aves detectadas. Las plantaciones exóticas eran el tipo de hábitat con menor riqueza de especies de aves tras los medios urbanos (41 y 37 especies, respectivamente), valores muy inferiores a las 63 especies encontradas en bosques autóctonos. En este trabajo no hallaron diferencias estadísticamente significativas entre la riqueza específica de aves entre plantaciones de frondosas (sobre todo eucaliptos) y coníferas exóticas. La abundancia de aves también era muy inferior en las plantaciones exóticas a las de bosques naturales (19,3 frente a 30,3 aves/transecto, respectivamente).

En un estudio relativamente reciente llevado a cabo en Bizkaia ¹⁰², se observó que en los eucaliptales (tres parcelas) la densidad de orugas, un alimento importante para muchas aves, era inferior a la de los pinares de plantación (tres parcelas) y un 73% menor que la de un bosque autóctono de roble, hecho que podría explicar, en parte, la baja diversidad de aves bajo eucaliptos. A nivel reproductivo, en un experimento llevado a cabo con cajas-nido y carboneros (*Parus major*) ¹⁰², ni la fecha de puesta ni el número de huevos varió entre eucaliptales y otro tipo de hábitats forestales, lo que sugiere que los posibles costes de criar en plantaciones de eucalipto se producen en etapas posteriores al periodo reproductivo.

En otro estudio llevado a cabo también en Bizkaia, en esta ocasión con una especie de rapaz forestal, el busardo ratonero (*Buteo buteo*), los investigadores encontraron que éstos evitan ubicar su nido en plantaciones de eucalipto frente a otro tipo de masas forestales ¹⁰³. Además, los pocos nidos hallados en eucaliptales (4 nidos de un total de 61) se situaron en árboles viejos, de más de 40 años. Algo similar se observa en Galicia, donde los azores (*Accipiter gentilis*) prefieren los grandes eucaliptos para situar sus nidos ¹⁰⁴. Los eucaliptos rara vez llegan a esta edad en el País Vasco, por lo que, en la práctica, la mayor parte de las plantaciones de eucalipto no serían adecuadas para la reproducción de especies de rapaces forestales que requieren de árboles viejos de gran porte.

En general, estos trabajos muestran que los eucaliptales vascos afectan de manera negativa a la riqueza y diversidad de aves, albergando una representación empobrecida de la avifauna forestal autóctona. Los resultados son similares a los encontrados en Galicia comparando múltiples parcelas ⁸⁴ y en Toledo, comparando una parcela de eucalipto con dos de alcornocal ¹⁰⁵. En particular, los eucaliptos afectan más a las especies más forestales, especialmente las que utilizan las cavidades de los árboles ⁸⁴. Un análisis a escala de toda la cornisa cantábrica muestra que los bosques a baja altitud (sobre todo plantaciones) tienen una baja abundancia y riqueza de aves en época reproductora, siendo mínima en las plantaciones de eucaliptos ¹⁰⁶. Aunque la cantidad de aves en estos bosques aumenta ligeramente en época invernal con la llegada de aves migratorias e individuos que descienden desde los bosques cercanos situados a mayor altitud, los números siguen siendo bajos, lo que lleva a los científicos a afirmar que el abandono de la campiña cantábrica y la expansión de los eucaliptales son las mayores amenazas para la conservación de las aves paseriformes en el cantábrico ^{106,107}.

Por lo que respecta a los mamíferos, no hemos encontrado información para el País Vasco, mientras que la que existe en otras zonas de la península es más escasa que para las aves. Los datos publicados sobre una zona costera cerca de Aveiro, en Portugal ¹⁰⁸ muestran que el eucaliptal es el hábitat con menos densidad y riqueza de micromamíferos (grupo que incluye a los pequeños roedores y musarañas). Sin embargo, un trabajo llevado a cabo en una zona cerca de Lisboa ¹⁰⁹ no halló diferencias significativas en la densidad de micromamíferos entre eucaliptos y dehesa, ya que esta densidad respondía fundamentalmente a la densidad del sotobosque. En este último trabajo, la única especie afectada negativamente por el eucalipto era el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*). Más recientemente, los mismos autores ¹¹⁰ han mostrado que aunque la condición

corporal (un indicador del estado de salud) de los micromamíferos no mostraba diferencias entre la dehesa y el eucaliptal, en este último los animales mostraban una mayor tasa de infestación por garrapatas y pulgas, lo que sugiere, a juicio de los autores, un efecto negativo sobre las poblaciones de mamíferos. La importancia de la cobertura del sotobosque sobre los micromamíferos también se ha puesto de relieve en otro trabajo limitado a eucaliptales ¹¹¹, lo que hace pensar que los detalles de gestión de los mismos tienen gran importancia para roedores y musarañas ¹⁰⁹.

Los patrones son aún menos claros para los carnívoros, posiblemente porque estos animales tienen territorios muy grandes, en los que es difícil que haya un único tipo de vegetación. Un estudio con trampas fotográficas en el centro de Portugal ¹¹² sugería diferencias importantes entre especies de carnívoros en el uso del espacio. El zorro seleccionaba positivamente los pinares, la garduña seleccionaba positivamente el bosque natural maduro y evitaba los eucaliptales, mientras que la gineta prefería los eucaliptales y evitaba los bosques maduros. Por otra parte, inventarios de huellas y excrementos en el sur de Portugal sugieren que gato, zorro y tejón son afectados de forma favorable por una cobertura creciente de eucalipto y pino ¹¹³. Sin embargo, hay que recalcar que este último estudio se realizó en una zona sin apenas bosque natural, por lo que las plantaciones podrían constituir las únicas zonas de refugio para animales forestales.

Aunque la mayoría de trabajos se centran en la diversidad de grupos concretos, en el trabajo de da Silva et al. ¹¹⁴ se determinó la abundancia, riqueza y composición de arbustos, hierbas, macrohongos, artrópodos del suelo y voladores, aves, micromamíferos, carnívoros y murciélagos. Compararon robledales, pinares, eucaliptales y bosques de acacia. Los robledales resultaron tener mayor abundancia, diversidad y más especies únicas que el resto de los bosques, especialmente que los de eucalipto y acacia. Los únicos grupos de organismos que resultaron tener resultados similares en robledales y bosques de acacia fueron los hongos macroscópicos y los carnívoros.

5.6. Efectos sobre la hidrología

La alta productividad de algunos eucaliptos se ha asociado a elevados niveles de transpiración, es decir, de consumo de agua. Esto ha causado preocupación sobre los efectos hidrológicos de estos árboles, tanto en Australia ¹¹⁵ como en otras regiones del mundo ¹¹⁶, ya que los mismos podrían hacer disminuir el nivel freático y reducir el caudal de los ríos ¹¹. Numerosos trabajos de hidrología demuestran que la plantación de árboles reduce el caudal de los ríos como consecuencia del aumento de la evapotranspiración, mientras que la tala lo aumenta ^{24,117,118}, aunque el nivel de la respuesta depende de la región climática y del tipo de bosque ^{119,120}. Una revisión clásica concluía que el efecto de los eucaliptales y pinares era un 60% mayor que el de otros tipos de frondosas ¹¹⁷, mientras que un análisis a escala mundial combinando trabajo de campo y modelización ¹²¹ sugiere que los impactos hidrológicos de las plantaciones de eucaliptos son mayores que los de las plantaciones de pinos. Sin embargo, como hemos mencionado arriba, los efectos hidrológicos de las actividades forestales

dependen de la zona climática ²⁴, siendo la respuesta más acentuada en las zonas donde el agua es más limitante ¹¹⁹. Por ello, hay que ser muy cautos a la hora de extrapolar los resultados de un estudio a otras zonas. A escala europea, los tipos de bosque que más afectan el régimen hidrológico de las cuencas son las plantaciones de coníferas en suelos poco drenados del Noroeste de Europa y las plantaciones de eucaliptos en el Sur de Europa ¹¹⁸.

No hemos encontrado trabajos sobre efectos hidrológicos de los eucaliptales en el entorno del País Vasco, más allá de un estudio de modelización de la cuenca del Oka ¹²² en el que se mencionan pero sin dejar claro cómo se utilizan los datos sobre eucaliptos, y la tesis doctoral de Joseba Santiago en el grupo de Ecología de Ríos de la UPV/EHU ¹²³, que en un capítulo describe los cambios en el caudal asociados a la tala de un eucaliptal en Guriezo, pero no los cambios asociados a la plantación en periodo de crecimiento.

Los trabajos realizados tanto en Portugal ¹²⁴ como en Galicia ¹²⁵⁻¹²⁷ muestran que tanto la tala como la quema o la defoliación de los eucaliptos producen un fuerte aumento (hasta un 68-73%) en la producción de agua de las cuencas, aunque el efecto es de corta duración y desaparece rápido, por la rápida regeneración de esta especie. La modelización de escenarios de cambio climático para una cuenca del norte de Portugal sugiere que las plantaciones de eucaliptos reducirán los caudales de estiaje en un 17%, mientras que aumentarán la erosión de suelos y la concentración de nitrato en aguas (62% más de días con valores muy elevados) ¹²⁸. La mayor parte de los trabajos que relacionan bosques con producción de agua se han realizado en cuencas pequeñas, pero un trabajo reciente en Chile en cuencas mayores de 20.000 ha sugiere que el efecto de las plantaciones aumenta fuertemente conforme aumenta la proporción entre bosques plantados (eucaliptos o pinos insignes) y bosques naturales (2,2-7,2% de reducción del caudal anual por cada 10.000 ha de bosque plantado) ¹²⁹.

5.7. Efectos sobre los ríos

Uno de los aspectos más estudiados sobre los eucaliptales del País Vasco son sus efectos sobre los ríos, tema en el que el Grupo de Ecología Fluvial de la UPV/EHU lleva trabajando más de 30 años, habiendo publicado varias decenas artículos de investigación. Hay múltiples razones por las que las actividades forestales en general, y las plantaciones de eucalipto en particular, podrían afectar a los ecosistemas fluviales. Éstos dependen íntimamente de la cuenca circundante, por lo que son muy sensibles a cambios en los usos del suelo, especialmente si afectan a grandes superficies ¹³⁰. Por ejemplo, los cambios en la vegetación afectan a la capacidad de infiltración de agua en el suelo, a la evapotranspiración e, indirectamente, al régimen de caudales que circula en los ríos ¹³¹. Adicionalmente, muchas actividades forestales van asociadas a la apertura de pistas y vías de saca, que modifican la circulación del agua en las cuencas y pueden acelerar la erosión, lo que se traduce en aumento de deposición de sedimentos en los cauces ¹³². Además, la alimentación de las comunidades biológicas de arroyos se basa en buena medida en la hojarasca que cae de la vegetación circundante, por lo que los cambios en la composición del bosque afectan a la cantidad y calidad del alimento disponibles para los organismos ^{133,134}.

Como hemos mencionado, las hojas de eucalipto son pobres en nutrientes, están cubiertas de una fuerte cutícula c rea que dificulta su ataque por parte de hongos ¹³⁵ y contienen aceites esenciales que tienen un efecto antimicrobiano y anti-herbívoro ¹³⁶. Todo ello las hace un alimento muy pobre para los consumidores fuera de su lugar de origen ¹³⁵, especialmente para los invertebrados más grandes, que no pueden evitar ingerir las glándulas de aceite cuando consumen estas hojas ¹³⁷. Estos resultados han sido confirmados para los invertebrados más comunes en los ríos vascos mediante experimentos de laboratorio realizados por el Grupo de Ecología Fluvial ¹³⁸.

