

Planificación participativa para la restauración ecológica de un paisaje semiárido altamente antropizado

Elysa Silva^{1,2,*} , Mchich Derak⁴ , Emilio Climent-Gil³ , Antonio Aledo³ , Andreu Bonet^{1,2} , Germán López^{1,2} , Jordi Cortina-Segarra^{1,2}

(1) Departamento de Ecología e IMEM, Universidad de Alicante, 03690. Alicante, España.

(2) Instituto Multidisciplinar de Estudios del Medio IMEM, Universidad de Alicante, 03690. Alicante, España.

(3) Departamento de Sociología I, Universidad de Alicante, 03690. Alicante, España.

(4) Direction Régionale des Eaux et Forêts et de la Lutte Contre la Désertification du Rif, Tétouan, 93000. Marruecos.

* Autor de correspondencia: Elysa Silva [jelysilvam@ua.es]; Jordi Cortina-Segarra [jordi@gcloud.ua.es]

> Recibido el 10 de junio de 2021 - Aceptado el 14 de septiembre de 2021

Como citar: Silva, E., Derak, M., Climent-Gil, E., Aledo, A., Bonet, A., López, G., Cortina-Segarra, J. 2021. Planificación participativa de la restauración ecológica en un paisaje semiárido altamente antropizado. *Ecosistemas* 30(3): 2266. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2266>

Planificación participativa para la restauración ecológica de un paisaje semiárido altamente antropizado

Resumen: La restauración ecológica tiene un enorme potencial para proteger la biodiversidad, aumentar el suministro de servicios ecosistémicos y mejorar el bienestar humano. Para desarrollar plenamente este potencial, es necesario diseñar procedimientos operativos que permitan identificar acciones y zonas prioritarias para la restauración. Estos procedimientos, además, deben armonizar los múltiples criterios de priorización y las múltiples expectativas sobre sus resultados. En este estudio hemos diseñado y aplicado un sistema de identificación de zonas de alta prioridad para la restauración de un paisaje semiárido muy antropizado en el sureste de la península ibérica. Nuestra aproximación conjuga dos aspectos: (1) los criterios de prioridad identificados y ponderados por una plataforma de partes interesadas, y (2) la efectividad de la restauración, medida como incremento potencial en el suministro de servicios. Las partes interesadas identificaron y ponderaron 33 criterios de priorización y 24 servicios ecosistémicos. En ambos casos los procesos naturales ocuparon los primeros lugares de la ponderación. El 0.041% de la superficie total del territorio obtuvieron una alta prioridad de criterios y una alta efectividad en la restauración. Nuestro estudio muestra que ambas aproximaciones pueden contribuir, de forma complementaria, a mejorar la calidad de las decisiones y facilitar el consenso entre las partes. Nuestra metodología es flexible y puede ser replicada en otros paisajes, incluso fuera del ámbito del estudio.

Palabras clave: planificación del territorio; planificación sistemática de la restauración; restauración a escala de paisaje; desertificación

Participatory planning for ecological restoration of a highly anthropised semi-arid landscape

Abstract: Ecological restoration has enormous potential to protect biodiversity, increase the supply of ecosystem services, and improve human well-being. To fully develop this potential, it is necessary to design operational procedures that allow the identification of priority actions and areas for restoration. These procedures must also harmonize the multiple prioritization criteria and the multiple expectations about their results. In this study we have designed and applied a system for identifying high priority areas for the restoration of a highly anthropised semi-arid landscape in the southeast of the Iberian Peninsula. Our approach combines two aspects: (1) the priority criteria identified and weighted by a stakeholder platform, and (2) the effectiveness of the restoration, measured as a potential increase in the supply of services. Stakeholders identified and weighted 33 prioritization criteria and 24 ecosystem services. In both cases, natural processes occupied the first places of the weighting. 0.041% of the total area of the territory obtained a high priority of criteria and a high effectiveness in restoration. Our study shows that both approaches can contribute, in a complementary way, to improve the quality of decisions and facilitate consensus between the parties. Our methodology is flexible and can be replicated in other landscapes, even outside the scope of the study.

Keywords: land planning; systematic restoration planning; landscape-scale restoration; desertification

Introducción

En los últimos años se han puesto en marcha numerosas iniciativas para proteger la biodiversidad, recuperar funciones ecosistémicas y reducir la magnitud y el impacto del cambio climático a través de la restauración ecológica. Al amparo del Desafío de Bonn, la Iniciativa 20x20, la Gran Muralla Verde del Sahel o la iniciativa Afr100, entre otros, el esfuerzo restaurador ha aumentado considerablemente, una tendencia que se acrecentará con el desarrollo

de la década internacional de la restauración ecológica 2021-2030 (Suding et al. 2015; Aronson et al. 2020). En Europa, la estrategia Biodiversidad 2030 ha planteado objetivos ambiciosos en materia de restauración, incluyendo la identificación de metas legalmente vinculantes que permitan mejorar el estado de las especies y hábitats de la Red Natura 2000 y de espacios no protegidos (European Commission 2020).

El incremento de la actividad restauradora, y los costes y beneficios asociados, han alentado la búsqueda de estrategias para

asignar niveles de prioridad a las diferentes acciones de restauración (Hagen et al. 2016). Los criterios empleados para asignar los diferentes niveles de prioridad han sido muy dispares (Hagen et al. 2016; Stanford et al. 2018). En muchos países, existe legislación específica para regular la restauración de espacios afectados por actividades como la minería o la construcción de infraestructuras, lo que supone, en sí, un modelo de priorización. En otros casos, la prioridad se ha establecido en base a la mejora de poblaciones de especies de interés, raras, endémicas, amenazadas o extinguidas localmente, o basándose en potencia en la biodiversidad de espacios naturales de particular valor (BIO by Deloitte 2015; Liqueste et al. 2015; de la Fuente et al. 2018). Por ejemplo, se ha considerado como criterio de priorización las distribuciones históricas, actuales y futuras de especies amenazadas (Sanchez-Cordero et al 2005; Yoshioka et al 2014). La restauración orientada a restablecer la conectividad ecológica y paisajística respondería a estos criterios, como también la recuperación de determinados tipos de hábitats, como los forestales (McRae et al 2012). Con frecuencia, se han asignado prioridades en función del potencial de recuperación de funciones y servicios ecosistémicos, como la protección del suelo (Trabucchi y Comín 2013), la conservación de recursos hídricos (Comín et al 2014) o la fijación de carbono (Schulz y Schröder 2017; Valente et al. 2021). La reducción del riesgo de desastres naturales ha sido también incluida en modelos de priorización, con planes de restauración y manejo que mejoren la resiliencia de los ecosistemas, reduciendo los riesgos de incendios forestales o de inundación (Vogler et al. 2015; Vallejo y Alloza 2019). Otros métodos de priorización se han basado en los estados y riesgos de degradación de los ecosistemas (Etter et al 2020). La inclusión de criterios logísticos y socioeconómicos también ha sido frecuente, especialmente en comunidades que dependen directamente de los recursos naturales locales (Stefanes et al. 2016; Tobón et al. 2017). Los análisis de coste-efectividad han sido empleados más recientemente para priorizar áreas para la restauración, usualmente midiendo la efectividad en funciones de la recuperación de funciones y/o servicios ecosistémicos (Adame et al 2015; Molin et al 2018; Strassburg et al 2019). En muchos casos, los modelos utilizados para priorizar determinadas áreas o acciones engloban diferentes tipos de criterios (Egoh et al. 2014; Katiaho et al. 2016; MacAlpine et al. 2016). Es de hacer resaltar, que, a pesar de la importancia de la participación social en la planificación y la priorización de la restauración ecológica, en los ejemplos citados son nulas, o están restringidos a consultas a expertos.

La elección de un modelo de priorización depende de la escala espacial de la restauración, hasta tal punto que el desajuste entre criterios y escalas puede comprometer el éxito de la restauración (Murcia et al. 2016; Ockendon et al. 2018). Las estrategias de priorización a escala de paisaje, particularmente de paisajes heterogéneos, han sido menos desarrolladas. A esta escala, entran en juego diferentes hábitats y usos de la tierra, así como la diversidad de partes interesadas, con sus respectivos enfoques sociales, económicos, culturales y políticos. La escala de paisaje es la que mejor recoge la diversidad de los sistemas socio-ecológicos y, por ello, es la que puede generar una mayor diversidad de modelos de priorización e integrar otros tipos de conocimiento, como el local y tradicional más allá del científico. Por esta razón, también es la escala que más se puede beneficiar de la participación social, ampliando la comunidad de evaluadores, permitiendo el cese de los posibles conflictos de intereses por el uso del suelo y aumentando la aceptación social de las acciones de restauración (Urgenson et al 2016; Burger et al 2013). Por otro lado, en el marco de la planificación territorial, la escala de paisaje permite integrar la priorización de la restauración de los servicios ecosistémicos con las políticas sectoriales (Cortina y Klimkoswska 2013; Valladares et al 2017; DGA 2020). El diseño de estrategias de priorización a escala de paisaje debe enfrentarse al desafío de integrar múltiples criterios y actores en procedimientos operativos. Las limitaciones técnicas y logísticas que plantean los proyectos de restauración, como la escasez de recursos o la brevedad de los plazos, acentúan la necesidad de

desarrollar metodologías de priorización participativas y eficaces, las cuales escasamente han sido exploradas.

