

Genealogías de las biomovilidades científicamente inducidas: ecología de la restauración ante la emergencia climática¹

Genealogies of scientifically induced biomobilities: restoration ecology under climate emergency

Ferran Pons-Raga  

Instituto de Productos Naturales y Agrobiología (IPNA),
Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)

Ismael Vaccaro  

Institució Milà i Fontanals (IMF), Consejo Superior
de Investigaciones Científicas (CSIC)

Resumen

El cambio climático ha transformado los principios de la biología de la conservación, especialmente en torno a la translocación de especies. Ante la previsión de que muchas plantas y animales no podrán desplazarse lo suficientemente rápido para adaptarse a nuevos escenarios ambientales, la ecología de la restauración busca alternativas a los enfoques retrospectivos centrados en recuperar estados ecológicos pasados. En su lugar, emergen estrategias prospectivas como la migración asistida, que, a partir de proyecciones climáticas, traslada especies fuera de sus nichos nativos para favorecer su supervivencia futura. Este artículo analiza genealógicamente este giro intelectual y práctico en la conservación, atendiendo a las tensiones y contradicciones asociadas tanto a la migración asistida como al *rewilding*. A través de un análisis discursivo de la ecología de la restauración, mostramos cómo la conservación ambiental se ha centrado históricamente en el diseño del paisaje y en categorías como nativo/exótico o endémico/invasor. La creciente centralidad de las biomovilidades científicamente inducidas y la creación de nuevos ensamblajes ecológicos cuestionan algunos de estos principios y sugieren la emergencia de un nuevo paradigma: la ecología anticipatoria.

¹ Este artículo es una traducción revisada de Pons-Raga, F., & Vaccaro, I. 2025. Genealogies of scientifically induced biomobilities: Restoration ecology under climate emergency. *Social Science Information* 0(0). <https://doi.org/10.1177/05390184251382860>. Agradecemos a los editores de Social Science Information el permiso para republicar estas páginas en lengua castellana.



Palabras clave: Ecología anticipatoria; migración asistida; cambio climático; *rewilding*; antropología de la conservación; restauración ecológica.

Abstract

Climate change has transformed the principles of conservation biology, especially around species translocation. Faced with the expectation that many plants and animals will not be able to move fast enough to adapt to new environmental scenarios, restoration ecology is searching for alternatives to retrospective approaches focused on recovering past ecological states. In their place, prospective strategies such as assisted migration emerges, which, based on climate projections, moves species out of their native niches to favor their future survival. This article analyzes this intellectual and practical turn in conservation, attending to the genealogical tensions and contradictions associated with both assisted migration and rewilding. Through a discursive analysis of restoration ecology, we show how environmental conservation has historically focused on landscape design and in categories such as native/exotic or endemic/invasive. The growing centrality of scientifically induced biomobilities and the creation of new ecological assemblages question some of these principles and suggest the emergence of a new paradigm: anticipatory ecology.

Key words: anticipatory ecology; assisted migration; climate change; rewilding; anthropology of conservation; restoration ecology.

Introducción

En cierta medida, la rapidez del cambio climático lo cambia todo, incluyendo cómo deberíamos ver las introducciones frente a las reintroducciones.
(Seddon, 2010, 796)

El cambio climático está alterando la forma en la que se piensa, se justifica y se lleva a cabo la conservación ambiental. Las grandes modificaciones de los patrones meteorológicos parece que ya no pertenecen a un futuro indeterminado, sino a un presente apremiante. Tres aspectos permiten diferenciar el cambio climático de modificaciones meteorológicas anteriormente experimentadas por los humanos. La escala, el ritmo y el tipo de cambios implicados lo convierten en un fenómeno radicalmente nuevo y desafiante para la conservación ambiental, especialmente para aquellos programas que buscan restaurar entornos degradados. La inevitable comprensión de que, como planeta, estamos en un periodo de emergencia ambiental sienta las bases para poder desarrollar nuevas ideas, a veces inquietantes, en el campo de la ecología de la restauración. No por casualidad, negociaciones clave a nivel global sobre el cambio climático, incluidos acuerdos históricos como el Protocolo de Kioto en 1997, se materializaron en la misma década en la que la ecología de la restauración exploraba nuevas vías y ganaba terreno en el campo más amplio de la biología de la conservación (Pickett y Parker, 1994).

El cambio climático está moldeando las condiciones ambientales sobre el terreno a una escala y velocidad sin precedentes. Una vez que “el marco biofísico cambia geográficamente” (Harris *et al.*, 2006, 171), including (renumerosos estudios científicos han apuntado que algunas especies no podrán adaptarse, es decir, moverse lo suficientemente rápido y, por tanto, corren el riesgo de extinguirse (Bradley *et al.*, 2024; Corlett y Westcott, 2013). La conservación siempre ha consistido en salvaguardar la biodiversidad ante la degradación antropogénica, “una medida conservadora y de sentido común para proteger una determinada visión de la naturaleza” (Jacoby, 2019, 291), pero ante la amenaza del cambio climático su foco y atención se han ampliado para considerar intervenciones proactivas de carácter anticipatorio (Anderson, 2010). Como resultado, estamos presenciando la proliferación de iniciativas de conservación que consisten en trasladar especies desde su área de distribución nativa, donde las condiciones están empezando a volverse subóptimas, hacia nuevas zonas en las que las predicciones sugieren que emergerán condiciones más favorables para su desarrollo. Dentro de ese giro, la migración asistida se ha consolidado como una estrategia innovadora de restauración ecológica.

La migración asistida surge a principios del siglo XXI (Hällfors *et al.*, 2014). Aunque el término transmitía desde el principio la necesidad de translocar organismos como medida contra los efectos del cambio climático, las primeras iniciativas fueron impulsadas por la industria maderera (Williams y Dumroese, 2013). Canadá, y más concretamente la provincia occidental de la Columbia Británica, fue el primer gobierno que implementó en los años 2000 programas que consistían en trasladar árboles hacia regiones más septentrionales y más elevadas, alejándolos de sus hábitats originales, áreas

meridionales progresivamente más secas y cálidas (Buranyi, 2016; O'Neill *et al.*, 2008). Estos planes de translocación tenían como objetivo mantener la viabilidad comercial de la industria maderera, teniendo en cuenta que los próximos escenarios de cambio climático probablemente dificultarían el crecimiento y la prosperidad de los árboles en sus nichos ecológicos originales (Klenk y Larson, 2015). Más recientemente, a medida que el término se popularizó en la literatura académica junto con la implementación de programas pioneros en otras regiones mediante fondos públicos (Blanco-Cano *et al.*, 2024; Falk *et al.*, 2026; Fenu *et al.*, 2023; Twardek *et al.*, 2023), la migración asistida, no sin controversias a nivel académico (Hewitt *et al.*, 2011; Nackley *et al.*, 2017; Ricciardi y Simberloff, 2009; Wallingford *et al.*, 2020), ha sido redefinida como un subconjunto de la colonización asistida (Corlett, 2016). Hoy en día, el término se ha afianzado transmitiendo el sentido de

salvaguardar la diversidad biológica mediante la translocación de individuos de una especie o población dañada por los efectos del cambio climático a un área fuera su hábitat nativo, donde se desplazaría a medida que el clima fuera cambiando, de no ser por las barreras de dispersión antropogénica o la falta de tiempo (Hällfors *et al.*, 2014, p. 10).

La migración asistida forma parte del conjunto de herramientas de la conservación ambiental para mitigar la pérdida masiva de biodiversidad ante los próximos escenarios climáticos (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2008).

El cambio climático ha impulsado, pues, nuevas formas de entender los principios fundamentales sobre los que debe basarse la biología de la conservación y la ecología de la restauración. Como señala Fry (2023), desde la década de los 90 la conservación de la naturaleza comenzó a alejarse de un enfoque basado en la preservación, la integridad territorial y la composición ecológica, para explorar orientaciones más proactivas y creativas (Adams, 2003; Braun y Castree, 1998). En otras palabras, el objetivo ya no fue proteger o recuperar ensamblajes de especies extinguidos o en declive (enfoque composicionalista), sino restaurar las funciones ecológicas y dinámicas de ecosistemas con especies que podrían haber formado, o no, parte de los mismos en el pasado (enfoque funcionalista) (Ladle y Whittaker, 2011). La migración asistida es solo la última forma de biomovilidad científicamente inducida ideada por el mundo de la conservación ambiental. Se diferencia de esquemas anteriores en la medida en la que está explícitamente justificada por la amenaza causada directa o indirectamente por el cambio climático antropogénico (Hällfors *et al.*, 2014), pero proviene de una genealogía de iniciativas de conservación enmarcadas por un nuevo paradigma anticipatorio dentro de la ecología de la restauración (Anderson, 2010).

Los enfoques nostálgicos y orientados hacia el pasado, cuyos objetivos eran restaurar ecosistemas degradados o perdidos, han dado lugar a otros más pragmáticos y creativos, orientados al futuro, en los que el conocimiento histórico del pasado se ve como una guía más que como un modelo rígido a seguir (Higgs *et al.*, 2014). Ante ese giro conceptual, se prevé que una imagen idealizada del futuro, no del pasado, impulsará las iniciativas de restauración (Choi, 2004, 2007). Algunos especialistas empiezan a sostener que

la ecología de la restauración debe centrarse en “conservar el juego, no a los jugadores, manteniendo los procesos ecológicos y evolutivos más que determinadas especies”, y que este enfoque “nos exige dejar de intentar mantener el mundo tal como era y, en su lugar, tratar de dar forma al mundo que será” (Gardner y Bullock, 2025). Por lo tanto, la translocación de especies para asegurar la resiliencia de los ecosistemas del mañana frente a las rápidas transformaciones ambientales contemporáneas no constituye una característica exclusiva de la migración asistida. Esa mirada genealógica nos obliga a detenernos un instante en una propuesta previa a la migración asistida, albergando similitudes y matices relevantes con la misma. Hablamos del *rewilding*.