Trabajos realizados en el río Agüera (Bizkaia-Cantabria) comparando un arroyo bajo bosque autóctono (robledal) con otro bajo eucaliptal han mostrado que la hojarasca que cae a este último es un 13-32% menos abundante, menos diversa y con un contenido 44-66% menor en nutrientes ^{139,140}, lo que afecta a la cantidad de materia orgánica y de nutrientes que se acumulan en el lecho de los ríos ^{141,142}. Estas entradas cambian con la edad y la gestión del bosque. La cortas a hecho provocan una fuerte reducción de las entradas de materia orgánica a los ríos, aunque, según muestra el seguimiento de una parcela, esta reducción es transitoria y se recupera conforme se desarrolla el bosque de ribera ¹⁴³. Otros efectos de las cortas a hecho son una reducción de la calidad del agua, un aumento de la temperatura y los sólidos en suspensión, una reducción de las comunidades de invertebrados, aunque si existen fuentes cercanas de colonizadores, la recuperación a los valores anteriores (t picos de eucaliptos) es rápida ¹²³. Como hemos mencionado, los trabajos de José Miguel Edeso ⁵⁹⁻⁶² pusieron en evidencia la erosión que causan las cortas a hecho de pinares en Bizkaia. Dada la mayor frecuencia de cortas en los eucaliptales, es de suponer que éstas también producirán erosión, aumentando la deposición de sedimentos finos en los arroyos cercanos, aunque este es un aspecto que no se ha estudiado en el País Vasco.

Además de las entradas de hojarasca, la comparación de arroyos rodeados de bosque autóctono con arroyos rodeados de eucaliptal ha mostrado importantes diferencias en las comunidades biológicas. Las comunidades de hongos (hifomicetos) acuáticos, organismos que juegan un papel esencial en el reciclado de nutrientes, difieren poco entre eucaliptales y robledales en el río Agüera ¹⁴⁴⁻¹⁴⁷, mientras que las diferencias son mayores en el centro de Portugal ¹⁴⁸⁻¹⁵⁰. El contraste entre regiones parece deberse a diferencias climáticas: la cornisa cantábrica es más húmeda que el centro de Portugal, lo que favorece que en las plantaciones de eucalipto y, especialmente, en los márgenes de los arroyos, crezca un sotobosque más diverso de especies autóctonas, cuya hojarasca reduce el efecto de la sustitución de las especies arbóreas dominantes sobre los hongos acuáticos. Sin embargo, las comunidades de invertebrados acuáticos indican un claro impacto de las plantaciones de eucaliptos en los arroyos vascos. Los invertebrados acuáticos son un grupo diverso de insectos, crustáceos y otros organismos, que tienen una gran importancia en las redes alimentarias de los arroyos. Bajo los eucaliptales se detecta una densidad 23% menor y una diversidad 11% menor de invertebrados, y el tamaño corporal es un 37% menor, lo que sugiere un crecimiento menor ^{151,152}, que podría comprometer la reproducción de algunas especies. En los arroyos bajo eucaliptal dominan las especies adaptadas a alimentarse de hojarasca de baja calidad, y la medición de los individuos sugiere un crecimiento peor que bajo bosque autóctono ^{151,152}. También se ha comprobado

que las comunidades de invertebrados bajo eucaliptal tienen una menor capacidad de recuperación frente a perturbaciones (sequía) que las comunidades bajo robledal o pinar (3 ríos de cada tipo) ¹⁵³. Estos impactos son consistentes con los hallados en Galicia, donde un estudio comparando 16 ríos sugiere que la riqueza específica y la diversidad de las comunidades de invertebrados fluviales disminuyen con la proporción de la cuenca cubierta por eucaliptos ¹⁵⁴. También se ha descrito en Portugal que los ríos bajo eucaliptos tienen una comunidad de peces empobrecida, aunque el efecto disminuye mucho en ríos en los que se protegen los bosques de ribera ¹⁵⁵. No sabemos hasta qué punto estas diferencias reflejan efectos indirectos causados por la baja calidad del eucalipto para los invertebrados fluviales, o si, como se ha descrito en Australia^{156,157}, los lixiviados del eucalipto pueden acabar inhibiendo directamente la reproducción de los peces también en la península ibérica.

Los cambios en las comunidades tienen un gran efecto sobre el funcionamiento del ecosistema fluvial, en especial sobre la capacidad de descomposición de hojarasca. La descomposición de hojarasca es un proceso ecológico esencial, ya que determina la recirculación de nutrientes en el ecosistema, así como la cantidad de energía disponible en las redes alimentarias ^{158,159}. La hojarasca de eucalipto se descompone a tasas hasta un 50% más bajas que las hojas de aliso, la especie por excelencia de nuestros bosques de ribera, aunque tiende a acelerarse en condiciones de contaminación por nutrientes ¹⁶⁰ en la que las diferencias con el aliso se reducen ¹⁶¹. Sin embargo, los efectos de los eucaliptales van más allá de la sustitución de hojarasca, ya que, según muestran comparaciones de ríos bajo eucalipto y ríos bajo bosque autóctono, reducen también la tasa de descomposición de hojas de otras especies, incluso las más atractivas para los consumidores (hojas de roble, 25% más lento, hojas de aliso, 58% más lento)^{162,163}. Esta reducción sugiere que el funcionamiento del ecosistema fluvial está seriamente alterado en dichos arroyos. Una vez más, las diferencias son más marcadas en el centro de Portugal que en la cornisa cantábrica ^{163,164}, posiblemente como consecuencia de una menor pluviosidad. En cualquier caso, los impactos de las plantaciones de eucaliptos en la descomposición de hojarasca se detectan en todo el mundo, causando una reducción de un 23% por término medio ¹⁶⁵.

En un intento por dilucidar qué parte de los efectos de los eucaliptales se debe directamente a cambios en las entradas de hojarasca, el Grupo de Ecología Fluvial realizó un experimento BACI de campo sin precedentes en el que manipuló las entradas de hojarasca a dos arroyos de cabecera bajo bosque autóctono, de forma que unos tramos recibían hojarasca de robledal y los otros hojarasca de eucaliptal. La sustitución de hojarasca de robledal por hojarasca de eucaliptal redujo la tasa de descomposición de hojarasca ¹⁶⁶, pero dado que las hojas de eucalipto son gruesas y poco móviles, permanecían en el tramo por más tiempo y acababan siendo utilizadas igual que la hojarasca caducifolia ¹⁶⁷. Aun así, las entradas de hojarasca de eucalipto redujeron un 20% la diversidad, un 37% la abundancia y un 50% la biomasa de invertebrados ¹⁶⁸, lo que podría tener consecuencias importantes sobre otros niveles tróficos y sobre el funcionamiento del ecosistema. Es decir, aparte de efectos sobre la hidrología, la erosión, etc., que pueden tener las plantaciones de eucaliptos, la hojarasca que producen causa un fuertes efectos sobre las comunidades biológicas de los arroyos vascos.

Las plantaciones de eucaliptos en el País Vasco también están asociadas a una menor cantidad de madera muerta en los cauces ¹⁶⁹. La madera muerta es un componente muy importante en los ríos, porque controla la forma del cauce, aumenta la diversidad de hábitats y la retención de materia orgánica ¹⁷⁰, proporciona refugio a peces y otros organismos, y potencia el funcionamiento del ecosistema fluvial ¹⁷¹. El Grupo de Ecología Fluvial ha estudiado con detalle los efectos ecológicos de la madera muerta en los cauces fluviales, aunque no se ha restringido a los eucaliptales. Mediante manipulaciones BACI de campo, ha mostrado que la eliminación de restos de madera provoca la pérdida de sedimentos y materia orgánica, así como la simplificación del hábitat fluvial ¹⁷². En sentido contrario, la introducción de madera muerta a cauces fluviales potencia la acumulación de materia orgánica ¹⁷³⁻¹⁷⁵, la retención hidráulica y de nutrientes ¹⁷⁶, la abundancia de invertebrados ¹⁷⁷, y aumenta los servicios ecosistémicos que proporcionan los ríos ¹⁷⁸. La escasez de madera en ríos bajo eucaliptal tiene un fuerte efecto sobre el flujo de carbono en los mismos, reduciendo su utilización por los seres vivos ¹⁷⁹.

Como podemos comprobar, las plantaciones de eucaliptos afectan de forma significativa la mayor parte de las variables que se han estudiado en los ríos vascos, aunque algún trabajo reciente en Portugal sugiere que los eucaliptales certificados pueden mantener componentes de biodiversidad interesantes ¹⁸⁰. En cuanto a la intensidad del impacto, éste depende de la variable que se estudie y de la región geográfica. Los impactos son menos acusados que los producidos por la contaminación urbana o industrial, pero mayores que los producidos por los pinares ¹⁸¹. Sin embargo, al concentrarse en arroyos de cabecera, que son los menos afectados por otras actividades humanas, su efecto acumulado sobre la biodiversidad puede ser notable.

5.8. Efectos sobre el régimen de incendios y las consecuencias de los mismos

No conocemos trabajos que evalúen el efecto de los eucaliptos en el régimen de incendios en el País Vasco o en sus inmediaciones. Como hemos mencionado, muchas especies de eucaliptos están adaptadas al fuego, y *E. globulus* muestra gran capacidad de rebrote desde los tocones tras los incendios ^{182,183}. Además, el eucalipto en Portugal muestra gran capacidad de colonización de las parcelas quemadas, especialmente en las zonas más productivas ¹⁸⁴, cuyas características ambientales son parecidas a las del País Vasco.

El análisis de los incendios ocurridos muestra que las plantaciones de pinos o de eucaliptos arden con mayor frecuencia que los bosques naturales, tanto en España ¹⁸⁵⁻¹⁸⁷ como en Portugal ^{188,189}, donde el 3-4% de dichas plantaciones arden cada año ¹⁹⁰. De hecho, los expertos europeos consideran los eucaliptales como bosques muy inflamables ¹⁹¹, aunque otras formaciones como los matorrales son aún más susceptibles a los incendios ¹⁸⁸. Aunque la inflamabilidad y el poder calorífico de *E. globulus* es intermedio e inferior a los de *P. pinaster* ¹⁹², su corteza es especialmente propensa a transmitir el fuego a otros materiales ¹⁹³.

Sin embargo, el riego de incendios no sólo depende de las características de la vegetación, sino que tiene fuertes connotaciones sociales. Por ejemplo, los incendios forestales son mucho más frecuentes en Cantabria que en el País Vasco, pese a unas similares condiciones climáticas y de vegetación. El análisis de series temporales de incendios y vegetación en Portugal muestra que el gran aumento de la superficie cubierta por eucaliptos no ha producido un aumento en la superficie incendiada y que los incendios en eucaliptales no son más severos que en otros tipos de vegetación ¹⁹⁴. En Galicia, también, parece que la probabilidad de los incendios está determinada en buena medida por factores socio-económicos, como el precio de la madera de eucalipto, la población en el sector primario o la existencia o no de periodos electorales ¹⁹⁵. Además, la influencia del tipo de vegetación pierde importancia en grandes incendios ¹⁹⁶, que dependen más de variables a escala de paisaje, como la conectividad entre las parcelas más inflamables ¹⁹⁷. Todo esto hace extremadamente difícil evaluar el efecto de los eucaliptos en el régimen de incendios forestales en el País Vasco.