En este trabajo describimos un nuevo protocolo participativo para la identificación de zonas de restauración prioritaria en un paisaje mediterráneo semiárido heterogéneo y muy antropizado. Nuestra aproximación dual se basa en criterios de priorización definidos por diferentes partes interesadas, y en la valoración que éstas hacen de los servicios ecosistémicos. La aplicación de este nuevo protocolo permitirá generar herramientas útiles y flexibles para la toma de decisiones en materia de restauración, y podría ser fácilmente adaptado a diferentes paisajes y contextos socio-ecológicos.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la Demarcación Forestal de Crevillent, una unidad de ordenación territorial de la Generalitat Valenciana, que ocupa 224.448 ha en Alicante, sureste de España (38°13'21"N, 11°11'14"W, Fig. 1). El clima es mediterráneo árido y semiárido, con una precipitación media anual de 307 mm y una temperatura media anual que oscila entre 12°C y 23°C. La zona presenta una amplia gama de ecosistemas naturales y seminaturales: bosques dominados por *Pinus halepensis* Mill., pequeñas teselas de *Quercus rotundifolia* Lam., matorrales –incluyendo estepas de *Stipa tenacissima* L., humedales, dunas costeras, ríos, áreas urbanas, canteras y cultivos de secano, de regadío y abandonados. Los sistemas naturales tienen un alto valor ecológico, ocupando 18.4% del territorio, protegido en 19 zonas por medio de la Red Natura 2000. Los cultivos cubren el 68% de la tierra e incluyen árboles frutales de alta productividad. Los principales factores causantes de la degradación son la intensificación agrícola y la salinización del suelo (de Paz et al 2004), el abandono de cultivos tradicionales (Bonet 2004; Perpiña et al 2020), la sobreexplotación de acuíferos (Molina y García 2006), y la urbanización y el turismo (Aledo 2008). En la Demarcación Forestal de Crevillent, identificamos y mapeamos ocho unidades ambientales homogéneas (UAH), según el uso actual de la tierra y la cobertura del suelo (Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo en España SIOSE, IGN 2014), cubriendo el 85% del territorio: bosques de pinos, matorrales, riberas, humedales, dunas costeras, cultivos de regadío, cultivos de secano y cultivos abandonados.

Prioridades y demandas de la sociedad

En primer lugar, creamos una plataforma de 123 partes interesadas utilizando el método de bola de nieve para muestreo intencional (Luyet et al. 2012). Este método consiste en identificar grupos de interés que estén vinculados con la restauración ecológica de forma directa o indirecta, establecido por los investigadores y basados en experiencias previas en áreas cercanas de la zona de estudio (Derak y Cortina 2014). Lugo se seleccionaron individuos claves que fueron aportando información sobre otros potenciales partes interesadas, hasta saturar los grupos de interés, el cual se alcanza cuando los nuevos participantes sugeridos ya han sido contactados. Cuando se presentó la oportunidad, priorizamos los contactos de representantes de organizaciones (por ejemplo, líderes de organizaciones de agricultores, regantes y ONG, directores ejecutivos de empresas privadas, gestores de alto rango, etc.)

El proceso participativo se dividió en cuatro fases. En la primera, realizamos entrevistas personales semiestructuradas casi-estandarizadas (enero-junio de 2016) con preguntas abiertas para generar listas de criterios de priorización y de servicios ecosistémicos proporcionados por las ocho UAH (Material Suplementario Anexo 1). Utilizamos múltiples estímulos para obtener información de los entrevistados como fotografías de paisajes y ejemplos de criterios de priorización y servicios ecosistémicos (Material Suplementario, Anexo 2). Estos estímulos fueron cuidadosamente seleccionados para minimizar cualquier influencia en la respuesta de los entrevistados. En el caso de las fotografías de los paisajes de cada

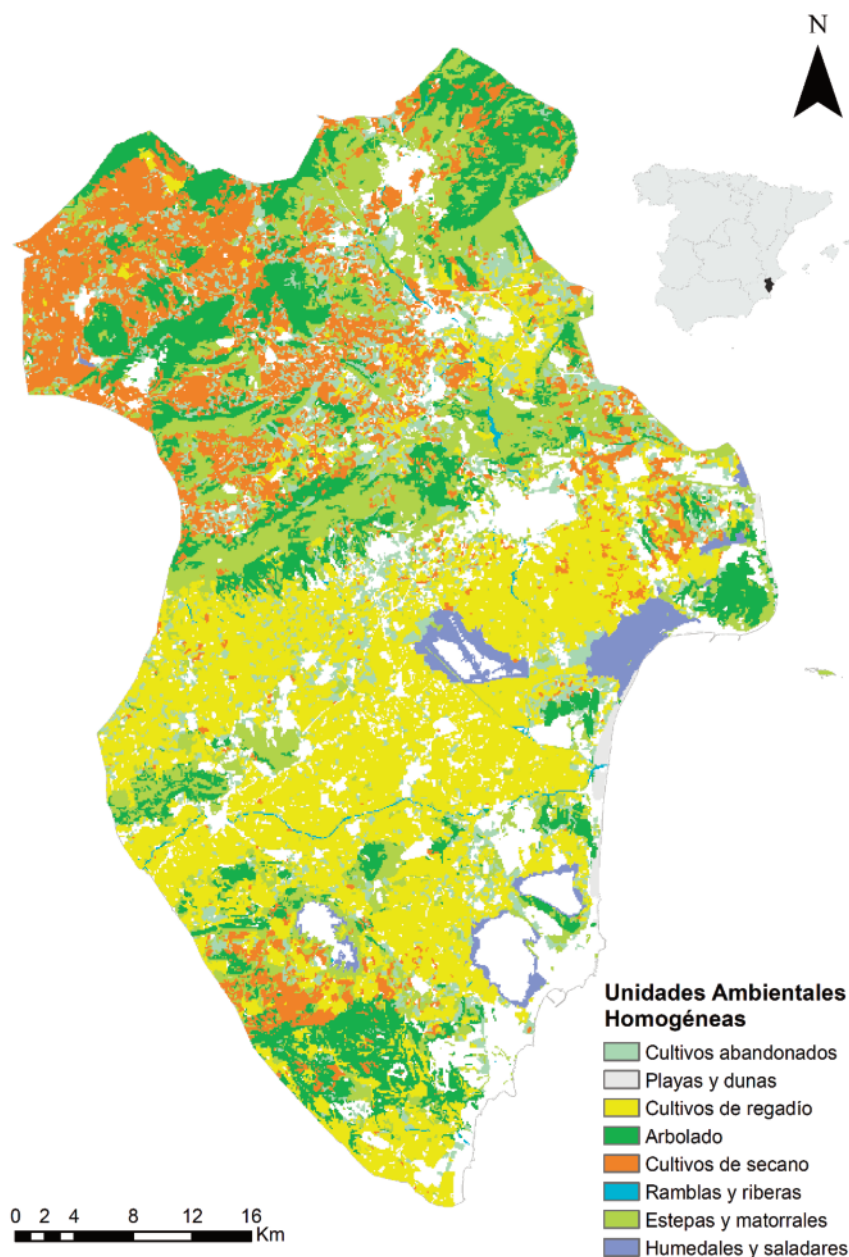


Figura 1. Unidades ambientales homogéneas identificadas en la Demarcación Forestal de Crevillent (Alicante). Se muestra también la localización de la Demarcación en el sureste de España.

Figure 1. Homogeneous environmental units identified in the Crevillent Forest Demarcation (Alicante). The location of the Demarcation in southeastern Spain is also shown.

UAH fueron elegidas aquellas que no mostraran elementos distractores, evitando fotografías retocadas o paisajes idílicos y mostrando en primer plano los elementos a resaltar (arbolado, humedales, dunas, etc.), sin poder ubicar espacialmente el origen de las mismas. Por otra parte, para ejemplificar criterios de priorización y servicios ecosistémicos fueron elegidos ejemplos neutros desligados a la Demarcación de Crevillent. Los perfiles de las partes interesadas se completaron con información recabada acerca de su nivel profesional y de actividad, el grado de conocimiento sobre restauración ecológica, edad y género. Posteriormente, realizamos un análisis cualitativo de los conceptos expresados por las partes interesadas, con el fin de elaborar listados de criterios y de servicios. Reunimos los criterios en cinco secciones claramente diferenciadas y coherentes (entornos muy antropizados, entornos naturales y seminaturales, funciones ecosistémicas, procesos a escala de paisaje, y criterios socio-económicos y culturales), para facilitar la toma de decisiones de las partes interesadas en la siguiente fase. En cuanto a servicios, hicimos corresponder los conceptos expresados durante las entrevistas con la Clasificación Internacional Común de Servicios, CICES V4.3 (Haynes-Young y

Potschin 2018). Después de identificar las clases de servicios, las agrupamos en cuatro secciones: servicios de aprovisionamiento, regulación, mantenimiento y socioculturales, con la misma finalidad que en el caso anterior.

En la segunda y tercera fase del proceso participativo (febrero-marzo de 2017), solicitamos a los participantes que clasificaran de forma ordinal los criterios de priorización y servicios ecosistémicos identificados y las diferentes secciones. Para ello, empleamos cuestionarios en línea (Qualtrics; Snow y Mann 2017; Material Suplementario, Anexos 3 y 4). Los criterios incluidos en cada sección y el conjunto de secciones fueron ponderados en una escala de 1 (prioridad baja) al máximo del número de items por sección (prioridad alta), dependiendo del número de criterios en cada grupo. Se evitaron que dos o más criterios obtuvieran la misma puntuación, con el fin de simplificar la labor de los participantes, ya que la comparativa por pares representaba un gran esfuerzo debido a la cantidad de criterios y servicios evaluados. Empleamos el mismo procedimiento jerárquico para determinar el peso de las secciones y clases de servicios ecosistémicos (encuesta en línea realizada entre agosto y septiembre de 2017).