El *rewilding* es “una propuesta de restauración orientada al futuro que busca [...] asegurar la resiliencia de los ecosistemas venideros” (Sandom *et al.*, 2013, p. 445). El *rewilding* del Pleistoceno, uno de los ejemplos más radicales de *rewilding*, utiliza un período histórico remoto (hace unos 11.000 años) como referencia funcional para proyectos contemporáneos de restauración. Muchas de las especies que habitaban los paisajes del Pleistoceno están, por supuesto, actualmente extintas. Ante esa extinción, este tipo de *rewilding* argumenta su reemplazo por sustitutos contemporáneos o *proxies* con el fin de alcanzar niveles de funcionalidad ecosistémica comparables a los del Pleistoceno (Donlan *et al.*, 2006). El *rewilding* se alinea con la migración asistida, ya que ambos pueden incluir la promoción de la translocación de especies más allá de sus ámbitos de distribución biogeográfica actual, dentro de un nuevo paradigma prospectivo moldeado por los escenarios de emergencia climática. Algunos estudios han señalado que tanto la migración asistida como el *rewilding* constituyen ejemplos de iniciativas de conservación no tradicionales, sustentadas en lógicas de intervención activa y experimentación (Corlett, 2015). Otros, incluso las han considerado “almas gemelas” por su capacidad para generar nuevos escenarios ecológicos, especialmente cuando el *rewilding* implica sustitución taxonómica (Hansen, 2010), es decir, la translocación de especies procedentes de otros lugares con funciones y características similares a las de aquellas que habitaban esos entornos en un estado de referencia ecológico antiguo, prehumano o no.

El *rewilding* surgió como parte del giro funcionalista de finales del siglo XX en la ecología de la restauración (Soulé y Noss, 1998). La lógica que sustentaba este innovador esquema de conservación estaba orientada hacia el futuro y se presentaba como un intento pionero —no exento de riesgos— frente a la extinción masiva de especies. Así, el *rewilding* apareció en parte como una respuesta a la actual crisis climática, pero lo hizo arrastrando el peso del pasado, tanto en términos semánticos como epistemológicos. El uso del prefijo “re-” transmite claramente la idea de retorno o repetición de algo que existió en el pasado (Corlett, 2016) y se fundamenta en la evidencia (pre)histórica de la presencia previa de análogos funcionales de las especies translocadas en los lugares de destino. Así, aunque el *rewilding* se asemeja a la migración asistida en el sentido de concebirse como una propuesta para “mirar hacia el futuro y aventurarse en lo desconocido” (Vasile, 2018, p. 218), las dos características semánticas y epistemológicas mencionadas ofrecen un interesante contraste con la migración asistida, un esquema de conservación plenamente orientado hacia el futuro y explícitamente vinculado al cambio climático.

Este artículo busca contribuir a la comprensión del giro intelectual y de manejo “futurista” en la conservación mediante el desarrollo de un enfoque genealógico del campo de la ecología de la restauración. Nuestro examen discursivo de la ecología de la restauración, en general, y del *rewilding* y la migración asistida, en particular, subraya hasta qué punto la conservación ambiental es y siempre se ha sustentado en la capacidad de diseñar nuevos paisajes (Beltran y Vaccaro, 2023; Sides, 2024) y de reconfigurar las relaciones socioecológicas predominantes, teniendo en cuenta ecologías morales específicas y culturalmente dependientes (Griffin *et al.*, 2019). Desde esta perspectiva, los valores socioculturales y las emociones asociadas a determinadas especies pueden ser tan importantes como la evaluación ecológica de su translocación hacia nuevos hábitats (Fry, 2023). El entorno que las políticas públicas o las iniciativas privadas intentarán preservar o restaurar puede pretender imitar la supuesta situación de dicho entorno en los años ochenta, en el siglo XIX, en el siglo XVI o incluso en el Pleistoceno. O quizá intentará “recrear” un entorno radicalmente nuevo, algo con resultados inciertos dadas las futuras condiciones climáticas. Al fin y al cabo, “los conceptos y las suposiciones, así como la política y el poder, determinan qué es lo que se restaura” (Hall, 2010, p. 7).

El cambio climático y la ecología de la restauración. Mirando hacia atrás, mirando hacia adelante

¡No podemos volver a nuestro pasado nostálgico! (Choi, 2007, p. 351)

El cambio climático está provocando un aumento de las temperaturas medias, modificaciones en los patrones de precipitación, una mayor incidencia de eventos meteorológicos extremos y el aumento del nivel del mar (Harris *et al.*, 2006) including (re. Las inundaciones, las sequías, los incendios forestales y otros eventos meteorológicos catastróficos son cada vez más frecuentes, extendiéndose por todo el mundo, aunque causando distintos niveles de daño en diferentes lugares. Tres características detrás de estos patrones meteorológicos cambiantes son clave para comprender cómo el cambio climático difiere de las variaciones meteorológicas anteriores y, más importante aún para el alcance y el objetivo de este artículo, cómo estas características nos ayudan a entender mejor las transformaciones en las racionalidades que sustentan los esquemas de translocación de especies bajo la ecología de la restauración, desde principios nostálgicos orientados hacia el pasado hasta iniciativas creativas orientadas hacia el futuro (Alagona *et al.*, 2012; Corlett, 2016; Sandom *et al.*, 2013).

En primer lugar, las escalas tanto espaciales como temporales, el ritmo de los cambios y el papel de la humanidad en la alteración de las condiciones meteorológicas generales de nuestro planeta han abierto una “ventana para el cambio” de las iniciativas conservacionistas (Jepson, 2015, p. 118). Aunque los impactos tangibles y las percepciones sociales del cambio climático suelen estar arraigados localmente, estamos presenciando sus efectos a escala global. Del mismo modo, el cambio climático nos obliga a ampliar nuestro marco temporal, remontándonos a un pasado remoto anterior a estas

transformaciones, pero sobre todo nos impulsa a mirar hacia adelante, extendiendo nuestro horizonte temporal mucho más allá del presente para vislumbrar un futuro todavía indeterminado e incierto. El tiempo ya no parece fluir del presente hacia el futuro, sino más bien del futuro hacia el presente, y las transformaciones socioecológicas que se aproximan, pese a su imprevisibilidad inherente, parecen exigir acciones urgentes y anticipatorias bajo esta nueva presencialidad del futuro (Anderson, 2010; Braun, 2015). La emergencia climática modifica así la escala espacial y temporal a través de la cual aprehendemos las transformaciones meteorológicas que somos capaces (o incapaces) de percibir en la vida cotidiana mediante nuestros sentidos.

La segunda característica crucial que hace que el cambio climático sea diferente de otros fenómenos meteorológicos es su ritmo. Llegamos tarde. La maquinaria de extracción y consumo de combustibles fósiles lleva mucho tiempo en marcha, y los modelos de predicción prevén que no seremos capaces de detenerla antes de que se produzca una pérdida masiva de biodiversidad (Harris *et al.*, 2006) including (re. La magnitud y velocidad del cambio climático son tan elevadas que algunos estudios científicos han apuntado que las medidas conservadoras podrían no ser suficientes para revertir la sexta extinción masiva (Cowie *et al.*, 2022). En consecuencia, desde la ecología se reconoce que “incluso las estimaciones optimistas acerca del movimiento natural de las especies pueden ser insuficientes para que éstas se adapten al ritmo del cambio climático” (McLachan *et al.*, 2007, p. 297).

El papel prominente de la humanidad en desencadenar, sostener y agravar estos cambios indeseados se convierte en la tercera y última característica que convierte al cambio climático en una apremiante justificación para la aceptación de alternativas creativas y desafiantes, alimentando intensos debates en torno a la conservación de la naturaleza. Los seres humanos están en el epicentro como nunca antes en su condición de agentes clave de estos impactos, mientras que los efectos provocados por las actividades socioeconómicas del sistema capitalista parecen superar nuestra capacidad para contrarrestarlos o, al menos, mitigarlos. En este sentido, el cambio climático se convierte en la consecuencia lógica —aunque no deseada— de la consolidación del Antropoceno, el “periodo en el que las actividades humanas han llegado a tener un impacto global” (Robbins y Moore, 2013, p. 5). Como resultado, el cambio climático puede entenderse como la consecuencia global paradigmática de una amplia gama de actividades humanas relacionadas con la extracción y el consumo de recursos naturales, y por tanto estrechamente entrelazadas con la expansión del capitalismo a escala mundial (Büscher y Fletcher, 2020; Moore, 2015).

La combinación de estas tres características idiosincráticas del cambio climático —a saber, las escalas espaciales y temporales, el ritmo y el papel de la humanidad— ha tenido profundas consecuencias para la conservación ambiental, particularmente en el campo de la ecología de la restauración. Las nociones de flujo (Zimmerer, 2000), fluidez del paisaje (Manning *et al.*, 2009), incertidumbre (Millar *et al.*, 2007), novedad e innovación (Hobbs *et al.*, 2013) y dinámicas ecológicas han ido reemplazando al anterior énfasis en

los programas de restauración ecológica, principalmente fundamentados en una composición previa y estática de especies (Jepson, 2015).

A finales del siglo pasado, la translocación de especies comenzó a ser común en programas de conservación ambiental de todo el mundo. Principalmente grandes carnívoros, pero también otros grandes herbívoros clave, fueron capturados en ecosistemas donde eran abundantes y liberados en otros donde se habían extinguido o estaban a punto de hacerlo (Pons-Raga *et al.*, 2021). La fase preservacionista de la biología de la conservación, que comenzó con los zoológicos y los programas de reproducción en cautividad (Braverman, 2011; Philo & Wilbert, 2000) y continuó con la creación y expansión de áreas naturales protegidas territorialmente delimitadas (West *et al.*, 2006), dio paso a una fase más creativa en la que la recuperación de ecosistemas desaparecidos mediante la translocación de especies fue gradualmente subsumida por la necesidad de proteger la viabilidad de ecosistemas enteros mediante la creación de escenarios ecológicos futuros novedosos, a veces inciertos, teniendo en cuenta que se avecinaban rápidas transformaciones ambientales globales. Nació así una nueva era de la ecología de la restauración, a veces identificada como “ecología de la restauración 2.0” (Higgs *et al.*, 2014), sustentada en principios prospectivos orientados hacia el futuro más que en principios conservadores orientados hacia el pasado (Alagona *et al.*, 2012; Choi, 2004; Pickett & Parker, 1994).

La definición tradicional de la ecología de la restauración enfatizaba el intento de devolver un ecosistema a su trayectoria histórica o de restaurar el estado previo de sus comunidades ecológicas antes de una perturbación antropogénica. La teoría de la sucesión (Clemens, 1916; Odum, 1969), entendida en términos generales como la dinámica natural o trayectoria de las comunidades ecológicas tras alguna perturbación, se tomaba así, de forma implícita, como punto de partida para los programas de restauración ecológica. El objetivo de dichos programas clásicos era “detener la degradación y redirigir un ecosistema perturbado hacia una trayectoria que se asemejara a la que se presumía que prevalecía antes del inicio de la perturbación” (Choi, 2004, p. 77).