Sea cual sea su prevalencia y frecuencia, los incendios provocan un aumento en la exportación de solutos y sedimentos, que puede afectar de forma negativa al suministro de agua en ríos y embalses ¹⁹⁸. Además, trabajos realizados en Portugal ¹⁹⁹ demuestran que la ceniza que queda tras los incendios, tanto de pinar como de eucaliptal, es tóxica para los organismos acuáticos, aunque sus efectos dependen del tipo de bosque ²⁰⁰. Los incendios también aumentan la concentración de elementos tóxicos como el plomo en los suelos, tanto de eucaliptales como de pinares ²⁰¹, siendo la movilización de mercurio dos veces mayor en los eucaliptales ²⁰². Adicionalmente, estudios realizados en Galicia demuestran que los incendios potencian en más de 40 veces la supervivencia de plántulas de eucalipto, potenciando la invasibilidad de este género ²⁰³.

5.9. Efectos sobre el calentamiento global

Los bosques están entre los ecosistemas que más materia orgánica acumulan, por lo que pueden jugar un papel importante en la lucha contra el calentamiento global como sumideros de carbono ²⁰⁴. En los medios de comunicación han aparecido diversas noticias que, dado el rápido crecimiento de los eucaliptos, atribuyen un papel importante a los bosques de estas especies en la lucha contra el cambio climático. Sin embargo, la realidad es más complicada. Por un lado, una parte importante del carbono orgánico en los bosques no se acumula en la madera sino en forma de hojarasca, mantillo y humus ²⁰⁵, por lo que un análisis riguroso del tema exige cuantificar también estos componentes y cómo se ven afectados por la gestión del terreno ^{206,207}. Por otro lado, el efecto de la fijación de carbono en la madera depende obviamente del destino final que se le de a la misma. Cuando los bosques se explotan de forma intensiva, sin dejar en el terreno restos de madera muerta ni árboles maduros, el uso final de la madera extraída determina el efecto sobre las emisiones de carbono. Además, el efecto de los bosques sobre el calentamiento global depende de más variables. Un estudio reciente ²⁰⁸ sugiere que la reforestación en Europa, pese a convertir 386.000 km² de tierras agrícolas en arbolado desde 1850, no ha mitigado el calentamiento global si se tiene en cuenta no sólo el carbono acumulado, sino también los cambios en reflectividad

del terreno, consecuencia de las especies forestales elegidas. De hecho, estudios recientes demuestran que, en contra de lo que se pensaba, los bosques maduros son importantes sumideros de carbono ²⁰⁹. Este tipo de estudios ha llevado a proponer que la estrategia forestal mejor para luchar contra el calentamiento global no es aumentar la superficie de bosques, sino promover la superficie de bosques muy maduros ^{210,211}.

En el caso de los eucaliptos, aunque la alta productividad de estos árboles les conferiría en principio un papel importante como sumidero de carbono, el tipo de gestión que se les aplica tiende a reducir ese papel: las frecuentes cortas a hecho producen arrastres de suelo y aumentan la degradación de materia orgánica, mientras que la madera se destina fundamentalmente a papel, uno de los productos forestales con ciclo de vida más corto. La tendencia actual a utilizar los restos de cortas (ramas, cortezas y hojarasca) en plantas de biomasa reduce aún más el efecto sumidero de carbono de estas plantaciones, aunque puede compensar el uso de otras fuentes de energía no renovables ²¹². Por tanto, el efecto de las plantaciones de eucaliptos sobre el calentamiento global depende de múltiples factores, climáticos, de gestión forestal y de mercado ^{37,213,214}, tanto de los productos forestales como de las alternativas energéticas, así como de los métodos de contabilidad que se utilicen ^{215,216}.

Por lo que respecta al País Vasco, un trabajo realizado por Neiker para el Gobierno Vasco ²⁶ evaluó el papel de los bosques del País Vasco como sumideros de carbono. El mismo concluía que en el País Vasco existe el potencial para fijar un 52% más de carbono en biomasa y para aumentar un 70% el carbono en los suelos forestales, especialmente en los de pinares y eucaliptales. Para ello sería necesario cambiar el modelo de gestión de nuestros bosques. Recientemente, un trabajo realizado por la Diputación Foral de Gipuzkoa y basado en parte en los datos de Neiker ²¹⁷ concluyó que las existencias de biomasa forestal en Gipuzkoa podrían aumentar entre un 54 y un 207%, mientras que la materia orgánica del suelo podría aumentar hasta un 249%. Para ello, habría que favorecer las especies autóctonas y la madurez de los bosques. En dicho informe, los eucaliptos aparecen como uno de los tipos de bosque que menos carbono acumulan. En el mismo sentido, un estudio de modelización ²¹⁸ sugiere que la sustitución de plantaciones de pino por eucaliptales reduciría el secuestro de carbono a nivel de Bizkaia, mientras que la sustitución por vegetación autóctona lo aumentaría. Aunque estos trabajos tienen un fuerte componente de modelización y, en consecuencia, de incertidumbre, todos apuntan a que las plantaciones de eucaliptos no van a reducir el problema del calentamiento global, sino tal vez a agravarlo.

No hemos analizado los trabajos sobre los efectos de los eucaliptos sobre el calentamiento global realizados en otras regiones de la península ibérica, dado el elevado grado de incertidumbre arriba mencionado.

6. Valoración

6.1. Cantidad y calidad de la información disponible

En conjunto, las referencias halladas sobre los efectos ambientales de los eucaliptos en el País Vasco, abarcan un amplio abanico de campos, aunque el nivel de evidencia que presentan es bastante irregular y quedan cuestiones que apenas han sido abordadas.

Por un lado, dada la importancia del suelo como capital natural, sorprende que tan pocos trabajos hayan analizado los efectos de los eucaliptos en la cantidad y calidad de los suelos del País Vasco, el cambio de estas variables a lo largo del ciclo productivo de cada especie y el efecto que los condicionantes locales, como pendiente o tipo de sustrato geológico, ejercen sobre ellos. Así mismo, faltan estudios sobre pérdidas de suelo en momentos críticos, como cortas e incendios, o sobre efectos hidrológicos de las plantaciones, esenciales dadas las previsiones de cambio climático y la importancia de los recursos hídricos. También hay una ausencia casi total de información sobre las consecuencias que tienen las plantaciones de eucaliptos sobre algunos componentes de la biodiversidad como la vegetación, los micromamíferos, los reptiles o los invertebrados terrestres no edáficos.

Sin embargo, hay estudios en otras regiones de la península ibérica, de características ambientales similares a las del País Vasco, que permiten complementar la información local, con lo que en conjunto hay un nivel de evidencia suficiente para evaluar los efectos ambientales de los eucaliptos. El número de trabajos publicados es importante, dado que cualquier estudio científico corre el riesgo de producir tanto falsos positivos como falsos negativos (Cuadro 5). Por ello, hay que considerar la evidencia disponible en conjunto, tanto de los trabajos que muestran un efecto, como de los que muestran el efecto contrario.

Los trabajos hallados han sido publicados en un elevado número de revistas con muy diferentes perspectivas: revistas relacionadas con la conservación de la biodiversidad, con la hidrología, con la edafología, con la gestión forestal etc., lo que sugiere que en conjunto la información obtenida refleja un análisis exhaustivo de los efectos de los eucaliptos en el patrimonio natural, análisis amplio y en el que han participado actores de muy diversos ámbitos. Por ello, consideramos que el conjunto de información obtenida ofrece una visión no sesgada de los efectos ambientales de las plantaciones de eucaliptos.

Cuadro 5

Efectos ambientales y evidencia científica

Como hemos mencionado al inicio, las publicaciones científicas, en las que nos hemos basado fundamentalmente para este informe, siguen unos procedimientos estandarizados de revisión por pares que les confieren unas garantías de calidad e imparcialidad de la que carecen otro tipo de estudios. Sin embargo, las conclusiones de cualquier trabajo científico, por bien planteado y ejecutado que esté, tienen sus limitaciones. En relación a los impactos ambientales, debemos destacar que nunca puede descartarse que haya más impactos que los

detectados, dada la posibilidad que no se haya estudiado una variable que se vea afectada.

Adicionalmente, los resultados de los estudios científicos de tipo empírico se analizan usualmente mediante técnicas estadísticas, que están sujetas a dos tipos de error: los **falsos positivos** y los **falsos negativos**. Supongamos que las plantaciones de eucalipto no afectaran cierta variable, como por ejemplo, el pH del suelo, pero que un estudio concluyera que sí lo afectan: esto sería un falso positivo. Un falso negativo sería el caso inverso, en el que las plantaciones sí afectan la variable en cuestión, pero que un estudio concluyera por error que no lo hacen. Por el modo en que se diseñan los estudios, en las publicaciones científicas casi siempre aparece la probabilidad de falsos positivos, pero rara vez la de falsos negativos. En general, para que un resultado se considere estadísticamente significativo, la probabilidad de falsos positivos (que los estadísticos denominan α o **significación estadística**) se establece como máximo en 0,05. Esto quiere decir que en uno de cada 20 trabajos publicados en los que se emplee el mencionado umbral habrá un falso positivo. La posibilidad de falsos negativos es más difícil de calcular a partir de los datos publicados en la mayor parte de los trabajos científicos.

Otro tema importante es deslindar la **significación estadística** del **tamaño del efecto**. El hecho de que un resultado sea estadísticamente significativo no implica que el tamaño del efecto observado sea grande, ni que las implicaciones del mismo sean ecológicamente relevantes. Por ejemplo, un estudio basado en un gran número de muestras podría concluir que los eucaliptales están asociados con una reducción en la cantidad de materia orgánica del suelo del 0,01%. Esta observación podría ser estadísticamente significativa, pero ecológicamente irrelevante, ya que por lo que sabemos, cambios tan pequeños no causan efectos biológicos medibles. Desde este último punto de vista, sería más preocupante si un trabajo indicara que bajo los eucaliptales la cantidad de materia orgánica es un 90% menor, incluso aunque el grado de significación estadística no fuera tan elevado.

Así pues, los resultados de la investigación científica deben analizarse desde un prisma estadístico considerando que siempre tenemos el riesgo de caer en falsos positivos y en falsos negativos. Para ello, es importante evitar lo que los angloparlantes denominan "cherry picking", es decir, escoger unos pocos trabajos cuyas conclusiones van en la línea de lo que se quiere demostrar. Al contrario, debemos considerar el conjunto de la evidencia que proporcionan los trabajos en un campo, dándole más peso a los que siguen un diseño más riguroso, pero sin excluir trabajos porque contradigan lo esperado o al resto de los trabajos. Ésa es precisamente la línea que hemos seguido para este informe.

Finalmente, debemos **ponderar las consecuencias** de los falsos positivos y falsos negativos desde un punto de vista social. En este caso la valoración no es estrictamente científica, sino que es la sociedad la que debería establecer qué riesgos acepta y en qué sentido, si es socialmente más aceptable el caer en falsos positivos o en falsos negativos. La solución no es universal, depende de consideraciones éticas, y puede ser muy distinta, por ejemplo, para la autorización de un colorante alimentario que podría ser sustituido fácilmente por otro similar

aunque algo más caro, que para decisiones de mayor costo ecológico, económico y social, como, por ejemplo, relacionadas con el cambio climático global.