La transformación de los valores de ponderación facilita la comparación entre diferentes ítems. Los datos fueron relativizados de 0 a 1 dividiendo el valor de cada ítem entre el sumatorio de valores de una misma categoría obteniendo el peso transformado (Chakraborty 2007), y posteriormente lo multiplicamos por el peso transformado de su sección de acuerdo a los resultados de la valoración en la pregunta. Para determinar el peso de cada sección, considerando que el número de criterios era dispar en las diferentes secciones, multiplicamos el peso transformado de la sección por el número de criterios que contenía y dividimos este valor por el número total de criterios. Finalmente, las ponderaciones colectivas para cada clase se establecieron calculando la media aritmética de las ponderaciones individuales. El mismo procedimiento se siguió para los valores de clases de servicios.

En la cuarta fase del proceso participativo, los mapas de criterios y servicios ecosistémicos (ver más adelante), se presentaron a las partes interesadas en un taller reflexivo-deliberativo (julio de 2018). Fueron seleccionados ocho mapas de criterios y ocho de servicios con mayor nivel de incertidumbre y mayor probabilidad de haber malinterpretado las declaraciones de las partes interesadas para su reevaluación. Los participantes sugirieron cambios de indicadores, y señalaron áreas prioritarias que no habían sido recogidas en la primera versión de la cartografía. Estos cambios fueron añadidos. Además, se realizó una encuesta en el taller con el objetivo de que las partes interesadas evaluaran el proceso participativo y opinaran acerca de su aprendizaje, expectativas cumplidas y sugerencias.

Cartografía de criterios y efectividad de las acciones de restauración

Cuantificamos y mapeamos los criterios y servicios identificados por las partes interesadas, utilizando indicadores biofísicos y sociales con un tamaño de celda de 100 x 100 m. Para ello, seleccionamos indicadores a partir de las bases de datos y los sistemas de información espacial más recientes, tratando de maximizar la heterogeneidad espacial dentro de cada UAH (Material Suplementario, Anexos 5 y 6). La cartografía se realizó mediante ArcGIS 10.4 (ESRI 2016).

Debido a la multidimensionalidad de los criterios y servicios, los mapas se transformaron a una escala continua de 0-1 mediante una transformación lineal, asignando 1 a aquellas celdas que presentaban el mayor valor de prioridad o de suministro de un servicio, dentro de la Demarcación Forestal de Crevillent (Koschke et al. 2012). Luego calculamos la suma ponderada de criterios y la suma ponderada de servicios, utilizando los mapas y multiplicándolos por los pesos calculados en la segunda fase del proceso participativo.

Estimamos la efectividad de las acciones de restauración como el aumento potencial en el suministro de servicios post-restauración. Esto se obtuvo de la diferencia entre el valor actual de la suma ponderada de los servicios ecosistémicos y el promedio del valor de la suma ponderada de las celdas consideradas ecosistemas diana (es decir, el objetivo de la restauración). Definimos las celdas de ecosistemas diana como aquellas que muestran una suma ponderada de servicios por encima del percentil 95 (Schröter y Remme 2016). Con ello asumimos que: (i) el ecosistema diana existe y se puede identificar dentro de la Demarcación Forestal de Crevillent, es decir, las celdas con el suministro integrado más alto de servicios dentro de una UAH pueden considerarse como el estado deseable para esa unidad, (ii) el ecosistema diana siempre se pueden alcanzar y, (iii) la restauración no permite cambios de UAH, a excepción de los cultivos abandonados, cuya diana son matorrales no degradados. Esta última suposición es realista y conservadora, ya que una transformación de matorrales a bosques en el sureste de España es y será poco probable en las condiciones climáticas actuales y futuras (Alkemade et al. 2011; de la Serrana et al. 2015).

Los mapas de criterios y eficiencia fueron reclasificados, identificando el 15% de las celdas con el mayor valor en ambos casos, siguiendo los objetivos del tratado de Aichi. Ambas capas se cruzaron para determinar las áreas con mayor valor de criterios y eficiencia de la restauración, determinando así las áreas prioritarias.

Resultados

Partes interesadas

En el estudio participó un elevado y representativo número de partes interesadas (123 en total). Los grupos de interés seleccionados fueron: asociaciones relacionadas con actividades cinegéticas, ámbito académico, Espacios Naturales Protegidos, administraciones (municipales/provinciales/autonómicas), asociaciones vecinales, ONG y asociaciones ecologistas y de desarrollo sostenible, turismo, sector agrícola y ganadero, comercio y servicios, y representantes políticos y sindicatos. El número de participantes en las diferentes fases del estudio (entrevista personal, dos encuestas online: una de criterios y otra de servicios, y el taller) fue de 81, 88, 50 y 21, respectivamente (Fig. 2). La mayoría de ellos eran hombres (77%), mayores de 50 años (44%), con un nivel de formación media-alta, y ciertos conocimientos sobre biodiversidad y restauración ecológica (Material Suplementario, Anexo 7)

Preferencias de las partes interesadas

Los participantes identificaron 33 criterios de priorización (Tabla 1). Los criterios se agruparon en cinco clases: espacios alterados (5), espacios naturales y seminaturales (7), criterios relacionados con el paisaje (6), procesos naturales (8), y socioeconómicos y culturales (7). Cabe destacar la identificación de algunos criterios no directamente relacionados con el estado de los procesos ecológicos, como zonas óptimas para la creación empleo y la dinamización de colectivos vulnerables/excluidos (10º en importancia), zonas con elevado potencial (14º) y actividad turística (18º).

Los primeros 12 criterios de más peso acumularon más del 50% del peso total. Los criterios relacionados con procesos naturales obtuvieron la mayor prioridad (peso normalizado 0.32). Por el contrario, los espacios naturales y seminaturales obtuvieron la menor valoración (0.13). Los participantes consideraron de elevada prioridad zonas para el control de la erosión (1º), zonas para la depuración de agua (2º) y la reducción del riesgo de incendios (3º). Otros criterios, considerados con frecuencia en la restauración de paisajes semiáridos, como retención y almacenaje de agua (6º), también se consideraron de elevada prioridad. Por el contrario, algunos ecosistemas naturales y seminaturales (a partir del puesto 24º), así como zonas cercanas a segundas residencias o vías de comunicación (29º), se consideraron de menor prioridad.

El mapa resultante de la agregación de los diferentes criterios de prioridad ponderados mostró un elevado nivel de contraste (Fig. 3). Entre las zonas con mayor prioridad, se identificaron áreas con presencia de cubierta forestal en el norte de la Demarcación (Sierras del Reclot del Sit de la Alguenya, de Salinas, de Crevillent) y en el sur de ésta (Sierras de Orihuela, Callosa, Escalona, y Dehesa de Campoamor), pero sólo la periferia no urbanizada del cabo de Santa Pola. También la huerta del río Segura, y el curso del mismo río. Aparecieron áreas de alta prioridad también en el entorno de los principales humedales (salinas de Santa Pola, Fondó d'Elx y Crevillent, lagunas de Torreveja y la Mata). Finalmente, la banda de dunas costeras al norte y sur de la desembocadura del río Segura.

Efectividad de la restauración

Los participantes identificaron 24 servicios ecosistémicos, agrupados en cuatro secciones: aprovisionamiento (7), regulación (7), mantenimiento (4) y culturales (6), (Tabla 2). El tercio de servicios con mayor peso acumuló más del 60% del peso total. Por el contrario, el tercio inferior no llegó al 15%. Los servicios de mantenimiento fueron los más valorados (peso normalizado 0.46), particularmente la existencia de hábitats para plantas y animales (1º), la captura de CO₂ (2º), la regulación térmica (3º) y el control de plagas (4º). A continuación, se valoraron diversos servicios de provisión (peso normalizado 0.28), especialmente el agua (5º), y productos agrícolas (6º), de pastoreo y apicultura (7º). Lo servicios menos valorados fueron los deportes al aire libre (22º), caza y pesca (23º) y, por último, control del aerosol marino (24º)

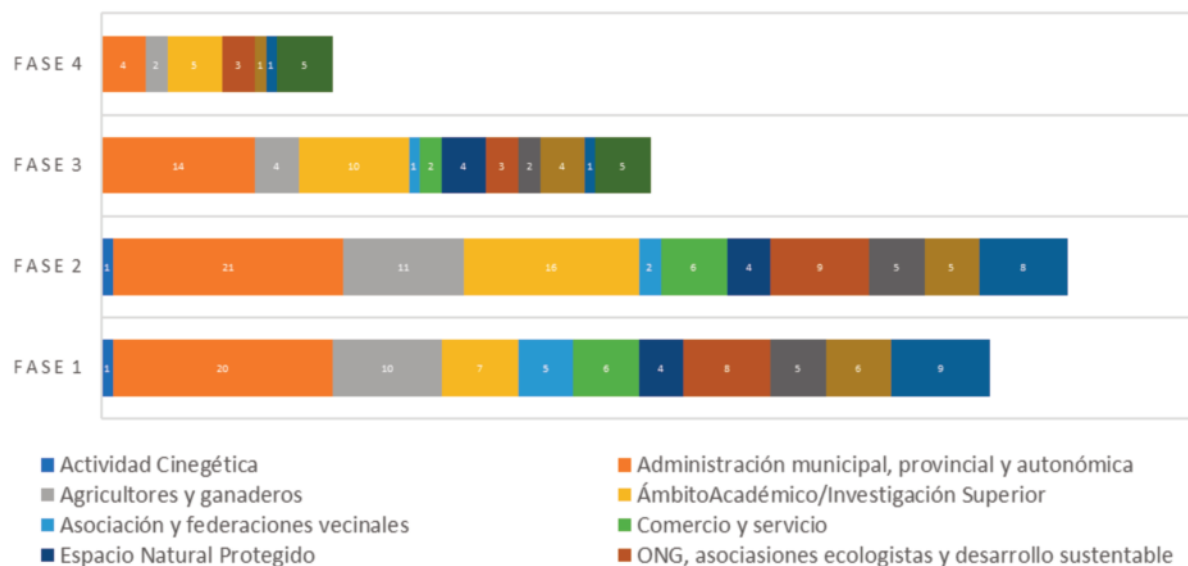


Figura 2. Participación de los diferentes grupos de interés en cada una de las etapas del proceso participativo. Fases: (1) entrevista presencial, (2) encuesta online de valoración de criterios para la restauración ecológica, etapa (3) encuesta online de valoración de servicios ecosistémicos y etapa (4): taller participativo.