El campo de la ecología de la restauración se dedicó así, inicialmente, al “proceso de asistir en la recuperación de un ecosistema que había sido degradado, dañado o destruido” (Harris *et al.*, 2006, p. 172) including (re, apoyándose en puntos de referencia fijos o estados basales de referencia, y en probadas composiciones pasadas de especies. Pero ¿qué ocurre cuando los escenarios climáticos futuros hacen que cualquier estado basal de referencia previo resulte inadecuado para predecir las condiciones en las que una especie pueda prosperar o para que las dinámicas deseables de un ecosistema vuelvan a producirse? ¿Qué ocurre cuando la restauración debe basarse en la incertidumbre y la variabilidad ante el advenimiento de la emergencia climática? A medida que las rápidas transformaciones climáticas cuestionaban la posibilidad de retornar a ecosistemas anteriores, la ecología de la restauración se desplazó hacia un enfoque futurista (Choi, 2004, 2007) y funcional (Higgs *et al.*, 2014). Bajo este nuevo paradigma, las especies que se trasladan para restaurar un hábitat deseable no tienen necesariamente que estar

conectadas con el pasado de ese entorno particular, sino con su resiliencia futura. En otras palabras, las dinámicas ecológicas —la funcionalidad— empezaron a prevalecer sobre la recuperación de un ensamblaje o composición de especies específica y “original”.

En la era de la emergencia climática, la ecología de la restauración se ha visto impulsada a abordar “la tensión entre la idealización purista” del pasado y el “realismo pragmático” orientado al futuro (Warren, 2023, p. 302). De esa encrucijada, parece surgir un llamado general a establecer “posibles vías para formular objetivos de restauración significativos y realistas para el futuro” (Harris *et al.*, 2006, p. 170) including (re. La ecología de la restauración 2.0, un conjunto de iniciativas destinadas a recuperar entornos basado en un enfoque creativo y funcional en lugar de un modelo de restitución, tendrá que enfrentarse a cuestiones asociadas con la fidelidad histórica (tiempo), la integridad ecológica (espacio) y la composición de las comunidades de especies, es decir, a su biodiversidad (estructura). La migración asistida y las formas más recientes de *rewilding*, como la sustitución de taxones similares a los del Pleistoceno, ya están abordando explícita o implícitamente estos tres aspectos bajo el manto legitimador del cambio climático. En la siguiente sección prestamos mayor atención a estas cuestiones.

El debate sobre la fidelidad histórica, la integridad ecológica y la composición de especies: la reintroducción del bisonte en España

Desde 2010, ejemplares de bisonte europeo (*Bison bonasus*) han sido translocados desde Polonia a España en varias fases de liberación. En 2024, su número en la Península Ibérica ascendía a más de 170 individuos, todos ellos ubicados en diez grandes fincas privadas cercadas. El programa ha sido apoyado por el Centro Europeo para la Conservación del Bisonte (EBCC), que reúne a criadores de una amplia gama de países, principalmente de Europa del Este, pero también de España. La translocación de estos animales a España, que abarca desde el norte de Castilla y León hasta fincas del sur de Andalucía, ha suscitado intensos debates dentro de la comunidad científica (Nores *et al.*, 2024). Al fin y al cabo, estrictamente hablando, esta especie *nunca* ha estado presente en la Península Ibérica. Los defensores del proyecto argumentan, sin embargo, que el país cuenta con numerosas pinturas rupestres paleolíticas, mundialmente famosas, que representan bisontes. Se trata de otra especie de bisonte, el bisonte estepario (*Bison priscus*), desaparecido de la zona hace unos 13.000 años y extinguido del planeta hace unos 6.000 años, pero —según sostienen— el argumento sigue siendo válido. En 2024, el gobierno español se negó a considerar la propuesta de incluir al bisonte europeo en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, y la iniciativa también fue rechazada por la mayor parte de la comunidad científica española (Nores *et al.*, 2024).

Nuestro objetivo no es abordar los matices que sustentan este debate, ni mucho menos emitir un juicio moral sobre la solicitud en sí o sobre la oposición desde ámbitos científicos a translocaciones pasadas o futuras de bisontes en España. Más bien, nuestro interés se centra en cómo los argumentos a favor y en contra de iniciativas de *rewilding*,

como la translocación del bisonte europeo a España, se movilizan en torno a la idea de pertenencia biogeográfica de la especie, es decir, a la evidencia científica de la presencia de una especie en un hábitat determinada durante un largo periodo. Este tipo de iniciativas giran, pues, en torno a la fidelidad histórica, uno de los pilares fundamentales de la ecología de la restauración clásica. Más allá de todas las razones ecológicas y socioeconómicas mencionadas para oponerse a la reintroducción del bisonte europeo en la Península Ibérica —las condiciones a las que la especie tendría que adaptarse en relación con los futuros escenarios climáticos áridos en España— o de las que apoyan la propuesta —su posible papel en la prevención de incendios forestales y los eventuales ingresos económicos que la especie podría aportar en zonas rurales periféricas empobrecidas como recurso ecoturístico—, el argumento científico que adquiere mayor protagonismo en la discusión, desde ambas posturas, es si *Bison bonasus* debe considerarse o no una especie nativa de la Península Ibérica. Y es que, a fin de cuentas, el veredicto científico de este debate podría tener consecuencias muy significativas sobre el terreno: la posibilidad de liberar ejemplares de esta especie en estado salvaje en España bajo el marco de la legislación nacional de conservación.

Mientras que quienes se oponen a las iniciativas de translocación argumentan que “la especie nunca estuvo presente en la Península [Ibérica]” (Planelles y Sánchez, 2021), quienes apoyan la propuesta afirman que las evidencias arqueológicas de la presencia de bisontes en el sur de Francia, cerca de la frontera, demuestran su presencia histórica en España (Fernández, 2026). Para los defensores del programa de translocación, su postura se sustenta en un punto crucial: las pinturas paleolíticas grabadas en la cueva de Altamira, uno de los yacimientos arqueológicos más famosos de la Península Ibérica, con la presencia de manadas de bisontes en las rocas interiores, “convierten a España”, como afirmó uno de los promotores del programa de translocación, “en un país emblemático para el bisonte” (Cerrillo, 2024).

El caso del bisonte en España muestra una situación en la que, a pesar del énfasis predominante del *rewilding* en la restauración de funciones ecosistémicas, promotores y opositores de la translocación terminan centrando el debate en la pertenencia biogeográfica de la especie, es decir, en su origen (Nores *et al.*, 2024). En otras palabras, el *rewilding*, en el contexto de las legislaciones nacionales sobre la conservación, incluso en sus versiones más recientes, sigue estando con frecuencia centrado en las especies y en su origen, más cercano a un paradigma nostálgico de restauración compositiva, anclado en los conceptos de fidelidad histórica, integridad ecológica y composición de especies.

Este punto nos lleva a subrayar que el *rewilding* se enfrenta a dos paradojas principales. Antes de abordarlas, sin embargo, necesitamos hacer un breve apunte tipológico. Entre la gran variedad de subtipos y definiciones que rodean al *rewilding*, puede establecerse una clasificación binaria general entre iniciativas intervencionistas y no intervencionistas. Un enfoque no intervencionista aboga, especialmente en áreas donde se han producido altos niveles de despoblación humana, por dejar que los procesos naturales se

desarrollen por sí mismos. En cambio, el intervencionismo implica gestión y reintroducción de especies para facilitar la restauración ecológica. En su versión más intervencionista, el *rewilding* da un controvertido paso más cuando reintroduce taxones localmente extinguidos con el fin de lograr el objetivo general de restaurar las interacciones tróficas de arriba hacia abajo. Cuando los taxones locales ya no están disponibles, el *rewilding* puede incluir la translocación de nuevas especies, mediante sustitutos taxonómicos, tomando a menudo periodos pre-antropogénicos como estado basal de referencia, con el fin de restaurar dinámicas ecológicas degradadas o perdidas (Donlan *et al.*, 2006).

El *rewilding* del Pleistoceno está orientado hacia el futuro, pero mantiene una referencia semántica y factual clara al pasado. Su carácter experimental, incierto, arriesgado y orientado al futuro se ve contrarrestado por los marcos legales que sus programas deben afrontar sobre el terreno. Las especies amenazadas y autóctonas tienen más probabilidades de acceder a protección legal y financiación para programas de reintroducción que sus contrapartes consideradas "exóticas". Bajo los principios legales actuales, demostrar que una especie —o un sustituto taxonómico— puede vincularse a un estado basal previo, aunque sea flexible, en un territorio determinado, es fundamental para que cualquier propuesta de *rewilding* sea considerada científicamente sólida y jurídicamente plausible. El *rewilding* puede estar orientado al futuro, pero no puede desprenderse completamente de sus anclajes temporales hacia el pasado.

La segunda paradoja se relaciona con el dilema funcionalista-composicionalista. Aunque el *rewilding* intervencionista supuestamente se alinea con la restauración de funciones y dinámicas ecológicas, alejándose de un modelo de restauración ecológica basado en la composición histórica de especies, sigue necesitando implementarse mediante la liberación de la unidad biológica por excelencia de la ecología: la especie. El *rewilding* proactivo ha mostrado, no obstante, una gran heterogeneidad. En algunos casos, los programas de conservación, en su búsqueda de recuperar ecosistemas, han utilizado candidatos improbables para la reintroducción, como caballos y vacas, como grandes herbívoros con la función de restaurar un entorno (Jepson, 2025). En otros, los esfuerzos se han centrado en especies clave, a menudo ejemplares de megafauna, no solo por sus funciones ecológicas según análisis rigurosos de modelización de cadenas tróficas, sino también por su potencial carismático (Barua, 2011; Donlan *et al.*, 2006). En definitiva, las elecciones de sustitución taxonómica han demostrado ser muy dependientes del contexto y sumamente variadas.