6.2. Efectos ambientales de los eucaliptales

A fin de obtener una imagen de conjunto, en la Tabla 1 mostramos los resultados del análisis de la bibliografía hallada en función de la región geográfica (País Vasco u otras áreas de la península ibérica) y del tipo de comparación (frente a bosque autóctono o frente a otras plantaciones forestales, principalmente de pinos). No hemos incluido estudios de otras áreas geográficas para evitar zonas en las que el eucalipto es una especie autóctona (p.ej. Australia) o que pueda haber una escasa representación de los efectos por diferencias ambientales entre esas regiones y el País Vasco.

Tabla 1. Resumen de los efectos ambientales de los eucaliptos, documentados para la Comunidad Autónoma del País Vasco y la península ibérica. Se comparan los datos bajo eucaliptal con datos bajo bosque autóctono o bajo plantaciones forestales exóticas. El color de los símbolos refleja la dirección del efecto: ● fuerte mejora, ● mejora moderada, ● no efecto, ● empeoramiento moderado, ● fuerte empeoramiento, X resultados inconsistentes. El número de símbolos reflejan el nivel de evidencia científica de los trabajos. Tres símbolos cuando hay varios trabajos y todos muestran efectos en la misma dirección, dos símbolos cuando es un trabajo con comparaciones múltiples, un símbolo cuando la evidencia se basa en un sólo trabajo con una parcela única por tipo de bosque. Los conceptos de mejora o empeoramiento se refieren a la biodiversidad o al funcionamiento natural de los ecosistemas, independientemente de consideraciones económicas o sociales.

Ambiente/Variable	CAPV		Península		Referencias
	Eucalipto frente a autóctono	Eucalipto frente a plantación	Eucalipto frente a autóctono	Eucalipto frente a plantación	
Suelos					
Acumulación materia orgánica	●●	●●	XX	XX	26,37,38,40,41
Hidrofobia			●●●	●●●	27-31,33,34
Concentración de aluminio			●●	●●	42
Efectos alelopáticos			●	●	44
Comunidades microbianas			●●		46
Fertilidad del suelo			●	●	3,63
Fauna del suelo: colémbolos	●	●	●●●		40,47,52
Fauna del suelo: oribátidos	●●	●●			48-50
Vegetación					
Diversidad hongos terrestres			●●	●●	114
Líquenes			●	●	83
Plantas	●	XX	●●●	●●●	79,80,84-86
Vertebrados terrestres					
Anfibios	●●●	●●●	●●●	●	89,91-94
Aves	●●●	●●●	●●●	●●●	84,96-98,102,103,106,107

Micromamíferos			● ● ●	● ●	108-111,114
Carnívoros			XX	XX	112,114
Hidrología					
Caudales de estiaje			● ● ●	● ● ●	117,118,121,128
Caudales de crecida			● ●	● ●	118
Ríos					
Calidad de hojarasca	● ● ●	● ●	● ● ●		135,137,139,140,166
Acumulación de materia orgánica y nutrientes	● ● ●		● ●		31,139-143,164
Hongos acuáticos	● ● ●		● ● ●		144-150
Invertebrados acuáticos	● ● ●	●	● ● ●		31,151-154,163,168
Peces			● ●		155
Descomposición hojarasca	● ● ●		● ● ●		161-164,166-168
Madera muerta	● ●	● ●			169
Incendios					
Inflamabilidad			● ● ●	● ● ●	185-189,191,192
Cenizas tóxicas				●	202
Calentamiento global					
Acumulación de carbono en suelo	● ●	● ●			26
Sumidero de carbono	● ● ●	● ● ●			217,218

Los resultados indican de manera clara y sistemática un efecto ambiental negativo de los eucaliptos. De las casi 30 variables en las que hemos agrupado los resultados hallados, apenas hay casos en que los eucaliptos muestren un efecto ambiental positivo.

Algunas de las afecciones, como la pérdida de materia orgánica del suelo o las alteraciones en la hidrología de las cuencas parecen ser consecuencia de la intensidad con la que se explotan estas plantaciones y pueden reducirse mediante medidas correctoras. Sin embargo, otros de los efectos ambientales parecen guardar relación con las características especiales de la hojarasca del eucalipto o con la estructura de sus plantaciones.

Los suelos bajo eucaliptal tienden a ser más impermeables o hidrófobos y la hojarasca del eucalipto tiene sustancias alelopáticas que frenan el crecimiento de otras especies de plantas. Posiblemente relacionado con esto, las comunidades microbianas del suelo parecen verse seriamente afectadas, se observa una disminución en la diversidad de invertebrados del suelo, y una fuerte reducción en la diversidad de hongos terrestres, líquenes y plantas. Por lo que respecta a los vertebrados terrestres, los anfibios muestran una reducción en la abundancia y diversidad bajo los eucaliptos, posiblemente causada por los efectos directos de los lixiviados de eucalipto. La expansión de los eucaliptos afectaría, así, a especies que están incluidas en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas. La abundancia y diversidad de aves también se reduce, posiblemente como consecuencia de una menor cantidad de alimento, así como de una escasez de árboles maduros y de oquedades en los troncos. En cuanto a los mamíferos terrestres, hay evidencia de algunos efectos negativos sobre roedores y musarañas, pero la evidencia es

equivoca en el caso de los carnívoros, lo que posiblemente se deba al gran tamaño del área de campeo de estos animales ²¹⁹, en general mayor que las parcelas forestales, lo que dificulta detectar patrones entre vegetación y densidad o diversidad para este tipo de mamíferos.

Las plantaciones de eucaliptos también afectan a la mayor parte de las variables estudiadas en los ríos. La hojarasca de eucalipto es un alimento de baja calidad y pobre en nutrientes, lo que acaba repercutiendo en la abundancia y diversidad de hongos, de invertebrados acuáticos y de peces, allá donde se han estudiado. Estos cambios, a su vez, afectan al funcionamiento del ecosistema fluvial, en este caso a su capacidad de descomponer la hojarasca que le llega. Los ríos bajo eucalipto también tienen menos madera muerta, lo que reduce la calidad del hábitat físico de sus cauces. En general, los impactos sobre los ríos parecen más acusados en zonas más secas de la península ibérica, como el centro de Portugal que en zonas más húmedas como el País Vasco, pero aquí también son importantes.

Finalmente, aunque los incendios forestales la lucha contra el calentamiento global son aspectos complejos en los que no sólo juegan factores biofísicos, parece que en ambos campos las plantaciones de eucaliptos no reducen, sino que aumentan los riesgos de otro tipo de alternativas forestales.

Para algunas pocas de las variables afectadas, como la concentración de aluminio en el suelo o la diversidad de hongos terrestres, las plantaciones de eucaliptos parecen ser equivalentes a las de pinos o algo menos perjudiciales, pero el efecto es invariablemente negativo cuando lo comparamos con los bosques autóctonos.

En la tabla también se aprecia que conforme aumenta el número de estudios sobre una variable, lo hace la evidencia del impacto negativo, lo que sugiere que, en conjunto, los eucaliptos causan afecciones ambientales considerables. Éstas son menos intensas que las de otros usos del suelo, como los industriales, pero dada la extensión espacial que pueden alcanzar, el impacto global de las plantaciones de eucaliptos puede ser notable. Además, hay que tener en cuenta que las plantaciones de eucaliptos se están realizando en zonas más rurales y más remotas, que son las que a priori ofrecerían mayor valor para la biodiversidad, pero que son especialmente afectadas por los eucaliptos.

En cuanto al posible sesgo de las publicaciones, es decir que se publiquen con más facilidad trabajos cuyos resultados vayan en un sentido determinado, no hay razones para creer que sea el caso, dada la amplia variedad de revistas exploradas. Si dominan los trabajos que muestran algún impacto es porque dominan los impactos. Si los científicos encontraran de forma sistemática que las plantaciones de eucaliptos causan beneficios en la biodiversidad, en la calidad del agua o en cualquier otro aspecto ambiental, sin duda encontrarían revistas donde publicar ese tipo de resultados, así como entidades interesadas en financiar sus investigaciones. El hecho de que no los hayamos encontrado, mientras que sí se encuentran para otros tipos de plantaciones ²²⁰, sugiere que los eucaliptos no producen ese tipo de beneficios ambientales en la península ibérica, al menos al compararlos con otras plantaciones y con bosques naturales.

A la hora de evaluar la información disponible y de extrapolar los resultados al futuro del País Vasco hay que tener en cuenta los aspectos espaciales y temporales. Desde el punto de vista espacial, es de esperar que el impacto de los eucaliptos aumente con la proporción del paisaje cubierto por este tipo de árboles. Una parcela pequeña de eucaliptos rodeada de otros ecosistemas más diversos, como bosques autóctonos, recibirá una lluvia de colonizadores desde estos últimos, por lo que su diversidad no se verá tan empobrecida. No obstante, la presencia de este tipo de parcelas sí podría tener efectos negativos sobre la diversidad de los hábitats forestales de su entorno, por ejemplo si actuara como trampa ecológica o sumidero demográfico de ciertas especies. Este es el caso de los anfibios, que, como hemos visto, parecen identificar los eucaliptales como hábitats adecuados, a pesar de afectarles negativamente. Para otras variables, como las hidrológicas, se ha visto en otras regiones que el efecto de los eucaliptos aumenta a partir de un nivel de ocupación del suelo ¹²⁹, lo que también es esperable que ocurra en el País Vasco, aunque no hay información suficiente para determinar cuál es la relación entre superficie y efectos en nuestro caso.

Desde el punto de vista temporal, el efecto de los eucaliptos, o de cualquier otra actividad, puede cambiar conforme pasa el tiempo. En el caso de los eucaliptos, suponemos que con el tiempo, conforme aumente el número de rotaciones, los impactos tenderán a aumentar. Por ejemplo, inicialmente los eucaliptos se plantan en un suelo cuyas características vienen determinadas por los usos pasados. Conforme se suceden los turnos de corta intensivos, es posible que la progresiva pérdida de los nutrientes del suelo empiece a provocar pérdidas de fertilidad. Igualmente, los cambios a largo plazo sobre la biodiversidad son seguramente mayores que los detectados en eucaliptales de primera o segunda generación, ya que con el tiempo se irá agotando el banco de semillas de las especies que no consigan reproducirse en los eucaliptales. En este sentido, debemos recordar que el impacto de cualquier actividad humana sobre la biodiversidad no es inmediato, sino que se produce un desfase entre el comienzo de la actividad y la consecución de un nivel de equilibrio en la biodiversidad. Este fenómeno produce lo que se llama la "deuda de extinción", es decir, que los niveles de biodiversidad continúen cayendo aún cuando las actividades humanas se mantienen, conforme se ajustan las relaciones biológicas entre las especies que sobreviven ^{221,222}. La vía contraria, de que especies locales se adapten a vivir en ambientes nuevos, evidentemente existe ²²³, pero el balance general de las actividades humanas suele ser de disminución de la biodiversidad de especies, favoreciendo sólo a determinadas especies generalistas o, a veces, las invasiones biológicas. Entre estas se incluyen plagas exóticas que afectan a la propia plantación, reduciendo su rentabilidad ¹⁵. Dado que las plantaciones de eucaliptos son relativamente recientes en el País Vasco, es previsible que el nivel de biodiversidad de las mismas siga cayendo, más si la superficie que ocupan este tipo de plantaciones aumenta.