Figure 2. Participation of the different stakeholders groups in each of the stages of the participatory process. Phases: (1) face-to-face interview, (2) online survey to assess criteria for ecological restoration, stage (3) online survey to assess ecosystem services, and stage (4): participatory workshop.

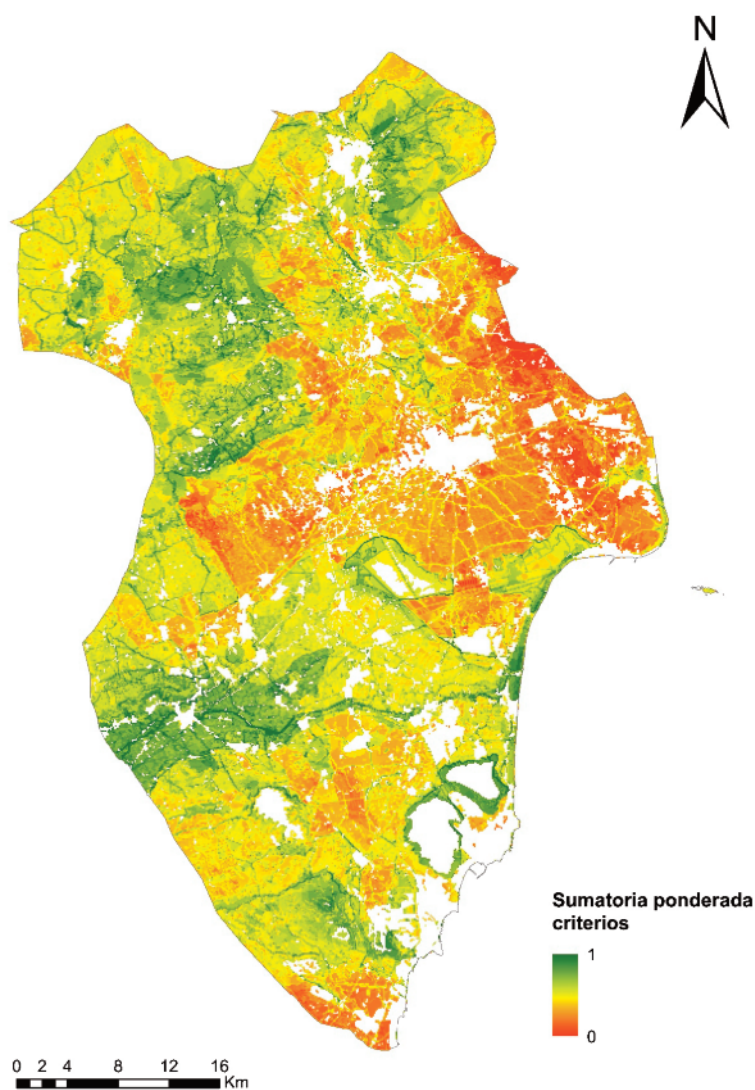


Figura 3. Prioridad de restauración en la Demarcación Forestal de Crevillent (Alicante) definida en función de los criterios de priorización establecidos y ponderados por la plataforma de partes interesadas.

Figure 3. Priority of restoration in the Forest Demarcation of Crevillent (Alicante) defined based on the prioritization criteria established and weighted by the stakeholder platform.

Tabla 1. Criterios propuestos por la plataforma de partes interesadas para priorizar acciones de restauración en la Demarcación Forestal de Crevillent (Alicante), ordenados de mayor a menor peso (las clases EA: espacios alterados, ENSN: espacios naturales y semi-naturales, P: relacionados con el paisaje, PN: relacionados con procesos naturales, SEC: criterios socioeconómicos y culturales; *criterios considerados en el taller participativo)

Table 1. Criteria proposed by the stakeholder platform to prioritize restoration actions in the Forest Demarcation of Crevillent (Alicante), ordered from highest to lowest weight (classes EA: altered spaces, ENSN: natural and semi-natural spaces, P: related to the landscape, PN: related to natural processes, SEC: socioeconomic and cultural criteria; *criteria revised by stakeholders in the workshop).

Clases	Criterio de priorización	Peso
PN	Zonas clave para reducir la erosión, desertificación	0.053
PN	Zonas con elevado potencial para reducir la contaminación de las aguas	0.052
PN	Zonas clave para reducir el riesgo de incendios	0.047
EA	Vertederos y escombreras	0.046
EA	Ramblas, riberas de ríos, barrancos, sotos	0.045
PN	Zonas clave para retener y almacenar agua	0.044
SEC*	Zonas con elevado valor cultural, patrimonial, etnológico	0.043
EA	Canteras abandonadas	0.038
PN	Zonas clave para reducir el riesgo de inundaciones	0.036
SEC*	Zonas con interés para la creación de empleo y la dinamización de colectivos vulnerables o excluidos	0.034
SEC*	Zonas recreativas o muy frecuentadas	0.033
PN	Zonas clave para reducir la salinización como consecuencia de prácticas agrícolas inadecuadas	0.032
P	Áreas naturales protegidas o declaradas de importancia para su conservación	0.030
SEC*	Zonas con elevada actividad turística	0.030
EA*	Entorno de cultivos de secano	0.030
P*	Zonas en las que se concentra fauna o vegetación singular, rara, endémica o amenazada	0.030
PN	Zonas clave para fijar carbono atmosférico	0.029
SEC*	Zonas con elevado potencial turístico	0.028
P	Corredores naturales: Zonas que conectan espacios naturales, que permiten la circulación de fauna o la expansión de la vegetación	0.028
EA	Entorno de cultivos de regadío	0.028
SEC	Zonas de propiedad pública	0.026
PN	Zonas clave para reducir el riesgo de expansión de especies exóticas e invasoras	0.026
P	Inmediaciones de Parques Naturales y otras zonas protegidas	0.026
ENSN	Zonas costeras y litorales	0.022
P	Zonas periurbanas, visibles y fácilmente accesibles para la población	0.022
ENSN	Humedales y zonas pantanosas	0.021
ENSN	Bosques con muy pocas lluvias (clima semiárido)	0.021
ENSN	Pinares muertos	0.021
SEC*	Zonas cercanas a viviendas residenciales, segundas residencias	0.019
ENSN	Bosques con pocas lluvias (clima seco)	0.018
ENSN	Matorrales y estepas	0.016
P	Inmediaciones de vías de comunicación terrestres: carreteras, autovías, vías de ferrocarril, caminos, etc.	0.016
ENSN	Laderas orientadas al norte	0.011

Tabla 2. Servicios ecosistémicos identificados y ponderados por la plataforma de partes interesadas en la Demarcación Forestal de Crevillent (Alicante), ordenados de mayor a menor peso. Las secciones corresponden a P: servicios de provisión, R: regulación, M: mantenimiento, S: socio-culturales. * Servicios revisados en el taller participativo con las partes interesadas.

Table 2. Ecosystem services identified and weighted by the stakeholder platform in the Forest Demarcation of Crevillent (Alicante), ordered from highest to lowest weight. The sections correspond to P: provision services, R: regulation, M: maintenance, S: socio-cultural. *Services revised in the workshop with the stakeholders.

Sección	Servicios ecosistémicos	Pesos
M	Conservación de espacios para reclutamiento y hábitats	0.133
M	Regulación de la composición química de la atmósfera	0.127
M	Regulación de la temperatura	0.092
M	Control de plagas	0.074
P	Aguas superficiales y subterráneas que no son de consumo	0.068
P	Plantas terrestres cultivadas para consumo	0.048
P	Animales criados para consumo	0.043
S	Propiedades de los sistemas vivos relacionadas con la cultura o el patrimonio cultural	0.033
S*	Propiedades de los sistemas vivos que contribuyen a la educación y la formación	0.033
P	Plantas cultivadas como fuente de energía	0.032
P*	Fauna silvestre para consumo	0.031
P*	Fibras y otros materiales procedentes de plantas silvestres, para uso directo o procesado	0.03
S*	Propiedades de los sistemas vivos que permiten experiencias estéticas	0.03
P*	Plantas silvestres utilizadas para la nutrición	0.026
R	Control de erosión	0.026
R*	Filtración, secuestro, almacenamiento y acumulación por algas, plantas, animales y ecosistemas (residuos y sustancias tóxicas antropogénicas)	0.025
S	Propiedades de los sistemas vivos que permiten actividades que mejoran la salud, la recuperación o el disfrute a través de interacciones pasivas u observacionales	0.024
R	Procesos de descomposición y fijación y sus efectos sobre la calidad del suelo	0.022
R	Protección frente al fuego	0.021
R	Ciclo hidrológico y regulación de flujos hídricos	0.021
R	Atenuación del ruido	0.019
S	Propiedades de los sistemas vivos que permiten actividades que mejoran la salud, la recuperación o el disfrute a través de interacciones activas o inmersivas	0.018
S*	Caza y pesca	0.014
R	Protección contra el aerosol marino	0.008

La distribución del suministro de servicios ecosistémicos mostró una cierta coincidencia con el mapa de criterios, aunque más polarizado hacia el sector norte (Fig. 4). El incremento potencial de servicios ecosistémicos mostró un rango amplio de variación, y mayor dispersión que los criterios de priorización (Fig. 5). De manera general, las zonas con un bajo potencial de incremento de servicios coincidieron con zonas de alta prioridad de restauración. En esta situación se encontraron buena parte de las zonas forestales mencionadas en el apartado anterior, pero no el cabo de Santa Pola, con nivel bajo en ambos casos. El potencial de incremento de los servicios ecosistémicos (Fig. 5) resultó relativamente elevado en

las solanas de las sierras de Albaterra y Crevillent, ocupadas por terrenos agrícolas en uso y abandonados, así como en el entorno de la ciudad de Elche.