El caso del *rewilding* mediante la "reintroducción" de bisontes en España muestra hasta qué punto las nuevas prácticas de restauración sobre el terreno siguen estando muy vinculadas a tres pilares fundamentales clásicos de la ecología de la restauración —la fidelidad histórica, la integridad ecológica y la composición de especies— para determinar la pertenencia biogeográfica de una especie dentro de un ecosistema determinado. Las prácticas de restauración necesitan un estado basal o un ecosistema de referencia que sirva de modelo; se ciñen a los límites territoriales marcados por las distribuciones biogeográficas en los que pueden habitar especies nativas amenazadas y donde se aplican

ordenanzas legales específicas; y trabajan principalmente con unidades biológicas concretas, es decir, (individuos de) especies, cuya relevancia tiende a depender tanto de sus valores intrínsecos (paradigma composicionalista) como de las dinámicas ecológicas que son capaces de sostener (paradigma funcionalista). Ante las actuales transformaciones climáticas de gran calado, la ecología de la restauración ha intentado alejarse de las nociones de integridad ecológica y fidelidad histórica (Svenning, 2026). Dentro de ese giro, se ha desplazado hacia una nueva conceptualización de la historia como guía más que como modelo, considerando trayectorias múltiples y abiertas, y adoptando un énfasis procesual más que composicional (Higgs *et al.*, 2014). Sin embargo, como demuestran los debates contemporáneos en torno a la translocación de bisontes en España, los esquemas de *rewilding* y de ecología de la restauración se enfrentan constantemente a contradicciones temporales, espaciales y composicionales para evaluar qué pertenece —o debería pertenecer— a dónde (Cordell *et al.*, 2021). En resumen, pese a las declaraciones explícitas que abogan por avanzar hacia un paradigma funcionalista, rehuyendo preguntas acerca de qué especies específicas componen un ecosistema determinado, esta versión de la ecología de la restauración no ha logrado desprenderse de las contradicciones asociadas a las múltiples formas en las que se definen las especies: endémicas, nativas, migrantes, exóticas, invasoras, clave, carismáticas, emblemáticas, paraguas, entre otras (Barua, 2011; Stanescu y Cummings, 2017; Warren, 2023; Woods y Moriarty, 2001). Bajo la presión de la amenaza del cambio climático antropogénico, la migración asistida ilustra, como ningún otro esquema de translocación de especies, las contradicciones y desafíos inherentes a los que debe enfrentarse la ecología de la restauración en la actualidad (Vaccaro y Beltran, 2009).

Las contradicciones de la migración asistida: moviendo especies a través del tiempo y el espacio bajo un nuevo nativismo biológico

[E]n un mundo que cambia rápidamente, muchas especies pueden dejar de estar bien adaptadas a las condiciones emergentes dentro de sus áreas históricas de distribución, lo que cuestiona aún más la equivalencia entre "nativo" y "óptimo".
(Warren, 2023, p. 303).

El aumento de la biomovilidad —también denominada introducciones mediadas por humanos (Seebens *et al.*, 2017)— que ocurre hoy en día, ya sea de forma aleatoria, mediante la llegada no planificada e indeseada de especies, o deliberadamente, respaldada por argumentos científicos incluidos bajo el amplio paraguas de la ecología de la restauración, ha puesto en cuestión “las concepciones estándar de fidelidad histórica y de especies nativas” (Calarco, 2017, p. 5). Centrándonos en el nativismo biológico —un concepto clave de la ecología de la restauración que permite “atribuir acríticamente el estatus moral de las especies basándose en una lógica unidimensional del origen” (Cordell *et al.*, 2021, p. 2)— nos proponemos revelar las contradicciones con las que debe lidiar la migración asistida, considerando tanto las históricas luchas del mundo de

la conservación contra las especies exóticas invasoras como los nuevos principios funcionalistas de la ecología de la restauración.

El pino de corteza blanca (*Pinus albicaulis*) fue declarado especie en peligro de extinción por el gobierno federal canadiense en 2012 y, en 2022, el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de Estados Unidos lo declaró vulnerable. Plagas y sequías favorecidas por el cambio climático habían empezado a generar mortalidades masivas en varias especies de pinos, alerces y cedros en las partes meridionales de su hábitat (Palik *et al.*, 2022). La plantación experimental de ejemplares de estas especies hasta 600 kilómetros al norte de su distribución original comenzó a principios del siglo XXI. El objetivo era identificar las características biofísicas (altitud, latitud, cobertura de nieve, etc.) que podrían facilitar su crecimiento (McLane y Aitken, 2012). Actualmente, cientos de miles de plántulas se están plantando fuera del ámbito original de varias especies de árboles en Estados Unidos, Canadá y otros lugares (Xu y Prescott, 2024). Bosques —a menudo con las decenas de especies que viajan con ellos— están emergiendo allí donde antes no existían.

La migración asistida es el esquema de conservación más reciente dentro de las translocaciones de especies. Que sea el último no es una mera coincidencia. La migración asistida es el primer paradigma en el ámbito de la ecología de la restauración que no solo surge a raíz del cambio climático, sino que lo interpela explícitamente. El argumento lógico fue expresado claramente ya en la década de 2000: “Si evitar la extinción impulsada por el clima es una prioridad para la conservación, entonces la migración asistida debe considerarse una opción de gestión” (McLachan *et al.*, 2007, p. 297). Los principios que sustentan esta afirmación son fáciles de comprender. Si queremos preservar algunas especies amenazadas frente a los escenarios climáticos venideros, necesitamos moverlas de su hábitat habitual. Sin embargo, lo que está implícito detrás y delante de esta lógica puede no encajar tan fácilmente en los principios fundamentales desde una mirada genealógica de la ecología de la restauración.

Si examinamos más de cerca las premisas que sustentan la migración asistida, destacan algunas características clave que la diferencian de otros esquemas de translocación. Además de su surgimiento como respuesta explícita al cambio climático antropogénico, la migración asistida se basa en la “operación performativa de establecer la presencia de lo que no ha ocurrido y puede que nunca ocurra” (Anderson, 2010, p. 783), es decir, en la predicción y, por tanto, en la anticipación de escenarios ecológicos futuros más que en la restauración o recreación de ecosistemas degradados del pasado. Algunas de sus características parecen simplemente ampliar elementos ya anunciados por otros esquemas dentro del nuevo paradigma de la ecología de la restauración, ya que tanto la migración asistida como algunas iniciativas de *rewilding* promueven la translocación de especies teniendo en cuenta escenarios futuristas. Otros aspectos, como abandonar el requerimiento de la pertenencia biogeográfica de las especies, parecen aportar un giro revolucionario que merece una mayor atención, ya que cuestionan paradigmas fundacionales tanto de la ecología clásica de la restauración como de sus versiones más recientes. Inevitablemente, la migración asistida entra en conflicto con los principios que

sustentan la lucha contra la presencia de las especies invasoras. De hecho, en muchos ámbitos, la migración asistida se considera una forma de invasión planificada (Buranyi, 2016; Mueller y Hellmann, 2008; Ricciardi y Simberloff, 2009).

La ecología de las invasiones tiene sus raíces en el libro *The Ecology of Invasions by Animals and Plants* (Elton, 1958). Sin embargo, muy pronto el término pasó de sus orígenes descriptivos a un paradigma moral en el que ser exótico no solo significaba no ser originario de un determinado ámbito biogeográfico, sino también constituir una presencia indeseada, indicadora de degradación del ecosistema, amenazante, de mala biodiversidad o de una naturaleza no deseada causada por introducciones humanas (Thompson, 2015; Warren, 2023; Woods y Moriarty, 2001).

Las especies exóticas se clasifican como invasoras cuando su presencia causa efectos perjudiciales sobre especies nativas, siendo consideradas uno de los principales motores de pérdida de biodiversidad de la actual extinción masiva (Bellard *et al.*, 2017; IPBES, 2023). Históricamente, la esencialización de la idea de ser nativo de un lugar ha sido la base de los planes de conservación y restauración. El término exótico, entendido como “estar fuera de lugar”, se convirtió, por el contrario, en sinónimo de una perturbación negativa que debía ser abordada y abortada (Marvin y McHugh, 2014; Vaccaro y Beltran, 2009).

La literatura y el lenguaje dominante en este campo están plagados de expresiones bélicas con connotaciones negativas asociadas a especies que se encuentran fuera de su área de distribución “natural”: conceptos como especies exóticas o invasoras forman parte de estos tropos. La conservación, en cierto sentido, ha sido una construcción intelectual basada en una evaluación clara de determinadas pertenencias biogeográficas (Mee y Wright, 2009).

La creciente movilidad de las personas a nivel global ha implicado la dispersión de muchas especies por todo el mundo (Joo *et al.*, 2022) shaping population dynamics, biodiversity patterns, and ecosystem structure. In 2008, the movement ecology framework (MEF Nathan *et al.* in PNAS 105(49). Una gran proporción de las especies que componen los ecosistemas actuales pueden considerarse simplemente exóticas, introducidas por los seres humanos. Los tomates y las patatas, por ejemplo, son elementos clave de las dietas española o italiana, pese a ser especies introducidas en la cuenca mediterránea procedentes del continente americano. Sin embargo, algunas de estas especies móviles se están convirtiendo en graves amenazas para las especies nativas y, por ello, se definen como invasoras (IPBES, 2023) which was approved by the IPBES Plenary at their 10th session in Sep 2023 in Bonn, Germany (IPBES-10. Aun así, ser exótico o invasor no es una categoría estática ni fija en el tiempo. Este punto es aún más evidente cuando se considera la creciente fluidez de los ecosistemas actuales bajo las rápidas modificaciones ambientales provocadas por el cambio climático. Irónicamente, esto también se aplica a la categoría de *nativo* o *autóctono* (Cordell *et al.*, 2021). La pertenencia biogeográfica se sitúa, por tanto, en la intersección entre el tiempo y el espacio. A su vez, también

está cargada de significados y emociones: toda una dimensión sociocultural atravesada por prácticas y conocimientos situados y afectivos (Fry, 2023). Dependiendo de estas variables culturales y afectivas, las especies nativas pueden ser bienvenidas por algunos (académicos de la ecología y conservacionistas) y rechazadas por otros (campesinado), o viceversa, lo que genera debates entre distintas ecologías morales (Jacoby, 2019).