Finalmente, queremos recalcar que este informe sólo analiza los efectos ambientales de los eucaliptos, comparándolos con otras plantaciones forestales exóticas (pino insigne, en particular) y con bosques autóctonos. Hemos omitido cualquier consideración relativa al balance socioeconómico de los eucaliptales, que nunca fue objeto del encargo y que constituyen una disciplina de conocimiento al margen de la experiencia de los autores de este informe.

7. **Bibliografía.** En negrita, trabajos recogidos en la Web of Science.

1. Raintree, J. B. The Great Eucalyptus Debate: What is it really all about. *Reports Submitt. to Reg. Expert Consult. Eucalyptus* RAP Public, 277 (1996).
2. Poore, M. E. D. & Fries, C. *Efectos ecológicos de los eucaliptos. Estudio FAO Montes* (1987).
3. FAO. *Proceedings. Regional expert consultation on eucalyptus. FAO Regional Office for Asia and the Pacific. RAPA 1995/6 I*, (1995).
4. FAO. *Annotated bibliography on environmental, social and economic impacts of eucalyptus. Compilation from English, French and Spanish literature between 1985-1994.* (2003).
5. Ladiges, P. Y., Udovicic, F. & Nelson, G. Australian biogeographical connections and the phylogeny of large genera in the plant family Myrtaceae. *J. Biogeogr.* 30, 989–998 (2003).
6. Gandolfo, M. A. *et al.* Oldest known eucalyptus macrofossils are from South America. *PLoS One* 6, (2011).
7. Booth, T. H. Going nowhere fast: A review of seed dispersal in eucalypts. *Aust. J. Bot.* 65, 401–410 (2017).
8. Tibbits, W. N. & Reid, J. B. Frost resistance in *Eucalyptus nitens* (Deane & Maiden) Maiden: genetic and seasonal aspects of variation. *Aust. For. Res.* 17, 29–47 (1987).
9. Tibbits, W. N. & Reid, J. B. Frost resistance in *Eucalyptus nitens* (Deane & Maiden) Maiden: Physiological aspects of hardiness. *Aust. J. Bot.* 35, 235–250 (1987).
10. Tng, D. Y. P., Williamson, G. J., Jordan, G. J. & Bowman, D. M. J. S. Giant eucalypts - globally unique fire-adapted rain-forest trees? *New Phytol.* 196, 1001–1014 (2012).
11. Whitehead, D. & Beadle, C. L. Physiological regulation of productivity and water use in *Eucalyptus*: A review. *For. Ecol. Manage.* 193, 113–140 (2004).
12. Jurskis, V. Eucalypt decline in Australia, and a general concept of tree decline and dieback. *For. Ecol. Manage.* 215, 1–20 (2005).
13. Wingfield, M. J., Brouckhoff, E. G., Wingfield, B. D. & Slippers, B. Planted forest health: The need for a global strategy. *Science (80-)*. 349, 832–836 (2015).
14. Turnbull, J. W. Eucalypt plantations. *New For.* 17, 37–52 (1999).
15. Wingfield, M. J. *et al.* Eucalypt pests and diseases: Growing threats to plantation productivity. *South. For.* 70, 139–144 (2008).
16. Branco, M., Bragança, H., Sousa, E. & Phillips, A. J. L. Pests and diseases in Portuguese forestry: current and new threats. in *Forest context and policies in Portugal. Present and future challenges* (ed. Reboredo, F.) 117–154 (Springer, 2014).
17. Reis, A. R., Ferreira, L., Tomé, M., Araujo, C. & Branco, M. Efficiency of biological control of *Gonipterus platensis* (Coleoptera: Curculionidae) by *Anaphes nitens* (Hymenoptera: Mymaridae) in cold areas of the Iberian Peninsula: Implications for defoliation and wood production in *Eucalyptus globulus*. *For. Ecol. Manage.* 270, 216–222 (2012).
18. FAO. *El eucalipto en la repoblación forestal. Estudios de silvicultura y productos forestales No 11.* (1981).
19. Veiras, X. & Soto, M. A. *La conflictividad de las plantaciones de eucalipto en España (y Portugal).* (2011).
20. BOPV. *Orden de 18 de junio de 2013, de la Consejera de Medio Ambiente y Política Territorial, por la que se modifica el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre y Marina.* (BOPV, 2013).
21. CEE. *Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.* (1992).
22. Bennett, L. T. & Adams, M. A. Assessment of ecological effects due to forest harvesting: Approaches and statistical issues. *J. Appl. Ecol.* 41, 585–598 (2004).
23. Underwood, A. J. Beyond BACI - Experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 42, 569–587 (1991).
24. Farley, K. A., Jobbagy, E. G., Jackson, R. B., Jobbágy, E. G. & Jackson, R. B. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Glob. Chang. Biol.* 11, 1565–1576 (2005).
25. HAZI. *El bosque vasco en cifras 2018. Informe de HAZI Fundazioa sobre el inventario forestal del País Vasco.* (2018).
26. Artetxe, A., Del Hierro, O., Gartzia, N., Pinto, M. & Arias, A. *Sumideros de carbono de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Capacidad de secuestro y medidas para su promoción.* (2014). doi:10.13140/2.1.3379.9367

27. Doerr, S. H., Shakesby, R. A. & Walsh, R. P. D. Soil hydrophobicity variations with depth and particle size fraction in burned and unburned *Eucalyptus globulus* and *Pinus pinaster* forest terrain in the Agueda Basin, Portugal. *Catena* 27, 25–47 (1996).
28. Ferreira, A. J. D. *et al.* Hydrological implications of soil water-repellency in *Eucalyptus globulus* forests, north-central Portugal. *J. Hydrol.* 231–232, 165–177 (2000).
29. Doerr, S. H. & Thomas, A. D. The role of soil moisture in controlling water repellency: New evidence from forest soils in Portugal. *J. Hydrol.* 231–232, 134–147 (2000).
30. Doerr, S. H., Shakesby, R. A. & Walsh, R. P. D. Spatial variability of soil hydrophobicity in fire-prone eucalyptus and pine forests, Portugal. *Soil Sci.* 1634, 313–324 (1998).
31. Abelho, M. & Graca, M. A. S. Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in central Portugal. *Hydrobiologia* 324, 195–204 (1996).
32. Doerr, S. H., Shakesby, R. A. & Walsh, R. P. D. Soil water repellency: Its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth Sci. Rev.* 51, 33–65 (2000).
33. Rodríguez-Alleres, M., Benito, E. & de Blas, E. Extent and persistence of water repellency in north-western Spanish soils. *Hydrol. Process.* 21, 2291–2299 (2007).
34. Zavala, L. M., García-Moreno, J., Gordillo-Rivero, Á. J., Jordán, A. & Mataix-Solera, J. Natural soil water repellency in different types of Mediterranean woodlands. *Geoderma* 226–227, 170–178 (2014).
35. Fernández, S., Marquínez, J. & Menéndez Duarte, R. A susceptibility model for post wildfire soil erosion in a temperate oceanic mountain area of Spain. *Catena* 61, 256–272 (2005).
36. Johnson, D. W. & Curtis, P. S. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *For. Ecol. Manage.* 140, 227–238 (2001).
37. Pérez-Cruzado, C., Merino, A. & Rodríguez-Soalleiro, R. A management tool for estimating bioenergy production and carbon sequestration in *Eucalyptus globulus* and *Eucalyptus nitens* grown as short rotation woody crops in north-west Spain. *Biomass and Bioenergy* 35, 2839–2851 (2011).
38. Rodríguez-Murillo, J. C. Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. *Biol. Fertil. Soils* 33, 53–61 (2001).
39. Pérez-Cruzado, C., Mohren, G. M. J., Merino, A. & Rodríguez-Soalleiro, R. Carbon balance for different management practices for fast growing tree species planted on former pastureland in southern Europe: A case study using the CO2Fix model. *Eur. J. For. Res.* 131, 1695–1716 (2012).
40. Barrocas, H. M., Da Gama, M. M., Sousa, J. P. & Ferreira, C. S. Impact of reafforestation with *Eucalyptus globulus* Labill. on the edaphic collembolan fauna of Serra de Monchique (Algarve, Portugal). *Misc. Zool.* 21, 9–23 (1998).
41. Zancada, M. C., Almendros, G. & Jiménez Ballesta, R. Humus quality after eucalypt reforestations in Asturias (Northern Spain). *Sci. Total Environ.* 313, 245–258 (2003).
42. Álvarez, E., Monterroso, C. & Fernández Marcos, M. L. Aluminium fractionation in Galician (NW Spain) forest soils as related to vegetation and parent material. *For. Ecol. Manage.* 166, 193–206 (2002).
43. Martins, C. *et al.* Effects of essential oils from *Eucalyptus globulus* leaves on soil organisms involved in leaf degradation. *PLoS One* 8, (2013).
44. Souto, X. C., Bolaño, J. C., González, L. & Reigosa, M. J. Allelopathic effects of tree species on some soil microbial populationa and herbaceous plants. *Biol. Plant.* 44, 269–275 (2001).
45. Puig, C. G., Álvarez-Iglesias, L., Reigosa, M. J. & Pedrol, N. *Eucalyptus globulus* leaves incorporated as green manure for weed control in maize. *Weed Sci.* 61, 154–161 (2013).
46. Lombao, A. *et al.* Changes in soil properties after a wildfire in Fragas do Eume Natural Park (Galicia, NW Spain). *Catena* 135, 409–418 (2015).
47. Pozo, J. Ecological factors affecting collembola populations. Ordination of communities. *Rev. d'Écologie Biol. du Sol* 23, 299–311 (1986).
48. Iturrondobeitia, J. C. & Saloña, M. Estudio de las comunidades de oribátidos (Acari, Oribatei) de varios ecosistemas de Vizcaya y una zona próxima. 2. Distribución de abundancias y diversidad específica. *Rev. d'Écologie Biol. du Sol* 27, 113–133 (1990).
49. Iturrondobeitia, J. C. & Saloña, M. Estudio de las comunidades de oribátidos (Acari, Oribatei) de varios ecosistemas de Vizcaya y una zona próxima. 4. Relación entre fauna y factores del suelo.