Las zonas de alta prioridad, definidas en base a ambas estrategias de priorización, criterios de priorización y el potencial incremento de servicios ecosistémicos, mostraron un bajo nivel de coincidencia, representando solo el 0.014% del territorio. Sólo en algunas zonas de frontera entre manchas de elevada prioridad, definidas según ambas estrategias, se produjo esta coincidencia: pequeños enclaves de las Sierras de Escalona, Orihuela, Albaterra y Cabeçó de la Sal.

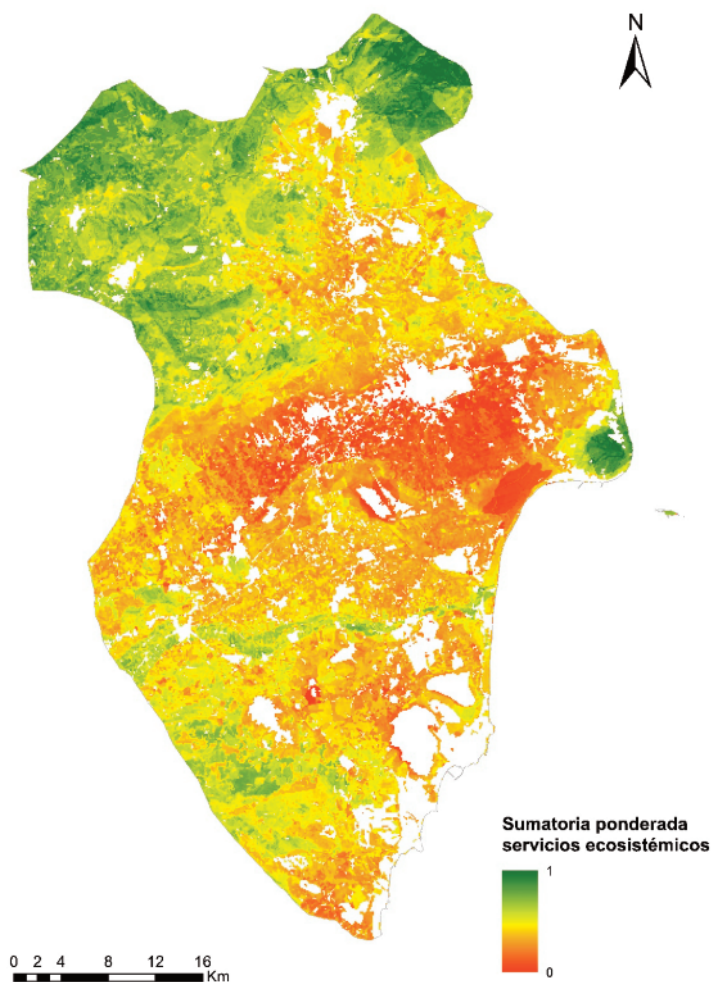


Figura 4. Distribución del sumatorio de servicios ecosistémicos identificados y ponderados por la plataforma de partes interesadas en la Demarcación Forestal de Crevillent (Alicante).

Figure 4. Distribution of the sum of ecosystem services identified and weighted by the stakeholder platform in the Crevillent Forest Demarcation (Alicante).

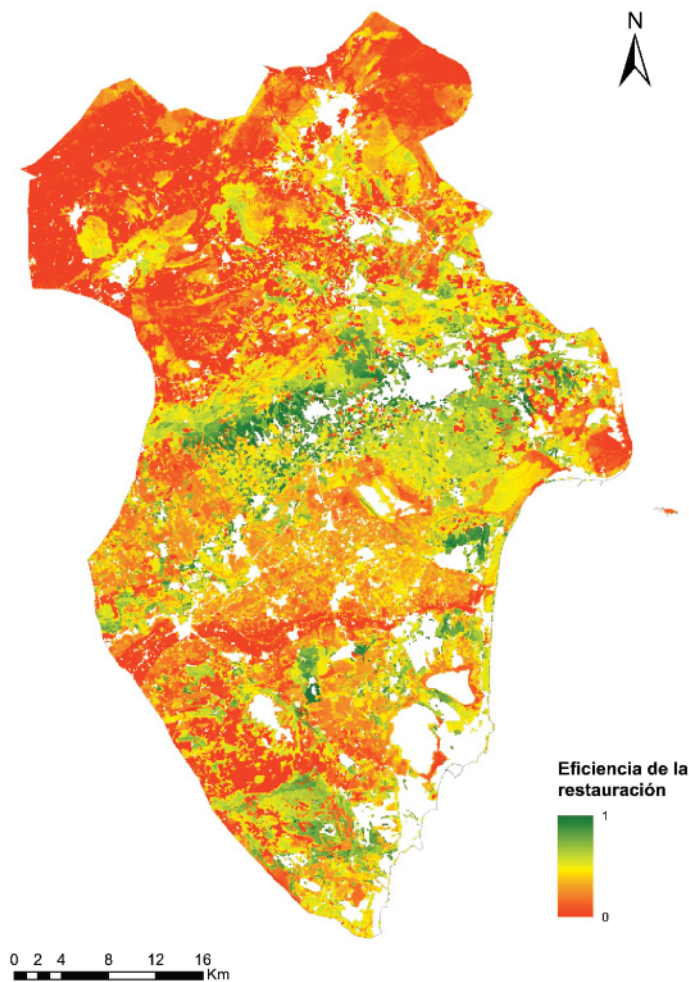


Figura 5. Efectividad de la restauración estimada a partir del incremento potencial en el suministro de servicios ecosistémicos, normalizado para cada unidad ambiental homogénea en la Demarcación Forestal de Crevillent (Alicante).

Figure 5. Effectiveness of the restoration estimated from the potential increase in the supply of ecosystem services, normalized for each Landscape unit in the Forest Demarcation of Crevillent (Alicante).

Discusión

Importancia de la planificación participativa

En este estudio hemos utilizado una estrategia dual para incorporar las diferentes perspectivas en la planificación de la restauración a escala de paisaje. Esta aproximación permite derribar dos de las principales barreras de la restauración ecológica: la escasez de recursos y los posibles conflictos de interés por la sociedad (Cortina-Segarra et al 2021). El propósito final era identificar zonas de elevada prioridad, de acuerdo con la opinión de las diferentes partes interesadas, que además permitieran el mayor aumento en el suministro de servicios ecosistémicos a través de la restauración.

La década internacional de la restauración ecológica y las numerosas iniciativas que la preceden y la acompañan, supondrá un aumento de la actividad restaurativa y una diversificación de las intervenciones (en términos de los actores involucrados, los objetivos, las dimensiones de los proyectos, los recursos disponibles, etc.). Es importante aprender de errores pasados, e incorporar la participación social en la planificación de la restauración ecológica (Pahl-Wostl 2006). La incorporación de plataformas de partes interesadas en la toma de decisiones permite enriquecer la gama de criterios para definir áreas de alta prioridad para la restauración, al tiempo que facilitan el aprendizaje social compartido, la concien-

ciación ciudadana, la implicación social y el sentido de pertenencia de la sociedad con los proyectos de restauración, factores que contribuyen a mejorar los resultados de estas acciones (Reed et al. 2018; Cortina-Segarra et al. 2021). El reto es desarrollar un proceso inclusivo y transparente, que integre diferentes tipos de conocimiento, de una forma práctica y ajustada, dentro de lo posible, al actual marco legislativo y de gobernanza, y a la diferente tipología de los proyectos de restauración aludida anteriormente. Desde un punto de vista teórico, esta metodología corresponde al dominio de la ciencia post-normal, que trata de sistemas complejos con altos niveles de incertidumbre (como los sistemas socio-ecológicos), en los que coexisten variedad de partes interesadas con valores contrapuestos y múltiples perspectivas legítimas (Funtowicz y Ravetz 1997). Es importante destacar que la integración de estas perspectivas no supone una dejación de responsabilidades por parte de los especialistas con un perfil más técnico, quienes tradicionalmente han definido las estrategias de priorización. Por el contrario, se trata de asumir responsabilidades adicionales, o en ocasiones sistematizar responsabilidades asumidas de manera informal, en el ámbito de la teoría y la práctica de las ciencias sociales. La integración de diferentes tipos de conocimiento (científico y técnico, tradicional, local, teórico, práctico) en la planificación, la ejecución, el mantenimiento y la evaluación y seguimiento de las acciones restauradoras, debería facilitar la toma de decisiones en un contexto de gestión adaptativa (Upriety et al. 2012).