El cuestionamiento del esquema binario nativo/no nativo como paradigma moral para evaluar la aceptabilidad de los programas de restauración ecológica ha abierto parcialmente la puerta a la migración asistida. Si, en un mundo que cambia rápidamente, “ningún ecosistema está exento de vulnerabilidad frente a las invasiones” (Cordell *et al.*, 2021, p. 4), y si estamos obligados a aceptar la fluidez, la incertidumbre, la novedad y el dinamismo como parte de los ecosistemas actuales y futuros ante la emergencia climática, entonces existe margen para desplazar especies más allá de sus áreas de distribución actuales bajo racionalidades científicas con el fin de prevenir su extinción. La migración asistida surge así de la oportunidad creada por la emergencia climática. Pero, aparecen dos preguntas: ¿cómo encaja la migración asistida con las persistentes luchas contra la dispersión deliberada o accidental de especies exóticas invasoras? Y, en segundo lugar, si “la restauración orientada al futuro debería centrarse en las funciones del ecosistema más que en la recomposición de especies o en la cosmética de la superficie del paisaje” (Choi, 2007, p. 352), es decir, si lo que más importa es el juego y no los jugadores (Gardner y Bullock, 2025), ¿cómo encaja la migración asistida —claramente basada en principios centrados en la composición de especies concretas— con el nuevo paradigma de la ecología de la restauración y con su posición dentro del espectro composicionalista-funcionalista?

Al ayudar a la dispersión de especies amenazadas más allá de sus ámbitos de distribución nativos bajo determinadas circunstancias dentro de un marco de decisión científica (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2008), la migración asistida debe enfrentarse a dos contradicciones en relación con el concepto de nativismo biológico. Por un lado, encontramos la compleja articulación de la migración asistida con la ecología de las invasiones: pretende evitar la extinción de algunas especies moviéndolas más allá de su nicho ecológico original, mientras prohíbe la introducción de otras, en particular las especies exóticas invasoras. Es decir, ignora el imperativo de pertenencia biogeográfica de las especies propio de la ecología clásica de la restauración. Las preocupaciones que suscita este enfoque se alinean, en cierto modo, con algunas de las inquietudes ya planteadas por iniciativas de *rewilding* que incluyen sustituciones taxonómicas, las cuales conllevan el riesgo de generar nuevas especies invasoras (Hansen, 2010). Por otro lado, contraviene los principios de la ecología clásica y de la nueva ecología de la restauración al no adherirse al paradigma funcional en sentido estricto, ya que su principal preocupación son las condiciones ambientales que permitirán que una especie prospere; tampoco sigue el paradigma composicionalista basado en el nativismo biológico, puesto que las especies trasladadas no serán nativas del lugar al que se moverán. La migración asistida debe, pues, abordar el equilibrio entre entender “las comunidades locales como ensamblajes coevolucionados” o “las comunidades locales como resultado del ajuste ecológico de

especies independientes de su historia evolutiva” (Corlett y Westcott, 2013, p. 486). En ambos casos, su aproximación al nativismo biológico se aleja de la narrativa clásica centrada en el origen y se acerca a un nuevo paradigma en el que la preocupación principal es si una especie encaja en un ambiente o ecosistema para evitar su extinción. En otras palabras, “dado que todas las especies necesitan desplazar sus áreas de distribución para adaptarse al ritmo del cambio climático” y considerando que algunas “especies nativas”, denominadas neonativas, “ya han desplazado sus nichos fuera de su hábitat histórico nativo [...] en respuesta al cambio climático” (Bradley et al., 2024, pp. 24-25), la migración asistida no haría más que reforzar este fenómeno natural ya en marcha.

El espacio y el tiempo desempeñan aquí un papel paradójico. Mientras que las políticas para mitigar los efectos de las especies exóticas invasoras utilizan la variable espacial basada en una línea temporal pasado-presente (haber estado aquí antes legítima estar aquí ahora), la migración asistida implica un cambio radical en términos espacio-temporales, ya que no se preocupa por la ausencia histórica de especies en determinadas áreas en aras de su supervivencia futura. En otras palabras, la migración asistida se concibe y se implementa sobre geografías anticipatorias (Anderson, 2010), sobre un estado basal futuro, incluso apocalíptico, marcado por nuevos escenarios climáticos de origen antropogénico todavía por ocurrir (Hamilton, 2018).

Así, la migración asistida parece ir un paso más allá no solo del nativismo biológico clásico —impregnado de principios compositivistas y centrado en el esquema moral binario nativo/exótico— sino también del paradigma funcionalista propuesto por la ecología de la restauración 2.0. Dicho de otro modo, en la migración asistida ni el origen ni la función ocupan el centro del debate. Más bien, la rareza de la especie o el peligro de extinción inminente se convierten en el motor principal: las especies se descontextualizan. Esta descontextualización opera también a nivel de la producción de conocimiento. La migración asistida es una tecnología concebida por expertos, por el momento, con escasa participación de actores locales (Pelai *et al.*, 2021).

Hemos tomado el nativismo biológico como una categoría biogeográfica que no solo depende del espacio y de la cultura (Warren, 2023), sino también del tiempo. En este sentido, al combinar espacio, cultura y tiempo, las biomovilidades científicamente inducidas —incluida la migración asistida— se relacionan más con la noción de paisaje que con la de entorno o ecosistema, entendido como un conjunto de elementos bióticos y abióticos desprovistos de percepción, aprehensión y valoración sociocultural.

La biomovilidad como diseño del paisaje: ecologías morales y sentidos de pertenencia para con las especies

El resultado efectivo de estas biomovilidades inducidas por los humanos es un paisaje transformado tanto simbólicamente como físicamente. Dado que la naturaleza, incluso en ausencia de intervención humana, está en permanente cambio, no existe un estado

incuestionable de un paisaje determinado que sea el correcto para proteger, recuperar o recrear. Todo paisaje siempre ha estado y sigue estando en constante transformación (Pèlachs Mañosa *et al.*, 2017). Los esfuerzos de conservación y restauración eligen un momento en el tiempo —el presente, el pasado (hace diez años, un siglo o siete mil años) o incluso el futuro— e intentan proteger o recrear ese ecosistema particular y ese ensamblaje específico de biodiversidad. La posible incorporación de especies nunca antes presentes añade un nuevo formato al abanico de propuestas de restauración ecológica, pero las iniciativas de translocación que introducen especies antiguas o nuevas en un área están siempre, en realidad, creando nuevos paisajes, más allá de nuevos ecosistemas y nuevas dinámicas ecológicas.

Hablar de conservación, restauración y biomovilidades científicamente inducidas es hablar de diseño del paisaje (Beltran y Vaccaro, 2023). Descrito en términos generales como el proceso de idear acciones destinadas a mejorar situaciones previas (Sides, 2024), el término diseño también se ha vinculado con la naturaleza (Higgs, 2003) y, más recientemente, con lo salvaje (Higgs y Hobbs, 2010; Martin, 2022) o la condición de lo salvaje (Sides, 2024), con el fin de cuestionar las preconcepciones de una naturaleza intacta o prístina (Cronon, 1996). Sin embargo, cuando el diseño se aborda desde una perspectiva relacional crítica (Sides, 2024), y cuando se vincula con la noción de paisaje, se carga de nuevos significados que emergen de las relaciones entre humanos y no humanos.

El diseño ha estado en el centro de la ecología de la restauración desde la década de 1960, originalmente vinculado al campo de la arquitectura del paisaje (Bush y Wolff, 2024), y en ocasiones concebido como equivalente a la ingeniería. La ingeniería ecológica, por ejemplo, se define como el “diseño, construcción, operación y gestión de estructuras paisajísticas y acuáticas, así como de las comunidades vegetales y animales asociadas, para beneficiar a la humanidad y a la naturaleza” (Barret, citado en Seddon, 2010, p. 800). El concepto enfatiza hasta qué punto los ecosistemas pueden ser modelados y remodelados, implicando el ensamblaje de nuevos conjuntos de especies con el objetivo de mejorar la biodiversidad y reestructurar los sistemas ecológicos (Higgs, 2003). En este sentido, particularmente considerando los rápidos cambios ambientales que afrontaremos ahora y en el futuro próximo, es probable que la ingeniería ecológica se expanda como el paraguas conceptual que permita la introducción de especies fuera de su área histórica de distribución.

Diseñar implica planificar, inventar, elegir entre distintas opciones y elementos para crear y anticipar algo nuevo. Lo que se escogerá estará guiado por un sentido particular de lo que se considera correcto o incorrecto en la naturaleza (Pauwelussen y Vandenberg, 2024). En este sentido, el diseño del paisaje está ligado a la interacción de diversas ecologías morales, las cuales, indefectiblemente, siempre dependen del contexto cultural (Griffin *et al.*, 2019). El paisaje es la manifestación material de la interacción entre los seres humanos y el entorno biofísico, cuya producción “no es políticamente inocente” (Darby, 2000, p. 9), ya que encarna la integración entre naturaleza y cultura. Por ello, “la ecología de la restauración debe enfrentarse a la historia y a la identidad cultural al

diseñar proyectos de restauración” (Alagona *et al.*, 2012, p. 13). Al vincular el diseño con el paisaje subrayamos que la ecología de la restauración está cargada de supuestos sociales, culturales, políticos y jurídicos que trascienden los límites estrictos de la ecología (Hall, 2010; Vaccaro *et al.*, 2013).

Aunque el diseño ha formado parte de las iniciativas de conservación desde sus inicios, las biomovilidades científicamente inducidas que aquí hemos analizado cuestionan algunos de los fundamentos de la conservación ambiental hasta la fecha. La conservación moderna, cuyo mito de origen suele situarse en la creación del Parque Nacional de Yellowstone en 1872 (Brockington *et al.*, 2008), se ha preocupado históricamente por la idea del sentido de pertenencia para con las especies dentro de un marco binario de inclusión/exclusión (Fry, 2023; Woods y Moriarty, 2001). Una especie merecía ser protegida porque estaba en peligro de desaparecer *de su lugar*. Esta premisa se sustentaba ya fuera desde una perspectiva intrínseca (la pérdida de biodiversidad), o bien desde un punto de vista funcional, ya que la extinción de una especie implicaba un efecto en cascada al impedir que otros elementos desempeñaran su función ecológica (pérdida ecológica).

Trasladar especies desde sus áreas de distribución biogeográfica históricas a otros hábitats implica una reconfiguración activa no solo de los ecosistemas, sino también de los paisajes; no solo de las especies, sino también de los valores socioculturales y las emociones asociadas a esas especies y a los ecosistemas resultantes. En el mundo de la conservación, las especies siempre han sido metáforas de algo mucho mayor: degradación, esperanza, recuperación, entre otros significados. Las especies son metáforas movilizadoras (Barua, 2011), metáforas que influyen en la manera en la que enmarcamos los problemas (Entman, 1993), especialmente los conflictos ambientales (Pons-Raga, 2024b; Wald y Peterson, 2020). De hecho, todos los términos que preceden la descripción de una especie —ya sean positivos (clave, emblemática, paraguas, nativa, endémica) o negativos (exótica, invasora)— “son inherentemente metafóricos” y, por tanto, “tienen la capacidad de evocar imágenes concretas y apelar a las emociones” (Barua, 2011, p. 1428). Estos términos son fundamentales para comprender las configuraciones paisajísticas, cargadas de significados culturales y relaciones de poder que van más allá de las relaciones estrictamente ecológicas.