- Rev. d'Écologie Biol. du Sol* 28, 443–459 (1991).
50. Saloña, M. & Iturrondobeitia, J. C. A comparative study of the soil mite communities (Acari) of wooded and unwooded areas in the Basque Country, Northern Spain. in *Ecological effects of afforestation. Studies in the history and ecology of afforestation in Western Europe* (ed. Watkins, C.) 153–163 (CAB International, 1993).
 51. del Campo, C. A. & Iturrondobeitia, J. C. Sinecología de la comunidad oribatidológica (Acarida, Oribatida) de un eucaliptal vizcaino. *Kobie* XIV, 325–340 (1984).
 52. Sousa, J. P., Gama, M. M., Ferreira, C. & Barrocas, H. Effect of eucalyptus plantations on Collembola communities in Portugal: a review. *Belgian J. Entomol.* 2, 187–201 (2000).
 53. Rajapaksha, N. S. S., Butt, K. R., Vanguelova, E. I. & Moffat, A. J. Earthworm selection of short rotation forestry leaf litter assessed through preference testing and direct observation. *Soil Biol. Biochem.* 67, 12–19 (2013).
 54. Rajapaksha, N. S. S., Butt, K. R., Vanguelova, E. I. & Moffat, A. J. Short rotation forestry - Earthworm interactions: A field based mesocosm experiment. *Appl. Soil Ecol.* 76, 52–59 (2014).
 55. Rajapaksha, N. S. S., Butt, K. R., Vanguelova, E. I. & Moffat, A. J. Effects of short rotation forestry on earthworm community development in the UK. *For. Ecol. Manage.* 309, 96–104 (2013).
 56. Likens, G. E., Bormann, F. H., Johnson, N. M., Fisher, D. W. & Pierce, R. S. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed ecosystem. *Ecol. Monogr.* 40, 880–904 (1970).
 57. Croke, J. C. & Hairsine, P. B. Sediment delivery in managed forests: A review. *Environ. Rev.* 14, 59–87 (2006).
 58. Beschta, R. L. Long-term patterns of sediment production following road construction and logging in the Oregon Coast Range. *Water Resour. Res.* 14, 1011–1016 (1978).
 59. Merino, A., Edeso, J. M., Gonzalez, M. J. & Marauri, P. Soil properties in a hilly area following different harvesting management practices. *For. Ecol. Manage.* 103, 235–246 (1998).
 60. Edeso, J. M., Merino, A., Gonzalez, M. J. & Marauri, P. Soil erosion under different harvesting managements in steep forestlands from northern Spain. *L. Degrad. Dev.* 10, 79–88 (1999).
 61. Merino, A. & Edeso, J. M. Soil fertility rehabilitation in young *Pinus radiata* D. Don. plantations from northern Spain after intensive site preparation. *For. Ecol. Manage.* 116, 83–91 (1999).
 62. Mateos, E., Edeso, M. & Ormaetxea, L. Soil erosion and forests biomass as energy resource in the basin of the Oka River in Biscay, Northern Spain. *Forests* 8, 1–20 (2017).
 63. Merino, A., Balboa, M. A., Rodríguez Soalleiro, R. & González, J. G. Á. Nutrient exports under different harvesting regimes in fast-growing forest plantations in southern Europe. *For. Ecol. Manage.* 207, 325–339 (2005).
 64. Merino, A., Fernández-López, A., Solla-Gullón, F. & Edeso, J. M. Soil changes and tree growth in intensively managed *Pinus radiata* in northern Spain. *For. Ecol. Manage.* 196, 393–404 (2004).
 65. Shakesby, R. A., Coelho, C. O. A., Ferreira, A. J. D. & Walsh, R. P. D. Ground-level changes after wildfire and ploughing in eucalyptus and pine forests, Portugal: Implications for soil microtopographical development and soil longevity. *L. Degrad. Dev.* 127, 111–127 (2002).
 66. Reid, L. M. & Dunne, T. Sediment production from forest road surfaces. *Water Resour. Re* 20, 1753–1761 (1984).
 67. Cambi, M., Certini, G., Neri, F. & Marchi, E. The impact of heavy traffic on forest soils: A review. *For. Ecol. Manage.* 338, 124–138 (2015).
 68. Barradas, C. *et al.* Diversity and potential impact of Botryosphaeriaceae species associated with *Eucalyptus globulus* plantations in Portugal. *Eur. J. Plant Pathol.* 146, 245–257 (2016).
 69. Lopes, A., Barradas, C., Phillips, A. J. L. & Alves, A. Diversity and phylogeny of *Neofusicoccum* species occurring in forest and urban environments in Portugal. *Mycosphere* 7, 906–920 (2016).
 70. Pérez, S., Renedo, C., Ortiz, A., Ortiz, F. & Tejedor, C. Strategies to combat *Mycosphaerella* leaf disease in *Eucalyptus globulus* plantations in Northern Spain. *Forests* 7, 1–15 (2016).

71. Newman, E. I. & Reddell, P. The distribution of mycorrhizas among families of vascular plants. *New Phytol.* 106, 745–751 (2007).
72. Wang, B. & Qiu, Y. L. Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. *Mycorrhiza* 16, 299–363 (2006).
73. Van Der Heijden, M. G. A., Bardgett, R. D. & Van Straalen, N. M. The unseen majority: Soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.* 11, 296–310 (2008).
74. Brundrett, M. C. Coevolution of roots and mycorrhizas of land plants. *New Phytol.* 154, 275–304 (2000).
75. Richardson, D. M., Allsopp, N., D'Antonio, C. M., Milton, S. J. & Rejmánek, M. Plant invasions – the role of mutualisms. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 75, 65–93 (2000).
76. Santolamazza-Carbone, S., Durán-Otero, M. & Calviño-Cancela, M. Context dependency, co-introductions, novel mutualisms, and host shifts shaped the ectomycorrhizal fungal communities of the alien tree *Eucalyptus globulus*. *Scientific Reports* 9, 1–11 (2019).
77. Díez, J. Invasion biology of Australian ectomycorrhizal fungi introduced with eucalypt plantations into the Iberian Peninsula. *Biol. Invasions* 7, 3–15 (2005).
78. James, S. A. & Bell, D. T. Leaf orientation, light interception and stomatal conductance of *Eucalyptus globulus* ssp. *globulus* leaves. *Tree Physiol.* 20, 815–823 (2000).
79. Campos, J. A. Flora alóctona del País Vasco y su influencia en la vegetación. (Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea, 2010).
80. Onaindia, M., Fernandez de Manuel, B., Madariaga, I. & Rodriguez-Loinaz, G. Co-benefits and trade-offs between biodiversity, carbon storage and water flow regulation. *For. Ecol. Manage.* 289, 1–9 (2013).
81. Cátedra UNESCO de la UPV. *Guía metodológica para el cartografiado de los Servicios de servicios de los Ecosistemas de Euskadi.* (2016).
82. Orrantia, O., Ortega-hidalgo, M. M. & Loidi, J. Ecological landscape assessment in a silvicultural system in the Urdaibai Reserve (Basque Country, Spain). *Mediterr. Bot.* 40, 95–110 (2019).
83. Calviño-Cancela, M., López de Silanes, M. E., Rubido-Bará, M. & Uribarri, J. The potential role of tree plantations in providing habitat for lichen epiphytes. *For. Ecol. Manage.* 291, 386–395 (2013).
84. Goded, S. *et al.* Effects of eucalyptus plantations on avian and herb species richness and composition in North-West Spain. *Glob. Ecol. Conserv.* 19, (2019).
85. Calviño-Cancela, M., Rubido-Bará, M. & van Etten, E. J. B. Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity? *For. Ecol. Manage.* 270, 153–162 (2012).
86. Basanta, M., Díaz Vizcaíno, E., Casal, M. & Morey, M. Diversity measurements in shrubland communities of Galicia (NW Spain). *Vegetatio* 82, 105–112 (1989).
87. Stuart, S. N. *et al.* Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* (80-.). 306, 1783–1786 (2004).
88. Iglesias-Carrasco, M. Anthropoc habitats as novel environments: consequences for evolution and conservation. (Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea, 2017).
89. Iglesias-Carrasco, M., Head, M. L., Jennions, M. D. & Cabido, C. Condition-dependent trade-offs between sexual traits, body condition and immunity: The effect of novel habitats. *BMC Evol. Biol.* 16, 1–10 (2016).
90. Iglesias-Carrasco, M., Head, M. L., Jennions, M. D. & Cabido, C. Secondary compounds from exotic tree plantations change female mating preferences in the palmate newt (*Lissotriton helveticus*). *J. Evol. Biol.* 30, 1788–1795 (2017).
91. Iglesias-Carrasco, M., Head, M. L., Jennions, M. D., Martín, J. & Cabido, C. Leaf extracts from an exotic tree affect responses to chemical cues in the palmate newt, *Lissotriton helveticus*. *Anim. Behav.* 127, 243–251 (2017).
92. Burraco, P., Iglesias-Carrasco, M., Cabido, C. & Gomez-Mestre, I. Eucalypt leaf litter impairs growth and development of amphibian larvae, inhibits their antipredator responses and alters their physiology. *Conserv. Physiol.* 6, 1–12 (2018).
93. Arntzen, J. W. Drastic population size change in two populations of the golden-striped salamander over a forty-year period-Are eucalypt plantations to blame? *Diversity* 7, 270–294 (2015).
94. Galán, P. Herpetofauna del Parque Natural das Fragas do Eume (A Coruña): Distribución, estado de conservación y amenazas. *Basic Appl. Herpetol.* 28, 113–136 (2014).

95. Cruz, J., Sarmiento, P., Carretero, M. A. & White, P. C. L. Exotic fish in exotic plantations: A multi-scale approach to understand amphibian occurrence in the Mediterranean region. *PLoS One* 10, (2015).
96. Tellería, J. L. & Galarza, A. Avifauna y paisaje en el norte de España: efecto de las repoblaciones. *Ardeola* 37, 229–235 (1990).
97. Bongiorno, S. F. Land use and summer bird populations in northwestern Galicia, Spain. *Ibis (Lond. 1859)*. 124, 1–20 (1982).
98. Tellería, J. L. & Galarza, A. Avifauna invernante en un eucaliptal del norte de España. *Ardeola* 38, 239–247 (1991).
99. Jonsson, B. G., Kruys, N. & Ranius, T. Ecology of species living on dead wood - Lessons for dead wood management. *Silva Fenn.* 39, 289–309 (2005).
100. McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C. & Bauhus, J. Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. *For. Ecol. Manage.* 218, 1–24 (2005).
101. IHOBE. Programa de seguimiento de las aves comunes de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Año 2011. (2011).
102. de la Hera, I., Arizaga, J. & Galarza, A. Exotic tree plantations and avian conservation in northern Iberia: A view from a nest-box monitoring study. *Anim. Biodivers. Conserv.* 36, 153–163 (2013).
103. Zuberogitia, I. et al. Influence of management practices on nest site habitat selection, breeding and diet of the common buzzard *Buteo buteo* in two different areas of Spain. *Ardeola* 53, 83–98 (2006).
104. García-Salgado, G. et al. Breeding habitat preferences and reproductive success of Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*) in exotic *Eucalyptus* plantations in southwestern Europe. *For. Ecol. Manage.* 409, 817–825 (2018).
105. Santos, T. & Álvarez, G. Efecto de las repoblaciones con eucaliptos sobre las comunidades de aves forestales en un maquis mediterráneo (Montes de Toledo). *Ardeola* 37, 319–324 (1990).
106. Santos, T. et al. The importance of northern Spanish farmland for wintering migratory passerines: A quantitative assessment. *Bird Conserv. Int.* 24, 1–16 (2014).
107. Tellería, J. L. et al. Geographical, landscape and habitat effects on birds in northern Spanish farmlands: Implications for conservation. *Ardeola* 55, 203–219 (2008).
108. Marques, S. F., Rocha, R. G., Mendes, E. S., Fonseca, C. & Ferreira, J. P. Influence of landscape heterogeneity and meteorological features on small mammal abundance and richness in a coastal wetland system, NW Portugal. *Eur. J. Wildl. Res.* 61, 749–761 (2015).
109. Teixeira, D. et al. Management of *Eucalyptus* plantations influences small mammal density: Evidence from Southern Europe. *For. Ecol. Manage.* 385, 25–34 (2017).
110. Teixeira, D. et al. Mediterranean *Eucalyptus* plantations affect small mammal ectoparasites abundance but not individual body condition. *Ecol. Res.* 34, 415–427 (2019).
111. Carrilho, M., Teixeira, D., Santos-Reis, M. & Rosalino, L. M. Small mammal abundance in Mediterranean *Eucalyptus* plantations: how shrub cover can really make a difference. *For. Ecol. Manage.* 391, 256–263 (2017).
112. Pereira, P., Alves da Silva, A., Alves, J., Matos, M. & Fonseca, C. Coexistence of carnivores in a heterogeneous landscape: Habitat selection and ecological niches. *Ecol. Res.* 27, 745–753 (2012).
113. Pita, R., Mira, A., Moreira, F., Morgado, R. & Beja, P. Influence of landscape characteristics on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland. *Agric. , Ecosyst. Environ.* 132, 57–65 (2009).
114. da Silva, L. P. et al. Natural woodlands hold more diverse, abundant, and unique biota than novel anthropogenic forests: a multi-group assessment. *Eur. J. For. Res.* 138, 461–472 (2019).
115. Ruprecht, J. K. & Stoneman, G. L. Water yield issues in the jarrah forests of south-western Australia. *J. Hydrol.* 150, 369–391 (1993).
116. Dye, P. J. Climate, forest and streamflow relationships in South African afforested catchments. *Commonw. For. Rev.* 31–38 (1996).
117. Bosch, J. M. & Hewlett, J. D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *J. Hydrol.* 55, 3–23 (1982).
118. Robinson, M. et al. Studies of the impact of forests on peak flows and baseflows: A European perspective. *For. Ecol. Manage.* 186, 85–97 (2003).