La plataforma de partes interesadas y el proceso de aprendizaje social compartido

El proceso de contactos en bola de nieve permitió identificar una gama amplia de partes interesadas. Parte de ellas desarrollan actividades alejada de la biodiversidad y la restauración ecológica (e.g. industrias del turismo o la construcción), lo que pone de manifiesto la fortaleza y capacidad integradora de esta metodología. La diversidad de la plataforma coincide con estudios previos realizados en zonas cercanas a la Demarcación Forestal de Crevillent y en otras áreas análogas (Derak y Cortina 2014; Derak et al. 2017). La participación de las partes interesadas en las sucesivas acciones fue decreciente, lo que es común en este tipo de procesos. Sin embargo, teniendo en cuenta el interés y la motivación despertados por el proyecto, consideramos que las partes interesadas podrían seguir participando activamente en futuras intervenciones participativas. Es oportuno mencionar que a lo largo del proceso y en la encuesta final del taller recibimos comentarios positivos sobre la iniciativa y la oportunidad de incidir en la orientación de los proyectos de restauración que el gobierno autónomo pudiera desarrollar en el futuro. Creemos que parte de la fidelidad y el ánimo constructivo se debe a que para cada perfil social contactamos con personas destacadas y reconocidas en su ámbito, que frecuentemente representan a colectivos (asociaciones, ONGs, administraciones). Estas personas suelen ser más proclives a colaborar en procesos participativos y aportar una perspectiva más general y menos personal, por responsabilidad con el colectivo al que representan. El despliegue de diversas técnicas de investigación social (entrevistas semiestructuradas, cuestionarios y dinámicas de trabajo grupal) a lo largo del proceso participativo ayudaron a evitar la radicalización de las opiniones y permitieron alcanzar un mayor grado de consenso entre los participantes. Otra ventaja de la participación es que, en algunos casos, se trataba de tomadores de decisiones, generalmente vinculados a entidades sociales y administraciones con competencias en materia de restauración, lo que es un factor de éxito en este tipo de procesos (Reed 2008). Por el contrario, un inconveniente de esta estrategia es que los participantes reflejan la estructura actual de gobernanza, y con ello reflejan sus sesgos en cuanto a género, edad y nivel de formación. En nuestro caso, predominio de hombres de edad madura y nivel de formación medio y elevado. Es importante tener en cuenta este sesgo al analizar los resultados, pues puede haber generado una relativa uniformidad de opiniones, apoyando al actual *status quo*. También es necesario implementar mecanismos para evitar que esto ocurra, poniendo especial énfasis en la participación de mujeres y jóvenes.

Una evaluación cualitativa del proyecto realizada por las partes interesadas al final del proceso confirmó que nuestro enfoque había contribuido a (i) un mayor conocimiento sobre los elementos teóricos relacionados con la restauración ecológica y sobre las particularidades y necesidades socio-ecológicas de la Demarcación, (ii) unificar las expectativas y obtener un mayor consenso entre las diferentes partes interesadas, (iii) aumentar el compromiso y el sentido de pertenencia con el proyecto y abrir oportunidades para futuras colaboraciones, y (iv) disminuir los obstáculos comunicativos entre los científicos la sociedad y la administración públicas. Estas conclusiones coinciden sustancialmente con los beneficios de los procesos participativos en la gestión ambiental descrito en otros trabajos (Reed 2008; de Vente et al. 2016).

Perspectivas de las partes interesadas

Los criterios identificados por la plataforma fueron muy diversos. Esta diversidad refleja la disparidad de percepciones y justifica la incorporación de procesos participativos que permitan integrar múltiples criterios en la toma de decisiones. También puede estar relacionada con la elevada heterogeneidad espacial de la Demarcación Forestal de Crevillent, que engloba ambientes y colectivos sociales dispares. En este sentido, el número de criterios identificados en un estudio paralelo, en la Demarcación Forestal de Enguera, en el sur de la provincia de Valencia, fue menor, coincidiendo con una menor heterogeneidad del paisaje (K. Disante, Universidad

de Alicante, com. pers). Se debe tener en cuenta, también, que el número final de criterios y de indicadores que los representaban, fue el resultado de un doble proceso de interpretación basado en el análisis cualitativo de los discursos de los participantes.

Manejar un elevado número de criterios puede limitar la efectividad del proceso participativo. Por un lado, dificulta el proceso de ponderación, ya que los participantes deben identificar sus preferencias dentro de una larga lista de elementos (Derak y Cortina 2014) Para reducir este problema, optamos por utilizar un método de ponderación jerárquica con clasificación cardinal sin posibilidad de empate, a diferencia de otras metodologías ampliamente utilizadas (Satty 1990). Esta metodología tiene la ventaja de reducir el número de comparaciones, evitando la saturación del encuestado, focalizando la clasificación en elementos más afines y comparables. Sin embargo, esta metodología obliga a generar grupos con un número de elementos comparable (evitando el sesgo que supone comparar listados de elementos de diferentes extensiones). Además, puede sesgar positiva o negativamente la ponderación de un elemento que comparta grupo con otro(s) elemento(s) de alta o baja importancia, puesto que estos pueden condicionar el peso de todo el conjunto. Por otro lado, la clasificación cardinal acotada sin posibilidad de empate constriñe la diferenciación de los elementos comparados. Estas limitaciones metodológicas pueden haber evitado la aparición de un grupo de criterios netamente diferenciado. Finalmente, una larga lista de criterios obliga a disponer o generar una base de datos muy extensa, lo que no siempre resulta posible. Por todo ello, sería recomendable desarrollar en etapas tempranas del proyecto dinámicas de trabajo colaborativo por grupos de participantes, con la finalidad de lograr un grado mayor de compromiso e identificar un conjunto más restringido de criterios prioritarios.

La definición espacial de los criterios fue contrastada. Algunos se refieren a espacios delimitados espacialmente, como vertederos, escombreras y canteras abandonadas. Pese a que vertederos y escombreras fueron incluidos como una capa más del conjunto de criterios, dada su importancia merecerían una atención específica, proyectando el interés de los participantes en campañas de concienciación ciudadana y otras acciones de tipo restaurativo y disuasorio. El énfasis de la plataforma de partes interesadas pone de manifiesto la necesidad de intensificar y mejorar la calidad de la restauración de este tipo de espacios.-

El listado de criterios recogió algunos de los que han sido comúnmente utilizados en estrategias de priorización, como la erosión (1º), el riesgo de incendios (3º), la retención y acumulación de agua (6º), las inundaciones (9º), la conectividad ecológica (19º), la fijación de carbono (17º) y el control de especies exóticas invasoras (22º). Como es esperable en esta zona semiárida, varios criterios se relacionaron de manera directa o indirecta con la disponibilidad hídrica. Pero, paralelamente, aparecieron muchos otros criterios que son menos frecuentes en las estrategias de priorización. Merecen ser destacados los criterios de carácter socioeconómico que ven la restauración como una fuente generadora de oportunidades de negocio, como las zonas con elevado valor cultural, patrimonial o etnológico (7º), de actividad económica (10º), o zonas relacionadas con actividad turística potencial o actual (14º, 18º).

Efectividad de la restauración

Gran parte de las consideraciones relativas a los criterios, son aplicables a los servicios ecosistémicos seleccionados. Los participantes seleccionaron un número elevado de servicios y la distribución de pesos fue relativamente homogénea. Como en el caso de los criterios, sería necesario mejorar la metodología para forzar una diferenciación más clara, con el fin de mejorar la operatividad del proceso y la funcionalidad de la cartografía resultante.

Los servicios de mantenimiento ocuparon los primeros puestos en orden de importancia. Los servicios de provisión y especialmente, el aprovechamiento del agua (5º), también se consideraron de gran importancia relativa, lo que no resulta sorprendente en este territorio semiárido en el que el uso del agua es motivo de conflicto

que probablemente se acrecentará en el futuro (Vicente-Serrano et al. 2014; Rupérez-Moreno et al. 2017; Schlaepfer et al. 2017). No sorprende tampoco la elevada importancia asignada al control de plagas (4º) y a los productos agrícolas (6º), ya que la Demarcación Forestal de Crevillent incluye parte de la Vega Baja del río Segura, de gran tradición agrícola (Romero y Melo 2015), y se ha visto afectada por diversas plagas como *Rhynchophorus ferrugineus* y *Xylella fastidiosa* (Dembilio et al. 2018; Cendoya et al. 2020). Por el contrario, el elevado valor asignado a la producción ganadera resultó inesperado (7º), ya que ésta se ha visto enormemente menguada en este territorio (Bouwman et al. 2005), y al aprovechamiento de fauna salvaje comestible (11º), que sólo pudimos atribuirle a la recolección de caracoles. Es posible, como se ha comentado anteriormente, que estos dos servicios hayan sido sobrevalorados, al tratarse de servicios de aprovisionamiento de gran importancia para la población. También resulta sorprendente el bajo valor relativo del control de inundaciones (19º), pese a ser un problema de carácter catastrófico muy presente en la zona (Barriendos y Rodrigo 2006), y el valor bajo asignado a la caza y la pesca (23º), siendo una actividad común en la zona, que reporta beneficios económicos y puede tener un impacto positivo sobre la biodiversidad (Gallo et al. 2018). En este caso, su inclusión como servicio cultural podría haber menguado su importancia, pero debemos tener en cuenta que también recibió un peso bajo dentro de esta categoría. Sin embargo, este bajo valor puede estar relacionado con la poca o ninguna representación del grupo de interés de cazadores en todas las fases del proyecto.

La mayor parte de la cartografía utilizada en este estudio está disponible y fácilmente accesible (Material Suplementario, Anexos 4 y 5). Sería deseable incluir esta información en una herramienta de ayuda a la toma de decisiones que permitiera, además, la visualización inmediata de estos criterios y de los modelos resultantes del proceso de participación. Esta herramienta facilitaría sobremedida el proceso participativo, haciéndolo más transparente e interactivo. En un momento de cambio en los procesos de gobernanza, en el que aumentan las subvenciones para financiar este tipo de procesos, se debería asignar parte de estos recursos al desarrollo de herramientas de ayuda a la toma de decisiones colectivas, basadas en evidencias científicas.

Estimamos que la calidad de la cartografía generada en este trabajo es adecuada para alcanzar su objetivo, teniendo en cuenta la escala del mismo. De hecho, esta cartografía ha sido utilizada por la Administración Autonómica para asistir en la localización de diversos proyectos de restauración en los últimos años. Sin embargo, algunas capas utilizadas para la generación de estos mapas son demasiado imprecisas o su resolución es demasiado baja para ser utilizadas en el deslinde de áreas de alta prioridad. En otras palabras, los mapas generados en este estudio resultan útiles para la planificación de proyectos de restauración a escala de paisaje y como herramienta de ayuda a la toma de decisiones, pero no deberían ser utilizados directamente en la fase de ejecución de un proyecto. Para ello, es necesario realizar un ejercicio previo de validación de la cartografía.