Sin embargo, la conservación clásica (preocupada por reparar las biogeografías alineadas con un determinado sentido de pertenencia para con las especies) y la nueva ecología de la restauración (centrada en restablecer la funcionalidad ecológica o la composición de ecosistemas degradados, algunos de ellos aún por venir) reutilizan y reacomodan constantemente los términos adheridos a las especies, dejando de lado aspectos socioculturales cruciales que permiten comprender mejor el grado de aceptación o rechazo de un programa de translocación y de los paisajes resultantes. Como señala Hall (2010, p. 6), mientras que “el grado de pertenencia de una planta exótica en Gran Bretaña aparentemente depende de su fecha de llegada”, la pertenencia de una especie no está determinada únicamente por el nativismo biológico ni por su papel ecológico en el ecosistema, sino también por “su utilidad para las personas o el apego psicológico hacia ella”.

La pertenencia se ha vinculado con los derechos —el derecho fundamental de las especies no humanas a existir—, pero también con las ecologías morales y con los sentimientos y emociones asociados a las biografías de los paisajes. El concepto de *pertenencia interespecie* pretende abarcar “un proceso dinámico de cohabitación mediante el cual prácticas afectivas situadas y espacio-temporalmente específicas entre humanos y especies no humanas generan un sentido íntimo y personal de pertenencia” (Fry, 2023, p. 2510). Este proceso revela hasta qué punto pertenecer o no a determinados lugares no debería tener en cuenta únicamente el ámbito de distribución original de las especies, sino también sus efectos ecológicos y, sobre todo, los vínculos culturales de distintos grupos sociales con ellas. El sentido de pertenencia para con las especies está así condicionado por ecologías políticas más amplias del uso de la tierra, las cuales configuran tanto la materialidad de las prácticas afectivas como la carga emocional de esas prácticas y su articulación política en reivindicaciones sobre qué debe pertenecer y qué no.

Los grandes mamíferos, pero también los árboles (Chan *et al.*, 2018), no solo se valoran por su presencia en un ecosistema determinado ni por su función ecológica y las dinámicas que generan en las cadenas tróficas. También son apreciados por su carisma y por los valores relacionales que derivan de ellos (Chan *et al.*, 2018). No es casualidad que muchas de las especies clave y paraguas, definidas estrictamente en términos ecológicos, sean también especies emblemáticas (Pons-Raga, 2024a), es decir, “especies carismáticas populares que sirven como símbolos y puntos de movilización para estimular la conciencia y la acción en favor de la conservación” (Heywood, citado en Barua, 2011, p. 1429).

Un punto importante que debe subrayarse es que el cambio climático desestabiliza aún más el paradigma de las biogeografías de pertenencia, ya que cuestiona la permanencia de todos los ecosistemas bajo un marco en transformación lleno de incertidumbres. Desde cierta perspectiva, todo el planeta está a punto de convertirse en un conjunto rápidamente cambiante de nuevos ecosistemas, de manera que los enfoques basados en la pertenencia al lugar se están volviendo obsoletos. El marco más reciente de la restauración ecológica, impulsado por la ansiedad generada por el impacto del cambio climático (Hickman, 2020) y ejemplificado por la propuesta de la migración asistida, va más allá del paradigma canónico del sentido de pertenencia para con las especies basado en el nativismo biológico. Este desarrollo teórico añade nuevas dimensiones y capas al estudio de las biomovilidades como diseño del paisaje mediante los conceptos de ecologías morales y la pertenencia interespecie. La dimensión temporal de la ecología de la restauración ya no mira hacia el pasado —no estamos regresando a un entorno ideal—, sino que dirige su mirada hacia el futuro, donde todo puede ser, al menos, posible.

Observaciones finales: más allá de una ecología anticipatoria

El cambio climático, en sus manifestaciones globales y locales, constituye una justificación poderosa —y empoderadora— para la acción conservacionista tanto pública

como privada. Como tal, ha abierto una ventana para el cambio en la ecología de la restauración, a través de la cual el objetivo de preservar una especie o una función ecológica ha adquirido nuevas dimensiones, antes impensables. Es importante subrayar que los esquemas de translocación de especies no son meramente dispositivos científicos, desprovistos de marcos ideológicos. No solo trasladan ejemplares no humanos de una especie de un lugar a otro, sino que también los conectan con los sistemas socio-ecológicos donde serán ubicados, quedando imbricados con los imaginarios que describen la configuración ideal para ese paisaje en particular.

El caso de la reintroducción del bisonte en España, como contrapunto a las fases previas preservacionistas sustentadas por la nostalgia por un pasado degradado, ilustra los movimientos emprendidos y los desafíos afrontados por los esquemas de translocación de especies clasificados bajo la bandera de la ecología de la restauración 2.0. El cambio de paradigma adoptado por estos nuevos esquemas dentro de la ecología de la restauración puede sintetizarse de la siguiente manera: la composición de especies en un ecosistema determinado debe dar paso a modelos más pragmáticos orientados a mantener las dinámicas y funciones ecológicas. Sin embargo, la unidad biológica con la que trabajan estos programas sigue siendo la entidad por excelencia de la ecología moderna: la especie (Arregui, 2024).

Teniendo en cuenta que la migración asistida no solo se basa en el paradigma orientado hacia el futuro propuesto por las versiones más recientes de la ecología de la restauración, sino que lo aborda plenamente, esta propuesta innovadora pone en cuestión —o al menos nos inclina hacia— una “ampliación significativa del propio término de restauración” (Hertog y Turnout, citado en Sides, 2024, p. 78). A pesar de que todavía se afirma que pertenece al paraguas de la ecología de la restauración al sostener que busca “restaurar las condiciones para que las especies prosperen” (Buranyi, 2016), la migración asistida puede considerarse un esquema de conservación paradigmático que ejemplifica el paso de la restauración a la anticipación ecológica, tomando el cambio climático como una amenaza no solo para el futuro, sino también del presente. En este sentido, en la era de la emergencia climática, la migración asistida parece realizar un desplazamiento temporal que nos obliga a pensar la ecología de la restauración con un nuevo vocabulario que capte mejor sus principios orientados hacia el futuro. A su vez, nos conduce hacia una reflexión más amplia. La conservación en general, y la ecología de la restauración en particular, frente al riesgo (Beck, 1992), se han vuelto también líquidas (Bauman, 2000), puesto que ya no se trata —si es que alguna vez fue así— de *restaurar*, sino más bien de diseñar, planificar y anticipar en aras de conservar especies en peligro de extinción.

Por último, aunque “algunos ecólogos han sugerido que la restauración es más eficaz cuando se centra en el paisaje en su conjunto” (Alagona *et al.*, 2012, p. 16), debemos tener en cuenta el papel central que las especies presumiblemente seguirán desempeñando en nuestras racionalidades de conservación ambiental por dos razones principales: una epistémica y otra cultural. Mientras la ecología de la restauración se desarrolle bajo racionalidades modernas occidentales, abarcando principios tanto biológicos

como jurídicos, el papel central de las unidades biológicas discretas (es decir, de las especies) persistirá (Mitchell, 2024). Aunque cada vez parecemos más inclinados a considerar “lo que hacen los animales y las plantas [...] más que de dónde proceden y cómo llegaron” (Head, citado en Warren, 2023, p. 305), nuestro marco de producción de conocimiento sobre las dinámicas ecológicas sigue fundado en el valor que tienen ciertas especies. Culturalmente, las especies han sido y seguirán siendo más que meros elementos ecológicos desprovistos de valores sociales. El traslado de especies no debe entenderse únicamente como una lucha contra la pérdida de biodiversidad o contra la preservación de las dinámicas ecológicas, como parecería que proponen, respectivamente, la migración asistida y el *rewilding* pleistocénico. La megafauna —pero también algunas especies vegetales y animales de menor tamaño— lleva consigo significados socioculturales de gran calado. Así, su presencia o ausencia en un ecosistema determinado no solo altera el medio ambiente, sino que también reconfigura los paisajes a través de los cuales otorgamos significado a esos entornos.

Referencias

- Adams, W. M. (2003). *Future nature: A vision for conservation*. Earthscan.
- Alagona, P. S., Sandlos, J., & Wiersma, Y. F. (2012). Past Imperfect: Using Historical Ecology and Baseline Data for Conservation and Restoration Projects in North America. *Environmental Philosophy*, 9(1), 49-70. <https://doi.org/10.5840/envirophil2012914>
- Anderson, B. (2010). Preemption, precaution, preparedness: Anticipatory action and future geographies. *Progress in Human Geography*, 34(6), 777-798. <https://doi.org/10.1177/0309132510362600>
- Arregui, A. G. (2024). *Infraespecie: Del fin de la naturaleza al futuro salvaje*. Alianza Editorial.
- Barua, M. (2011). Mobilizing metaphors: The popular use of keystone, flagship and umbrella species concepts. *Biodiversity and Conservation*, 20(7), 1427-1440. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0035-y>
- Bauman, Z. (2000). *Liquid Modernity*. Polity Press.
- Beck, U. (1992). *Risk society: Towards a new modernity*. SAGE Publications.
- Bellard, C., Rysman, J.-F., Leroy, B., Claud, C., & Mace, G. M. (2017). A global picture of biological invasion threat on islands. *Nature Ecology & Evolution*, 1(12), 1862-1869. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0365-6>
- Beltran, O., & Vaccaro, I. (2023). Introducció: Conservació de la natura com a disseny del paisatge. *Revista d'Etnologia de Catalunya*, 47, 10-19.
- Blanco-Cano, L., Pérez-Romero, J., Vicente-Valero, L., Ameztegui, A., & Del Campo, A. D. (2024). *Assessment of Various Assisted Migration Approaches to Determine the Highest Performance in Pinus Halepensis Seed Sources*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.5063299>
- Bradley, B. A., Beaury, E. M., Gallardo, B., Ibáñez, I., Jarnevich, C., Morelli, T. L., Sofaer, H. R., Sorte, C. J. B., & Vilà, M. (2024). Observed and Potential Range Shifts of Native and Nonnative Species with Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 55(1), 23-40. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102722-013135>