119. Zhang, M. *et al.* A global review on hydrological responses to forest change across multiple spatial scales: Importance of scale, climate, forest type and hydrological regime. *J. Hydrol.* 546, 44–59 (2017).
120. Sahin, V. & Hall, M. J. The effects of afforestation and deforestation on water yields. *J. Hydrol.* 178, 293–309 (1996).
121. Jackson, R. B. *et al.* Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* (80-.). 310, 1944–1947 (2005).
122. Peraza-Castro, M., Ruiz-Romera, E., Meaurio, M., Sauvage, S. & Sánchez-Pérez, J. M. Modelling the impact of climate and land cover change on hydrology and water quality in a forest watershed in the Basque Country (Northern Spain). *Ecol. Eng.* 122, 315–326 (2018).
123. Santiago, J. Efectos de la deforestación de plantaciones de eucaliptos sobre el ecosistema fluvial. *Tesis Doctoral* (Universidad del País Vasco UPV/EHU, 2006).
124. David, J. S., Henriques, M. O., David, T. S., Tomé, J. & Ledger, D. C. Clearcutting effects on streamflow in coppiced *Eucalyptus globulus* stands in Portugal. *J. Hydrol.* 162, 143–154 (1994).
125. Fernández, C., Vega, J. A. & Fonturbel, M. T. Variación de la producción de agua tras una secuencia de perturbaciones y operaciones selvícolas en una cuenca de *Eucalyptus globulus* Labill. de Galicia. *Cuad. la Soc. Española Ciencias For.* 32, 55–59 (2011).
126. Gras, J. M., Vega, J. A. & Bara, S. Six years of study on fast growing forest plantations catchments in the Northwest of Spain. *Acta geológica hispánica* 28, 111–117 (1993).
127. Fernández, C., Vega, J. A., Gras, J. M. & Fonturbel, T. Changes in water yield after a sequence of perturbations and forest management practices in an *Eucalyptus globulus* Labill. watershed in Northern Spain. *For. Ecol. Manage.* 234, 275–281 (2006).
128. Carvalho-Santos, C., Nunes, J. P., Monteiro, A. T., Hein, L. & Honrado, J. P. Assessing the effects of land cover and future climate conditions on the provision of hydrological services in a medium-sized watershed of Portugal. *Hydrol. Process.* 30, 720–738 (2016).
129. Alvarez-Garreton, C., Lara, A., Boisier, J. P. & Galleguillos, M. The impacts of native forests and forest plantations on water supply in Chile. *Forests* 10, 1–18 (2019).
130. Richardson, J. S. Biological diversity in headwater streams. *Water (Switzerland)* 11, 1–19 (2019).
131. Brown, A. E., Zhang, L., McMahon, T. A., Western, A. W. & Vertessy, R. A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *J. Hydrol.* 310, 28–61 (2005).
132. Madej, M. A. Erosion and sediment delivery following removal of forest roads. *Earth Surf. Process. Landforms* 26, 175–190 (2001).
133. Wallace, J. B., Eggert, S. L., Meyer, J. L. & Webster, J. R. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* (80-.). 277, 102–104 (1997).
134. Marks, J. C. Revisiting the fates of dead leaves that fall into streams. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 50, 1–22 (2019).
135. Canhoto, C. & Graça, M. A. S. Food value of introduced eucalypt leaves for a Mediterranean stream detritivore: *Tipula lateralis*. *Freshw. Biol.* 34, 209–214 (1995).
136. Morrow, P. A., Bellas, T. E. & Eisner, T. *Eucalyptus* oils in the defensive oral discharge of Australian sawfly larvae (Hymenoptera: Pergidae). *Oecologia* 24, 193–206 (1976).
137. Canhoto, C. & Graça, M. A. S. Leaf barriers to fungal colonization and shredders (*Tipula lateralis*) consumption of decomposing *Eucalyptus globulus*. *Microb. Ecol.* 37, 163–172 (1999).
138. Larrañaga, A., Basaguren, A. & Pozo, J. Resource quality controls detritivore consumption, growth, survival and body condition recovery of reproducing females. *Mar. Freshw. Res.* 65, 910–917 (2014).
139. Pozo, J., Gonzalez, E., Díez, J. R., Molinero, J. & Elosegui, A. Inputs of particulate organic matter to streams with different riparian vegetation. *J. North Am. Benthol. Soc.* 16, 602–611 (1997).
140. Molinero, J. & Pozo, J. Impact of a eucalyptus (*Eucalyptus globulus* Labill.) plantation on the nutrient content and dynamics of coarse particulate organic matter (CPOM) in a small stream. *Hydrobiologia* 528, 143–165 (2004).
141. Molinero, J. & Pozo, J. Organic matter, nitrogen and phosphorus fluxes associated with leaf litter in two small streams with different riparian vegetation: a budget approach. *Arch. fur Hydrobiol.* 166, 363–385 (2006).

142. Molinero, J. & Pozo, J. Balances de hojarasca en dos arroyos forestados: impacto de las plantaciones de eucalipto en el funcionamiento ecológico de un sistema lótico. *Limnetica* 22', 63–70 (2003).
143. Santiago, J., Molinero, J. & Pozo, J. Impact of timber harvesting on litterfall inputs and benthic coarse particulate organic matter (CPOM) storage in a small stream draining a eucalyptus plantation. *For. Ecol. Manage.* 262, 1146–1156 (2011).
144. Chauvet, E., Fabre, E., Elosegui, A. & Pozo, J. The impact of eucalypt on the leaf-associated aquatic hyphomycetes in Spanish streams. *Can. J. Bot. Can. Bot.* 75, 880–887 (1997).
145. Molinero, J., Pozo, J. & González, E. Litter breakdown in streams of the Agüera catchment: Influence of dissolved nutrients and land use. *Freshw. Biol.* 36, 745–756 (1996).
146. Díez, J., Elosegui, A., Chauvet, E. & Pozo, J. Breakdown of wood in the Agüera stream. *Freshw. Biol.* 47, 2205–2215 (2002).
147. Pozo, J. *et al.* Afforestation with *Eucalyptus globulus* and leaf litter decomposition in streams of northern Spain. *Hydrobiologia* 374, 101–109 (1998).
148. Ferreira, V., Elosegui, A., Gulis, V., Pozo, J. & Graça, M. A. S. *Eucalyptus* plantations affect fungal communities associated with leaf-litter decomposition in Iberian streams. *Arch. für Hydrobiol.* 166, 467–490 (2006).
149. Canhoto, C., Barlocher, F. & Graça, M. A. S. The effects of *Eucalyptus globulus* oils on fungal enzymatic activity. *Arch. für Hydrobiol.* 154, 121–132 (2002).
150. Barlocher, F. & Graça, M. A. S. Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. *Freshw. Biol.* 47, 1123–1135 (2002).
151. Larrañaga, A., Basaguren, A. & Pozo, J. Impacts of *Eucalyptus globulus* plantations on physiology and population densities of invertebrates inhabiting Iberian Atlantic streams. *Int. Rev. Hydrobiol.* 94, 497–511 (2009).
152. Larrañaga, A., Basaguren, A., Elosegui, A. & Pozo, J. Impacts of *Eucalyptus globulus* plantations on Atlantic streams: changes in invertebrate density and shredder traits. *Fundam. Appl. Limnol.* 175, 151–160 (2009).
153. Monroy, S. *et al.* Structural and functional recovery of macroinvertebrate communities and leaf litter decomposition after a marked drought: Does vegetation type matter? *Sci. Total Environ.* 599–600, 1241–1250 (2017).
154. Cordero-Rivera, A., Martínez Álvarez, A. & Álvarez, M. Eucalypt plantations reduce the diversity of macroinvertebrates in small forested streams. *Anim. Biodivers. Conserv.* 40, 87–97 (2017).
155. Oliveira, J. M., Fernandes, F. & Ferreira, M. T. Effects of forest management on physical habitats and fish assemblages in Iberian eucalypt streams. *For. Ecol. Manage.* 363, 1–10 (2016).
156. Morrongiello, J. R., Bond, N. R., Crook, D. A. & Wong, B. B. M. Intraspecific variation in the growth and survival of juvenile fish exposed to *Eucalyptus* leachate. *Ecol. Evol.* 3, 3855–3867 (2013).
157. Morrongiello, J. R., Bond, N. R., Crook, D. A. & Wong, B. B. M. *Eucalyptus* leachate inhibits reproduction in a freshwater fish. *Freshw. Biol.* 56, 1736–1745 (2011).
158. Gessner, M. O. & Chauvet, E. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecol. Appl.* 12, 498–510 (2002).
159. Chauvet, E., Ferreira, V., Giller, P. S., Mckie, B. G. & Tiegs, S. D. Litter decomposition as an indicator of stream ecosystem functioning at local-to-continental scales: Insights from the European RivFunction project. *Adv. Ecol. Res.* 55, 99–182 (2016).
160. Mesquita, A., Pascoal, C. & Cássio, F. Assessing effects of eutrophication in streams based on breakdown of eucalypt leaves. *Fundam. Appl. Limnol.* 168, 221–230 (2007).
161. Pozo, J. Leaf-litter processing of alder and eucalyptus in the Agüera Stream system (North Spain). 1. Chemical changes. *Arch. für Hydrobiol.* 127, 299–317 (1993).
162. von Schiller, D. *et al.* River ecosystem processes: A synthesis of approaches, criteria of use and sensitivity to environmental stressors. *Sci. Total Environ.* 596–597, 465–480 (2017).
163. Ferreira, V. *et al.* The effects of eucalypt plantations on plant litter decomposition and macroinvertebrate communities in Iberian streams. *For. Ecol. Manage.* 335, (2015).
164. Graça, M. A. A. S., Pozo, J., Canhoto, C. & Elosegui, A. Effects of *Eucalyptus* plantations on detritus, decomposers, and detritivores in streams. *Sci. World J.* 2, 1173–1185 (2002).
165. Ferreira, V. *et al.* A global assessment of the effects of eucalyptus plantations on stream