Convergencia de las dos estrategias de priorización

Las áreas de alta prioridad para la restauración definidas a partir de los criterios identificados por la plataforma de partes interesadas y de la efectividad de la restauración fueron hasta cierto punto excluyentes. El primer mapa coincidió notablemente con el mapa de suministro de servicios ecosistémicos. Tal como se ha comentado anteriormente, parte de los criterios identificados por la plataforma correspondían a servicios ecosistémicos. Por ello, esta coincidencia resulta, en parte, de las diferencias en el suministro de servicios entre las diferentes unidades de paisaje. Por el contrario, los mapas de suministro de servicios y efectividad de la restauración difirieron sustancialmente, lo que resulta esperable considerando la metodología empleada para estimar dicha efectividad.

El resultado de la escasa coincidencia de los mapas generados mediante ambas estrategias es que la superficie con elevada prioridad, según criterio de la plataforma de partes interesadas, cuya restauración permitiría una mayor efectividad de la restauración, fue escasa. Una alternativa, consistiría en seleccionar áreas de alta prioridad en función de ambas estrategias (criterios de la plataforma, por un lado, y efectividad de la restauración, por otro). Se debe tener en cuenta que estos mapas están diseñados como herramientas en la toma de decisiones y no como un sistema de toma de decisiones, por lo que la discrepancia entre ambos mapas debería ser analizada por las partes interesadas, y tenida en cuenta de cara a identificar zonas de alta prioridad. La disparidad de resultados, por otro lado, pone de manifiesto la complementariedad de esta aproximación dual. Decisiones estrictamente basadas en la efectividad de la restauración no responderían a las preferencias de algunas partes interesadas, mientras que decisiones basadas únicamente en los criterios de la plataforma, perderían la oportunidad de restaurar zonas con alta efectividad.

Conclusiones

Nuestro trabajo constituye un ejemplo de aplicación del enfoque post-normal en la identificación de zonas de alta prioridad para la restauración ecológica a escala de paisaje, un enfoque que puede ser útil para otros proyectos de restauración. Esta aproximación supone un complemento necesario para implementar estrategias de priorización diseñadas a mayor escala. Las zonas de alta prioridad difirieron sustancialmente en función de los criterios y de las estrategias empleadas para definir las, lo que pone de manifiesto la necesidad de desarrollar procesos participativos que integren las diferentes perspectivas y faciliten el consenso, y la utilidad de esta cartografía como herramienta en la toma de decisiones. Los mapas generados mediante esta estrategia dual resultan de gran utilidad para integrar las acciones de restauración ecológica en la planificación territorial y detectar posibles lagunas en las bases de datos.

Agradecimientos

Agradecemos a J.A. Alloza, K. Disante, J.M. Girón, P. López, W. Naji, F. Palma, J. Plata, P. Salvaneschi, B. Terrones y A. Valdecantos su colaboración en diversas fases del proyecto. También a todos los participantes en las diferentes fases del proceso participativo por compartir su tiempo y sus conocimientos. Queremos destacar el apoyo recibido de la Conselleria d'Agricultura, Desenvolupament Rural, Emergència Climàtica i Transició Ecològica de la Generalitat Valenciana (especialmente de Josep Nebot y Juan Jiménez) y de la empresa VAERSA (especialmente de Ciro Pascual y Ramón García). Esta investigación ha sido financiada por el Ministerio de Ciencia, Educación y Universidades y el Ministerio de Economía, Industria y Competitividad del Gobierno de España, y la UE a través de Fondos de Desarrollo Regional (FEDER; proyectos TEREVOVA CGL2014-52714-C2-1-R y COSTERA, RTI2018-095954-B-I00).

Contribución de los autores

Elysa Silva: Conceptualización, Metodología, Análisis formal, Redacción-borrador inicial y Redacción-Revisión y edición. Mchich Derak: Conceptualización, Metodología, Análisis formal y Redacción-Revisión y edición. Emilio Climent: Metodología y Análisis formal. Antonio Aledo: Conceptualización, Metodología y Adquisición de fondos. Andreu Bonet: Conceptualización, Metodología, Adquisición de fondos, Redacción-Revisión y edición. Germán López: Conceptualización, Análisis formal, Metodología, Adquisición de fondos y Redacción-Revisión y edición. Jordi Cortina-Segarra: Administración del proyecto Conceptualización, Análisis formal, Metodología, Adquisición de fondos y Redacción-borrador inicial y Revisión y edición.

Referencias

- Adame, M.F., Hermoso, V., Perhans, K., Lovelock, C.E., Herrera Silveira, J.A. 2015. Selecting cost-effective areas for restoration of ecosystem services. *Conservation Biology* 29(2), 493-502.
- Aronson, J., Goodwin, N., Orlando, L., Eisenberg, C., Cross, A.T. 2020. A world of possibilities: six restoration strategies to support the United Nation's Decade on Ecosystem Restoration. *Restoration Ecology* 28 (4), 730-736.
- Aledo, A. 2008. From the land to ground: The transformation of the landscape and the new residential tourism. *Arbor* 184(729):99-113
- Alkemade, R., Bakkenes, M., Eickhout, B. 2011. Towards a general relationship between climate change and biodiversity: An example for plant species in Europe. *Regional Environmental Change* 11: 143-150.
- Barriendos, M., Rodrigo, F.S. 2006. Study of historical flood events on Spanish rivers using documentary data. *Hydrological Sciences Journal* 51(5): 765-783.
- BIO by Deloitte 2015. *Restoration efforts required for achieving the objectives of the Birds and Habitats Directives*— Final report prepared for the European Commission (DG ENV), in collaboration University of Kent (DICE), VU University Amsterdam (VU) and Stichting BirdLife Europe.
- Bonet, A. 2004. Secondary succession of semi-arid Mediterranean old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. *Journal of Arid Environments* 56: 213-233.
- Bouwman, A.F., Van Der Hoek, K.W., Eickhout, B., Soenario, I. 2005. Exploring changes in world ruminant production systems. *Agricultural Systems* 84: 121-153.
- Burger, J. 2013. Stakeholder participation in research design and decisions: scientists, fishers, and mercury in saltwater fish. *EcoHealth* 10:21-30
- Cendoya, M., Martínez-Minaya, J., Dalmau, V., Ferrer, A., Saponari, M., Conesa, D., Vicent, A. 2020. Spatial Bayesian Modeling Applied to the Surveys of *Xylella fastidiosa* in Alicante (Spain) and Apulia (Italy). *Frontiers in plant science* 11: 1204.
- Chakraborty, S. 2007. A Simulation Based Comparative Study of Normalization Procedures in Multiattribute Decision Making. In: *Proceedings of the 6th Conference on 6th WSEAS Int. Conf. on Artificial Intelligence, Knowledge Engineering and Data Bases - Volume 6*, pp. 102-109. WSEAS, Stevens Point, WI, Estados Unidos.
- Comín, F.A., Sorando, R., Darwiche-Criado, N., García, M., Masip, A. 2014. A protocol to prioritize wetland restoration and creation for water quality improvement in agricultural watersheds. *Ecological engineering* 66, 10-18.
- Cortina-Segarra, J., García-Sánchez, I., Grace, M., Andrés, P., Baker, S., Bullock, C., et al. 2021. Barriers to ecological restoration in Europe: expert perspectives. *Restoration Ecology*. <https://doi.org/10.1111/rec.13346>
- Cortina, J., Klimkoswska, A. 2013. Priorización de la restauración bajo la Estrategia Biodiversidad 2020. Desarrollo del objetivo del 15 %. *Ecosistemas* 22(3):139-140.
- de la Fuente, B., Matepo-Sánchez, M.C., Rodríguez, G., Gastón, A., Péres de Ayala, R., Colomina-Pérez, D., et al. 2018. Natura 2000 sites, public forests and riparian corridors: The connectivity backbone of forest Green infrastructure. *Land Use Policy* 75: 429-441.
- de La Serrana, R.G., Vilagrosa, A., Alloza, J.A. 2015. Pine mortality in south-east Spain after an extreme dry and warm year: interactions among drought stress, carbohydrates and bark beetle attack. *Trees* 29(6): 1791-1804.
- de Paz, J.M., Visconti, F., Zapata, R., Sánchez J. 2004. Integration of two simple models in a geographical information system to evaluate salinization risk in irrigated land of the Valencia Community, Spain. *Soil Use and Management* 20: 333-342.
- de Vente, J., Reed, M.S., Stringer, L.C., Valente, S., Newig, J. 2016. How does the context and design of participatory decision-making processes affect their outcomes? Evidence from sustainable land management in global drylands. *Ecology and Society* 21(2): 24
- Dembilio, Ó., Moya, P., Vacas, S., Ortega-García, L., Quesada-Moraga, E., Jaques, J.A., Navarro-Llopis, V. 2018. Development of an attract-and-infect system to control *Rhynchophorus ferrugineus* with the entomopathogenic fungus *Beauveria bassiana*. *Pest management science* 74(8): 1861-1869.
- Derak, M., Cortina, J. 2014. Multi-criteria participative evaluation of *Pinus halepensis* 337 plantations in a semiarid area of southeast Spain. *Ecological Indicators* 43: 56-68.
- Derak, M., Cortina, J., Taiqui, L. 2017. Integration of stakeholder choices and multi-criteria analysis to support land use planning in semiarid areas. *Land Use Policy* 64: 414-428.
- DGA 2020. *Definición de criterios para la priorización de las medidas en los planes hidrológicos*. Informe complementario. Dirección General del Agua. Secretaría de Estado de Medio Ambiente. Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico, Madrid, España. 71 pp.
- Egoh, B.N., Paracchini, M.L., Zulian, G., Schägner, J.P., Bidoglio, G. 2014. Exploring restoration options for habitats, species and ecosystem services in the European Union. *Journal of Applied Ecology* 51(4), 899-908.
- ESRI 2016. *ArcGIS Desktop versión 10.4.1*. [Usado: 04 junio 2021]. Disponible en www.esri.com.
- Etter, A., Andrade, A., Nelson, C.R., cortés, J., Saavedra, K. 2020. Assessing restoration priorities for high-risk ecosystems: an application of the IUCN Red List of Ecosystems. *Land Use Policy* 99: 104874.
- European Commission 2020. *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions*. EU Biodiversity Strategy for 2030. Bringing nature back into our lives. COM/2020/380 final.
- Funtowicz, S., Ravetz, J. 1997. Environmental problems, post-normal science, and extended peer communities. *Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement* 30:169-175.
- Gallo, C., Berrahmouni, N., Cortina, J., Ducci, F., Fortas, S., Moreira, F., et al. 2018. Forest and Landscape Restoration. En: FAO, Plan Bleu (eds.). *State of Mediterranean Forests 2018*, pp. 109-127. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Plan Bleu, Marseille.
- Hagen, H., Kotiaho, J., Kareksela, S., Lindhagen, A., Isaksson, D., Päivinen, J., et al. 2016. *Restoration priorities and strategies: Restoration to protect biodiversity and enhance green infrastructure: Nordic examples of priorities and needs for strategic solutions*. Nordic Council of Ministers. Copenhagen, Dinamarca.
- Haines-Young, R., Potschin, M. 2018. *Common International Classification of Ecosystem Structure*. Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised. [Online]. 2018.
- IGN 2014. Instituto Geográfico Nacional. [Online]. 2014. Disponible en: <https://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>. [usado: 3 mayo 2021].
- Koschke, L., Fürst, C., Frank, S., Makeschin, F. 2012. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. *Ecological Indicators* 21: 54-66.
- Kotiaho, J.S., Kuusela, S., Nieminen, E., Päivinen, J., Atte Moilanen, A. 2016. *Framework for assessing and reversing ecosystem degradation. Report of the Finnish restoration prioritization working group on the options and costs of meeting the Aichi biodiversity target of restoring at least 15 percent of degraded ecosystems in Finland*. Reports of the Ministry of the Environment 15en, Helsinki. Finlandia.
- Liquete, C., Kleeschulte, S., Dige, G., Maes, J., Grizzetti, B., Olah, B., Zulian, G. 2015. Mapping green infrastructure based on ecosystem services and ecological networks: A Pan-European case study. *Environmental Science and Policy* 54: 268-280.
- Luyet, V., Schlaepfer, R., Parlange, M.B., Buttler, A. 2012. A framework to implement Stakeholder participation in environmental projects. *Journal of Environmental Management* 111: 213-219.
- Molin, P.G., Chazdon, R., de Barros Ferraz, S.F., Brancalion, P.H.S. 2018. A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. *Journal of Applied Ecology* 55: 2767-2778.
- McAlpine, C., Catterall, C.P., Nally, R.M., Lindenmayer, D., Reid, J.L., Holl, K.D., et al. 2016. Integrating plant-and animal-based perspectives for more effective restoration of biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment* 14(1), 37-45.
- McRae, B.H., Hall, S.A., Beier, P., Theoblad, D.M. 2012. Where to Restore Ecological Connectivity? Detecting Barriers and Quantifying Restoration Benefits. *PLoS one* 7(12), e52604.
- Molina, J.L., García Aróstegui, J.L. 2006. Explotación intensiva de acuíferos y sus impactos: caso de estudio del Serral-Salinas (Murcia-Alicante). *Boletín Geológico y Minero* 117 (Núm. Monográfico Especial): 597-599
- Murcia, C., Guariguata, M.R., Andrade, Á., Andrade, G.I., Aronson, J., Escobar, E.M., et al. 2016. Challenges and prospects for scaling-up ecological restoration to meet international commitments: Colombia as a case study. *Conservation Letters* 9(3): 213-220.