- Braun, B. (2015). Futures: Imagining Socioecological Transformation—An Introduction. *Annals of the Association of American Geographers*, 105(2), 239-243. <https://doi.org/10.1080/00045608.2014.1000893>
- Braun, B., & Castree, N. (Eds.). (1998). *Remaking reality: Nature at the millennium*. Routledge.
- Braverman, I. (2011). Looking at zoos. *Cultural Studies*, 25(6), 809-842. <https://doi.org/10.1080/09502386.2011.578250>
- Brockington, D., Duffy, R., & Igoe, J. (2008). *Nature unbound: Conservation, capitalism and the future of protected areas*. Earthscan.
- Buranyi, S. (2016, enero 20). How British Columbia Is Moving its Trees. *VICE*. <https://www.vice.com/en/article/how-british-columbia-is-moving-its-trees-assisted-migration-larch/>
- Büscher, B., & Fletcher, R. (2020). *The conservation revolution: Radical ideas for saving nature beyond the anthropocene*. Verso.
- Bush, K., & Wolff, E. (2024). Landscape Architectural Discourses on Restoration: A Review from Strategic Beautification to Nature-Based Solutions. *Environment and Society*, 15(1), 47-72. <https://doi.org/10.3167/ares.2024.150103>
- Calarco, M. (2017). Beyond the Management of pe(s)ts. En J. Stanescu & K. Cummings (Eds.), *The Ethics and Rhetoric of Invasion Ecology* (p. 1-15). Lexington Books.
- Cerrillo, A. (2024, mayo 5). Bisonte europeo: Los "herederos" de Altamira causan un cisma entre los científicos. *La Vanguardia*. <https://www.lavanguardia.com/natural/20240505/9611949/herederos-altamira-causan-cisma-cientifico.html>
- Chan, K. M., Gould, R. K., & Pascual, U. (2018). Editorial overview: Relational values: what are they, and what's the fuss about? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 35, A1-A7. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.11.003>
- Choi, Y. D. (2004). Theories for ecological restoration in changing environment: Toward 'futuristic' restoration. *Ecological Research*, 19, 75-81.
- Choi, Y. D. (2007). Restoration Ecology to the Future: A Call for New Paradigm. *Restoration Ecology*, 15(2), 351-353.
- Clemens, F. (1916). *Plant succession: An analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institution of Washington.
- Cordell, S., Bardwell-Jones, C., Ostertag, R., Uowolo, A., & DiManno, N. (2021). Species Home-Making in Ecosystems: Toward Place-Based Ecological Metrics of Belonging. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 726571. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.726571>
- Corlett, R. T. (2015). The Anthropocene concept in ecology and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(1), 36-41. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.10.007>
- Corlett, R. T. (2016). Restoration, Reintroduction, and Rewilding in a Changing World. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(6), 453-462. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.017>
- Corlett, R. T., & Westcott, D. A. (2013). Will plant movements keep up with climate change? *Trends in Ecology & Evolution*, 28(8), 482-488. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.04.003>
- Cowie, R. H., Bouchet, P., & Fontaine, B. (2022). The Sixth Mass Extinction: Fact, fiction or speculation? *Biological Reviews*, 97(2), 640-663. <https://doi.org/10.1111/brv.12816>
- Cronon, W. (Ed.). (1996). *Uncommon ground: Rethinking the human place in nature*. Norton.
- Darby, W. J. (2000). *Landscape and identity: Geographies of nation and class in England*. Berg.

- Donlan, J. C., Berger, J., Bock, C. E., Bock, J. H., Burney, D. A., Estes, J. A., Foreman, D., Martin, P. S., Roemer, G. W., Smith, F. A., Soulé, M. E., & Greene, H. W. (2006). Pleistocene Rewilding: An Optimistic Agenda for Twenty First Century Conservation. *The American Naturalist*, 168(5), Article 5. <https://doi.org/10.1086/508027>
- Elton, C. S. (1958). *The ecology of invasions: By animals and plants*. Chapman and Hall.
- Entman, R. M. (1993). Framing: Toward Clarification of a Fractured Paradigm. *Journal of Communication*, 43(4), 51-58. <https://doi.org/10.1111/j.1460-2466.1993.tb01304.x>
- Falk, B. G., Cockrell, M. L., Heimowitz, P. J., Henry, E., Lawrence, D. J., Palik, B. J., Progar, R. A., Savignano, D. A., Schuurman, G. W., & Sieracki, J. L. (2026). Is it assisted migration, conservation translocation, managed relocation, or another term? Best practices for clear communication when using translocation terminology. *Conservation Science and Practice*, e70277. <https://doi.org/10.1111/csp2.70277>
- Fenu, G., Calderisi, G., Boršić, I., Bou Dagher Kharrat, M., García Fernández, A., Kahale, R., Panitsa, M., & Cogoni, D. (2023). Translocations of threatened plants in the Mediterranean Basin: Current status and future directions. *Plant Ecology*, 224(9), 765-775. <https://doi.org/10.1007/s11258-023-01303-7>
- Fernández, A. A. (2026, abril 26). *Los bisontes, aliados de un pueblo de 80 habitantes para restaurar el monte y prevenir los incendios*. La Vanguardia. <https://www.lavanguardia.com/natural/fauna-flora/20260426/11519825/bisontes-aliados-pueblo-80-habitantes-restaurar-monte-prevenir-incendios.html>
- Fry, T. (2023). 'They're part of what we are': Interspecies belonging, animal life and farming practice on the Isle of Skye. *Environment and Planning E: Nature and Space*, 6(4), 2495-2515. <https://doi.org/10.1177/25148486231151809>
- Gardner, C. J., & Bullock, J. M. (2025). Revisiting the case for assisted colonisation under rapid climate change. *Journal of Applied Ecology*, 62, 1071-1077. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.70027>
- Griffin, C. J., Jones, R., & Robertson, I. J. M. (2019). *Moral ecologies: Histories of conservation, dispossession and resistance*. Palgrave Macmillan. <https://public.ebookcentral.proquest.com/choice/publicfullrecord.aspx?p=5723075>
- Hall, M. (2010). Introduction: Tempo and Mode in Restoration. En M. Hall (Ed.), *Restoration and history: The Search for a Usable Environmental Past* (p. 1-9). Routledge.
- Hällfors, M. H., Vaara, E. M., Hyvärinen, M., Oksanen, M., Schulman, L. E., Siipi, H., & Lehvävirta, S. (2014). Coming to Terms with the Concept of Moving Species Threatened by Climate Change – A Systematic Review of the Terminology and Definitions. *PLoS ONE*, 9(7), e102979. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102979>
- Hamilton, S. (2018). Foucault's End of History: The Temporality of Governmentality and its End in the Anthropocene. *Millennium: Journal of International Studies*, 46(3), 371-395. <https://doi.org/10.1177/0305829818774892>
- Hansen, D. (2010). *On the use of taxon substitutes in rewilding projects on islands*. <https://doi.org/10.5167/UZH-60875>
- Harris, J. A., Hobbs, R. J., Higgs, E., & Aronson, J. (2006). Ecological Restoration and Global Climate Change. *Restoration Ecology*, 14(2), 170-176. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00136.x>
- Hewitt, N., Klenk, N., Smith, A. L., Bazely, D. R., Yan, N., Wood, S., MacLellan, J. I., Lipsig-Mumme, C., & Henriques, I. (2011). Taking stock of the assisted migration debate. *Biological Conservation*, 144(11), 2560-2572. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.04.031>

- Hickman, C. (2020). We need to (find a way to) talk about ... Eco-anxiety. *Journal of Social Work Practice*, 34(4), 411-424. <https://doi.org/10.1080/02650533.2020.1844166>
- Higgs, E. (2003). *Nature by design: People, natural process, and ecological restoration*. MIT Press.
- Higgs, E., Falk, D. A., Guerrini, A., Hall, M., Harris, J., Hobbs, R. J., Jackson, S. T., Rhemtulla, J. M., & Throop, W. (2014). The changing role of history in restoration ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(9), 499-506. <https://doi.org/10.1890/110267>
- Higgs, E., & Hobbs, R. J. (2010). Wild by Design: Principles to Guide Interventions in Protected Areas. En D. N. Cole & L. Yung, *Naturalness: Rethinking Park and Wilderness Stewardship in an Era of Rapid Change* (p. 234-251). Island Press.
- Hobbs, R. J., Higgs, E., & Hall, C. (Eds.). (2013). *Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order*. John Wiley & Sons.
- Hoegh-Guldberg, O., Hughes, L., McIntyre, S., Lindenmayer, D. B., Parmesan, C., Possingham, H. P., & Thomas, C. D. (2008). Assisted Colonization and Rapid Climate Change. *Science*, 321(5887), 345-346. <https://doi.org/10.1126/science.1157897>
- IPBES. (2023). *Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (Versión 4). IPBES Secretariat. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.7430682>
- Jacoby, K. (2019). Afterword: On Moral Ecologies and Archival Absences. En C. J. Griffin, R. Jones, & I. J. M. Robertson (Eds.), *Moral Ecologies: Histories of Conservation, Dispossession and Resistance* (pp. 289-297). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-06112-8_12
- Jepson, P. (2015). A rewilding agenda for Europe: Creating a network of experimental reserves. *Ecography*, 39(2), 117-124. <https://doi.org/10.1111/ecog.01602>
- Jepson, P. (2025). De-extinction beyond species: Restoring ecosystem functionality through large herbivore rewilding. *Cambridge Prisms: Extinction*, 3, e3. <https://doi.org/10.1017/ext.2024.27>
- Joo, R., Picardi, S., Boone, M. E., Clay, T. A., Patrick, S. C., Romero-Romero, V. S., & Basille, M. (2022). Recent trends in movement ecology of animals and human mobility. *Movement Ecology*, 10(1). <https://doi.org/10.1186/s40462-022-00322-9>
- Klenk, N. L., & Larson, B. M. H. (2015). The assisted migration of western larch in British Columbia: A signal of institutional change in forestry in Canada? *Global Environmental Change*, 31, 20-27. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.12.002>
- Ladle, R. J., & Whittaker, R. J. (Eds.). (2011). *Conservation biogeography*. Wiley-Blackwell.
- Manning, A. D., Fischer, J., Felton, A., Newell, B., Steffen, W., & Lindenmayer, D. B. (2009). Landscape fluidity – a unifying perspective for understanding and adapting to global change. *Journal of Biogeography*, 36(2), 193-199. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.02026.x>
- Martin, L. J. (2022). *Wild by Design: The Rise of Ecological Restoration*. Harvard University Press. <https://doi.org/10.4159/9780674275829>
- Marvin, G., & McHugh, S. M. (Eds.). (2014). *Routledge handbook of human-animal studies*. Routledge.
- McLachan, J. S., Hellmann, J. J., & Schwartz, M. W. (2007). A Framework for Debate of Assisted Migration in an Era of Climate Change. *Conservation Biology*, 21(2), 297-302. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00676.x>
- McLane, S. C., & Aitken, S. N. (2012). Whitebark pine (*Pinus albicaulis*) assisted migration potential: Testing establishment north of the species range. *Ecological Applications*, 22(1), 142-153. <https://doi.org/10.1890/11-0329.1>