- ecosystem functioning. *Ecosystems* 22, 629–642 (2019).
166. Larrañaga, S., Larrañaga, A., Basaguren, A., Elozegi, A. & Pozo, J. Effects of exotic eucalypt plantations on organic matter processing in Iberian streams. *Int. Rev. Hydrobiol.* 99, 363–372 (2014).
 167. Bañuelos, R., Larrañaga, S., Elozegi, A. & Pozo, J. Effects of eucalyptus plantations on CPOM dynamics in headwater streams: A manipulative approach. *Arch. fur Hydrobiol.* 159, (2004).
 168. Larrañaga, A., Larrañaga, S., Basaguren, A., Elozegi, A. & Pozo, J. Assessing impact of eucalyptus plantations on benthic macroinvertebrate communities by a litter exclusion experiment. *Ann. Limnol. J. Limnol.* 42, 1–8 (2006).
 169. Díez, J. R., Elozegi, A. & Pozo, J. Woody debris in North Iberian streams: Influence of geomorphology, vegetation, and management. *Environ. Manage.* 28, (2001).
 170. Larrañaga, S., Díez, J. R., Elozegi, A. & Pozo, J. Leaf retention in streams of the Agüera basin (northern Spain). *Aquat. Sci.* 65, (2003).
 171. Harmon, M. E. *et al.* Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res.* 15, 133–302 (1986).
 172. Díez, J. R., Larrañaga, S., Elozegi, A. & Pozo, J. Effect of removal of wood on streambed stability and retention of organic matter. *J. North Am. Benthol. Soc.* 19, 621–632 (2000).
 173. Elozegi, A., Elorriaga, C., Flores, L., Martí, E. & Díez, J. Restoration of wood loading has mixed effects on water, nutrient, and leaf retention in Basque mountain streams. *Freshw. Sci.* 35, 41–54 (2016).
 174. Flores, L., Díez, J., Larranaga, A., Pascoal, C. & Elozegi, A. Effects of retention site on breakdown of organic matter in a mountain stream. *Freshw. Biol.* 58, 1267–1278 (2013).
 175. Flores, L., Larranaga, A., Díez, J. & Elozegi, A. Experimental wood addition in streams: effects on organic matter storage and breakdown. *Freshw. Biol.* 56, 2156–2167 (2011).
 176. Elozegi, A., Díez, J. R., Flores, L. & Molinero, J. Pools, channel form, and sediment storage in wood-restored streams: Potential effects on downstream reservoirs. *Geomorphology* 279, 165–175 (2017).
 177. Flores, L. *et al.* Effects of wood addition on stream benthic invertebrates differed among seasons at both habitat and reach scales. *Ecol. Eng.* 106, (2017).
 178. Acuña, V., Díez, J. R., Flores, L., Meleason, M. & Elozegi, A. Does it make economic sense to restore rivers for their ecosystem services? *J. Appl. Ecol.* 50, 988–997 (2013).
 179. Elozegi, A., Díez, J. & Pozo, J. Contribution of dead wood to the carbon flux in forested streams. *Earth Surf. Process. Landforms* 32, 1219–1228 (2007).
 180. Oliveira, J. M., Paulino, J. C., Segurado, P. & Rosado, J. Biodiversidade aquática e qualidade de rios em eucaliptais certificados no centro de Portugal. *Sci. For.* 47, 383–394 (2019).
 181. Ferreira, V., Koricheva, J., Pozo, J. & Graça, M. A. S. A meta-analysis on the effects of changes in the composition of native forests on litter decomposition in streams. *For. Ecol. Manage.* 364, 27–38 (2016).
 182. Catry, F. X., Moreira, F., Tujeira, R. & Silva, J. S. Post-fire survival and regeneration of *Eucalyptus globulus* in forest plantations in Portugal. *For. Ecol. Manage.* 310, 194–203 (2013).
 183. Catry, F. X., Rego, F., Moreira, F., Fernandes, P. M. & Pausas, J. G. Post-fire tree mortality in mixed forests of central Portugal. *For. Ecol. Manage.* 260, 1184–1192 (2010).
 184. Águas, A. *et al.* Natural establishment of *Eucalyptus globulus* Labill. in burnt stands in Portugal. *For. Ecol. Manage.* 323, 47–56 (2014).
 185. Ponte, E. Da, Costafreda-Aumedes, S. & Vega-García, C. Lessons learned from arson wildfire incidence in reforestations and natural stands in Spain. *Forests* 10, 1–18 (2019).
 186. Calviño-Cancela, M., Chas-Amil, M. L., García-Martínez, E. D. & Touza, J. Wildfire risk associated with different vegetation types within and outside wildland-urban interfaces. *For. Ecol. Manage.* 372, 1–9 (2016).
 187. Vázquez, A., Climent, J. M., Casais, L. & Quintana, J. R. Current and future estimates for the fire frequency and the fire rotation period in the main woodland types of peninsular Spain: A case-study approach. *For. Syst.* 24, (2015).
 188. Moreira, F., Vaz, P., Catry, F. & Silva, J. S. Regional variations in wildfire susceptibility of land-cover types in Portugal: Implications for landscape management to minimize fire

- hazard. *Int. J. Wildl. Fire* 18, 563–574 (2009).
189. Silva, J. S., Moreira, F., Vaz, P., Catry, F. & Godinho-Ferreira, P. Assessing the relative fire proneness of different forest types in Portugal. *Plant Biosyst.* 143, 597–608 (2009).
190. Rego, F., Louro, G. & Constantino, L. The impact of changing wildfire regimes on wood availability from Portuguese forests. *For. Policy Econ.* 29, 56–61 (2013).
191. Xanthopoulos, G., Calfapietra, C. & Fernandes, P. Fire hazard and flammability of European forest types. in *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests, Managing Forest Ecosystems* 24, 93–119 (2012).
192. Núñez-Regueira, L., Rodríguez Añón, J. A. & Proupín Castiñeiras, J. Calorific values and flammability of forest species in Galicia. Coastal and hillside zones. *Bioresour. Technol.* 57, 283–289 (1996).
193. Ganteaume, A. *et al.* Spot fires: Fuel bed flammability and capability of firebrands to ignite fuel beds. *Int. J. Wildl. Fire* 18, 951–969 (2009).
194. Fernandes, P. M. *et al.* Fuels and fire hazard in blue gum (*Eucalyptus globulus*) stands in Portugal. *Boletín del CIDEU* 10, 53–61 (2011).
195. Álvarez-Díaz, M., González-Gómez, M. & Otero-Giraldez, M. S. Detecting the socioeconomic driving forces of the fire catastrophe in NW Spain. *Eur. J. For. Res.* 134, 1087–1094 (2015).
196. Barros, A. M. G. & Pereira, J. M. C. Wildfire selectivity for land cover type: Does size matter? *PLoS One* 9, (2014).
197. Fernandes, P. M., Barros, A. M. G., Pinto, A. & Santos, J. A. Characteristics and controls of extremely large wildfires in the western Mediterranean Basin. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 121, 2141–2157 (2016).
198. Smith, H. G., Sheridan, G. J., Lane, P. N. J., Nyman, P. & Haydon, S. Wildfire effects on water quality in forest catchments: A review with implications for water supply. *J. Hydrol.* 396, 170–192 (2011).
199. Silva, V. *et al.* Toxicity assessment of aqueous extracts of ash from forest fires. *Catena* 135, 401–408 (2015).
200. Carvalho, F. *et al.* Wildfire impacts on freshwater detrital food webs depend on runoff load, exposure time and burnt forest type. *Sci. Total Environ.* 692, 691–700 (2019).
201. Campos, I., Abrantes, N., Jacob, J., Vale, C. & Pereira, P. Major and trace elements in soils and ashes of eucalypt and pine forest plantations in Portugal following a wildfire. *Sci. Total Environ.* 572, 1363–1376 (2016).
202. Campos, I., Vale, C., Abrantes, N., Jacob, J. & Pereira, P. Effects of wildfire on mercury mobilisation in eucalypt and pine forests. *Catena* 131, 149–159 (2015).
203. Calviño-Cancela, M., Lorenzo, P. & González, L. Fire increases *Eucalyptus globulus* seedling recruitment in forested habitats: Effects of litter, shade and burnt soil on seedling emergence and survival. *For. Ecol. Manage.* 409, 826–834 (2018).
204. Pan, Y. *et al.* A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* (80-.). 333, 988–993 (2011).
205. Lal, R. Forest soils and carbon sequestration. *For. Ecol. Manage.* 220, 242–258 (2005).
206. Schulze, E. D., Wirth, C. & Heimann, M. Managing forests after Kyoto. *Science* (80-.). 289, 2058–2059 (2000).
207. Post, M. & Kwon, K. C. Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential. *Glob. Chang. Biol.* 6, 317–328 (2000).
208. Naudts, K. *et al.* Europe's forest management did not mitigate climate warming. *Science* (80-.). 351, 597–601 (2016).
209. Luyssaert, S. *et al.* Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455, 213–215 (2008).
210. Moomaw, W. R., Masino, S. A. & Faison, E. K. Intact forests in the United States: Proforestation mitigates climate change and serves the greatest good. *Front. For. Glob. Chang.* 2, 1–10 (2019).
211. Lewis, S. L., Wheeler, C. E., Mitchard, E. T. A. & Koch, A. Restoring natural forests is the best way to remove atmospheric carbon. *Nature* 568, 25–28 (2019).
212. Mateos, E., Garrido, F. & Ormaetxea, L. Assessment of biomass energy potential and forest carbon stocks in Biscay (Spain). *Forests* 7, 1–15 (2016).
213. Diaz-Balteiro, L. & Rodriguez, L. C. E. Optimal rotations on *Eucalyptus* plantations including carbon sequestration-A comparison of results in Brazil and Spain. *For. Ecol. Manage.* 229, 247–258 (2006).

214. Garcia-Gonzalo, J., Borges, J. G., Palma, J. H. N. & Zubizarreta-Gerendiain, A. A decision support system for management planning of *Eucalyptus* plantations facing climate change. *Ann. For. Sci.* 71, 187–199 (2014).
215. Arroja, L., Dias, A. C. & Capela, I. The role of *Eucalyptus globulus* forest and products in carbon sequestration. *Clim. Change* 74, 123–140 (2006).
216. Caparrós, A., Cerdá, E., Ovando, P. & Campos, P. Carbon sequestration with reforestations and biodiversity-scenic values. *Environ. Resour. Econ.* 45, 49–72 (2010).
217. Auzmendi, G. *Gipuzkoako basoen karbono hustuleku gaitasunaren hobekuntza*. (2019).
218. Rodríguez-Loinaz, G., Amezaga, I. & Onaindia, M. Use of native species to improve carbon sequestration and contribute towards solving the environmental problems of the timberlands in Biscay, northern Spain. *J. Environ. Manage.* 120, 18–26 (2013).
219. Gittleman, J. L. & Harvey, P. H. Carnivore home-range size, metabolic needs and ecology. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 10, 57–63 (1982).
220. Brockerhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A. & Ferraz, S. F. B. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *For. Ecol. Manage.* 301, 43–50 (2013).
221. Tilman, D., May, R. M., Lehman, C. L. & Nowak, M. A. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, 65–66 (1994).
222. Kuussaari, M. *et al.* Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends Ecol. Evol.* 24, 564–571 (2009).
223. Calviño-Cancela, M. & Neumann, M. Ecological integration of eucalypts in Europe: Interactions with flower-visiting birds. *For. Ecol. Manage.* 358, 174–179 (2015).