- Mee, K., & Wright, S. (2009). Geographies of Belonging. *Environment and Planning A: Economy and Space*, 41(4), 772-779. <https://doi.org/10.1068/a41364>
- Millar, C. I., Stephenson, N. L., & Stephens, S. L. (2007). Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications*, 17(8), 2145-2151. <https://doi.org/10.1890/06-1715.1>
- Mitchell, A. (2024). *Revenant Ecologies: Defying the Violence of Extinction and Conservation*. University of Minnesota Press.
- Moore, J. W. (2015). *Capitalism in the web of life: Ecology and the accumulation of capital* (1st Edition). Verso.
- Mueller, J. M., & Hellmann, J. J. (2008). An Assessment of Invasion Risk from Assisted Migration. *Conservation Biology*, 22(3), 562-567. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00952.x>
- Nackley, L. L., West, A. G., Skowno, A. L., & Bond, W. J. (2017). The Nebulous Ecology of Native Invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 32(11), 814-824. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.08.003>
- Nores, C., Álvarez Laó, D., Navarro, A., Pérez Barbería, F. J., Castaños, P. M., Castaños de la Fuentete, J., Morales Muñoz, A., Azorit, C., Muñoz Cobo, J., Fernández Delgado, C., Granado Lorenzo, C., Palmqvist, P., Soriguer, R., Delibes, M., Vilà, M., Simón, M., Cabezudo, B., Galán, C., García Berthou, E., ... López Bao, J. V. (2024). Rewilding through inappropriate species introduction: The case of European bison in Spain. *Conservation Science and Practice*, 6(12), e13221. <https://doi.org/10.1111/csp2.13221>
- Odum, E. P. (1969). The Strategy of Ecosystem Development: An understanding of ecological succession provides a basis for resolving man's conflict with nature. *Science*, 164(3877), 262-270. <https://doi.org/10.1126/science.164.3877.262>
- O'Neill, G. A., Ukrainetz, N., Carlson, M., Cartwright, C., Jaquish, B., King, J., Krakowski, J., Russell, J. H., Stoehr, M., Xie, C.-Y., & Yanchuk, A. (2008). *Assisted Migration to Address Climate Change in British Columbia. Recommendations for Interim Seed Transfer Standards* (No. 048; Technical Report, p. 28). B.C. Ministry of Forest and Range.
- Palik, B. J., Clark, P. W., D'Amato, A. W., Swanston, C., & Nagel, L. (2022). Operationalizing forest assisted migration in the context of climate change adaptation: Examples from the eastern USA. *Ecosphere*, 13(10), e4260. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4260>
- Pauwelussen, A. P., & Vandenberg, J. M. (2024). Restoration: An Introduction. *Environment and Society*, 15(1), 1-22. <https://doi.org/10.3167/ares.2024.150101>
- Pèlach Mañosa, A., Soriano López, J. M., & Pérez Obiol, R. (2017). The Role of Environmental Geohistory in High-Mountain Landscape Conservation. En J. Catalan, J. M. Ninot, & M. M. Aniz (Eds.), *High Mountain Conservation in a Changing World* (pp. 107-129). Springer. <http://portalrecerca.csuc.cat/35849859>
- Pelai, R., Hagerman, S. M., & Kozak, R. (2021). Whose expertise counts? Assisted migration and the politics of knowledge in British Columbia's public forests. *Land Use Policy*, 103, 105296. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105296>
- Philo, C., & Wilbert, C. (Eds.). (2000). *Animal spaces, beastly places: New geographies of human-animal relations*. Routledge.
- Pickett, S. T. A., & Parker, V. T. (1994). Avoiding the Old Pitfalls: Opportunities in a New Discipline. *Restoration Ecology*, 2(2), 75-79. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1994.tb00044.x>
- Planelles, M., & Sánchez, E. (2021). Bisontes en España: Los riesgos de introducir una especie que nunca habitó la Península. *El País*. <https://elpais.com/clima-y-medio-ambiente/2021-06-19/bisontes-en-espana-la-introduccion-de-una-especie-que-a-pesar-de-altamira-nunca-habito-la-penisula.html#?rel=mas>

- Pons-Raga, F. (2024a). El oso pardo, el gran carnívoro verde. Una aproximación etnográfica al programa de reintroducción del oso en el Pirineo. En *Animales y antropología. Etnografías más que humanas en España* (Santiago M. Cruzada; Olatz González-Abrisketa, pp. 129-148). CSIC.
- Pons-Raga, F. (2024b). Pets and Pests? Framing Human–Cat Moral Ecologies in the Canary Islands, Spain. *Journal of Contemporary Ethnography*, 54(1), 117-145. <https://doi.org/10.1177/08912416241286501>
- Pons-Raga, F., Ferrer, L., Beltran, O., & Vaccaro, I. (2021). When the State Imposes the «Commons»: Pastoralism After the Reintroduction of the Brown Bear in the Pyrenees. *Conservation & Society*, 19(2), 101-110. https://doi.org/10.4103/cs.cs_20_112
- Ricciardi, A., & Simberloff, D. (2009). Assisted colonization is not a viable conservation strategy. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(5), 248-253. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.12.006>
- Robbins, P., & Moore, S. A. (2013). Ecological anxiety disorder: Diagnosing the politics of the Anthropocene. *Cultural Geographies*, 20(1), 3-19. <https://doi.org/10.1177/1474474012469887>
- Sandom, C., Donlan, C. J., Svenning, J.-C., & Hansen, D. (2013). Rewilding. En D. W. MacDonald & K.J. Willis (Eds.), *Key Topics in Conservation Biology 2* (p. 430-451). John Wiley & Sons.
- Seddon, P. J. (2010). From Reintroduction to Assisted Colonization: Moving along the Conservation Translocation Spectrum. *Restoration Ecology*, 18(6), 796-802. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00724.x>
- Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Grappow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., ... Essl, F. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, 8(1), 14435. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>
- Sides, M. (2024). Toward Wild Designing: Past, Present, and Future Meanings of Design in Ecological Restoration. *Environment and Society*, 15(1), 73-91. <https://doi.org/10.3167/ares.2024.150104>
- Soulé, M., & Noss, R. (1998). Rewilding and biodiversity: Complementary goals for continental conservation. *Wild Earth*, 8(3), 18-28.
- Stanescu, J., & Cummings, K. (Eds.). (2017). *The ethics and rhetoric of invasion ecology*. Lexington Books.
- Svenning, J. (2026). Redefining ecosystem integrity for an Anthropocene biosphere: A process and lineage based framework for restoration. *Restoration Ecology*, e70390. <https://doi.org/10.1111/rec.70390>
- Thompson, K. (2015). *Where do camels belong? The story and science of invasive species* (Paperback edition). Profile books.
- Twardek, W. M., Taylor, J. J., Rytwinski, T., Aitken, S. N., MacDonald, A. L., Van Bogaert, R., & Cooke, S. J. (2023). The application of assisted migration as a climate change adaptation tactic: An evidence map and synthesis. *Biological Conservation*, 280, 109932. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.109932>
- Vaccaro, I., & Beltran, O. (2009). Livestock versus «Wild Beasts»: Contradictions in the Natural Patrimonialization of the Pyrenees. *Geographical Review*, 99(4), 499-516. WorldCat.org.
- Vaccaro, Ismael, Beltran, Oriol, & Paquet, P.-A. (2013). Political ecology and conservation policies: Some theoretical genealogies. *Journal of Political Ecology*, 1, 255-272. WorldCat.org. <https://doi.org/10.2458/v20i1.21748>

- Vasile, M. (2018). The Vulnerable Bison: Practices and Meanings of Rewilding in the Romanian Carpathians. *Conservation and Society*, 16(3), 217-231. https://doi.org/10.4103/cs.cs_17_113
- Wald, D. M., & Peterson, A. L. (2020). *Cats and conservationists: The debate over who owns the outdoors*. Purdue University Press.
- Wallingford, P. D., Morelli, T. L., Allen, J. M., Beaury, E. M., Blumenthal, D. M., Bradley, B. A., Dukes, J. S., Early, R., Fusco, E. J., Goldberg, D. E., Ibáñez, I., Laginhas, B. B., Vilà, M., & Sorte, C. J. B. (2020). Adjusting the lens of invasion biology to focus on the impacts of climate-driven range shifts. *Nature Climate Change*, 10(5), 398-405. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0768-2>
- Warren, C. R. (2023). Beyond 'Native V. Alien': Critiques of the Native/alien Paradigm in the Anthropocene, and Their Implications. *Ethics, Policy & Environment*, 26(2), 287-317. <https://doi.org/10.1080/21550085.2021.1961200>
- West, P., Igoe, J., & Brockington, D. (2006). Parks and Peoples: The Social Impact of Protected Areas. *Annual Review of Anthropology*, 35, 251-277.
- Williams, M. I., & Dumroese, R. K. (2013). Preparing for Climate Change: Forestry and Assisted Migration. *Journal of Forestry*, 111(4), 287-297. <https://doi.org/10.5849/jof.13-016>
- Woods, M., & Moriarty, P. V. (2001). Strangers in a Strange Land: The Problem of Exotic Species. *Environmental Values*, 10, 163-191.
- Xu, W., & Prescott, C. E. (2024). Can assisted migration mitigate climate-change impacts on forests? *Forest Ecology and Management*, 556, 121738. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121738>
- Zimmerer, K. S. (2000). The Reworking of Conservation Geographies: Nonequilibrium Landscapes and Nature-Society Hybrids. *Annals of the Association of American Geographers*, 90(2), 356-369.