- Ockendon, N., Thomas, D.H., Cortina, J., Adams, W.M., Aykroyd, T., Barov, B., et al. 2018. One hundred priority questions for landscape restoration in Europe. *Biological Conservation* 221: 198-208.
- Pahl-Wostl, C. 2006. The importance of social learning in restoring the multifunctionality of rivers and floodplains. *Ecology and Society* 11 (1): 10.
- Perpiña Castillo, C., Coll Aliaga, E., Lavalle, C., Martínez Llarío, J.C. 2020. An assesment and spatial modelling of agricultural land abandonment in Spain (2015-2030). *Sustainability* 12: 560.
- Reed, M.S. 2008. Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation* 141 (10): 2417-2431.
- Reed, M.S., Vella, S., Challies, E., De Vente, J., Frewer, L., Hohenwallner-Ries, D., et al. 2018. A theory of participation: what makes stakeholder and public engagement in environmental management work? *Restoration Ecology* 26: S7-S17.
- Romero, J., Melo, C. 2015. Spanish Mediterranean Huertas: theory and reality in the planning and management of peri-urban agriculture and cultural landscapes. *WIT Transactions on Ecology and the Environment* 193, 585-595.
- Rupérez-Moreno, C., Senent-Aparicio, J., Martínez-Vicente, D., García-Aróstegui, J.L., Calvo-Rubio, F.C., Pérez-Sánchez, J. 2017. Sustainability of irrigated agriculture with overexploited aquifers: The case of Segura basin (SE, Spain). *Agricultural Water Management* 182: 67-76.
- Saaty, T.L. 1990. How to make a decision: the Analytical Hierarchy Process. *European Journal for Operational Research* 48: 9-26.
- Sánchez-Cordero, V. Cirelli, V., Munguía, M., Sarkar, S. 2005. Place prioritization for biodiversity representation using species ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics* 2: 11-23.
- Schlaepfer, D.R., Bradford, J.B., Lauenroth, W.K., Munson, S.M., Tietjen, B., Hall, S.A., et al. 2017. Climate change reduces extent of temperate drylands and intensifies drought in deep soils. *Nature Communications* 8(1): 1-9.
- Schröter, M., Remme, R.P. 2016. Spatial prioritization for conserving ecosystem services: comparing hotspots with heuristic optimization. *Landscape Ecology* 31 (2): 431-450.
- Schulz, J.J., Schröder, B. 2017. Identifying suitable multifunctional restoration areas for Forest Landscape Restoration in Central Chile. *Ecosphere* 8(1): e01644.
- Snow, J., Mann, M. 2017. *Qualtrics survey software: handbook for research professionals*. Disponible en <http://www.qualtrics.com>.
- Stanford, B., Zavaleta, E., Millard-Ball, A. 2018. Where and why does restoration happen? Ecological and sociopolitical influences on stream restoration in coastal California. *Biological Conservation* 221: 219-227.
- Stefanes, M., Ochoa-Quintero, J.M., de Oliveira Roque, F., Sugai, L.S.M., Tambosi, L.R., Lourival, R., Laurance, S. 2016. Incorporating resilience and cost in ecological restoration strategies at landscape scale. *Ecology and Society* 21(4): 54.
- Strassburg, B.B., Beyer, H.L., Crouzeilles, R., Iribarrem, A., Barros, F., de Siqueira, M.F., et al. 2019. Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. *Nature Ecology and Evolution* 3: 62-70.
- Suding, K., Higgs, E., Palmer, M., Callicott, J.B., Anderson, C.B., Baker, M., et al. 2015. Committing to ecological restoration. *Science* 348 (6235), 638-640.
- Tobón, W., Urquiza-Haas, T., Koleff, P., Schröter, M., Ortega-Álvarez, R., Campo, J., Bonn, A. 2017. Restoration planning to guide Aichi targets in a megadiverse country. *Conservation Biology* 31(5): 1086-1097.
- Trabucchi, M., Comín, F.A. 2013. Hierarchical priority setting for restoration in a watershed in NE Spain, based on assessments of soil erosion and ecosystem services. *Regional Environmental Change* 13: 911-926.
- Uprety, Y., Asselin, H., Bergeron, Y., Doyon, F., Boucher, J.F. 2012. Contribution of traditional knowledge to ecological restoration: practices and applications. *Ecoscience* 19(3): 225-237.
- Urgenson, L.S., Ryan, C.M., Halpern, C.B., Bakker, J.D., Belote, R.T., Franklin, J.F., et al. 2016. Vision of restoration in fire-adapted forest landscapes: lessons from the collaborative forest landscape restoration program. *Environmental Management* 59, 338-353.
- Valente, R.A., de Mello, K., Metedieri, J.F., Américo, C. 2021. A multicriteria evaluation approach to set forest restoration priorities based on water ecosystem services. *Journal of Environmental Management* 285: 112049.
- Valladares, F., Gil, P., Forner, A. (coord.). 2017. *Bases científico-técnicas para la Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, España. 357 pp
- Vallejo, V.R., Alloza, J.A. 2019. Shrubland and Woodland Restoration in the Mediterranean Basin. En: Narog, M., (eds.). *Proceedings of the Chaparral Restoration Workshop. June 17-20, 2013, Arcadia, California*, pp. 51-65. United States Department of Agriculture - USDA, Washington DC, Estados Unidos.
- Vicente-Serrano, S.M., Lopez-Moreno, J.I., Beguería, S., Lorenzo-Lacruz, J., Sanchez-Lorenzo, A., García-Ruiz, J.M., et al. 2014. Evidence of increasing drought severity caused by temperature rise in southern Europe. *Environmental Research Letters* 9(4): 044001.
- Vogler, K.C., Ager, A.A., Day, M.A., Jennings, M., Bailey, J.D. 2015. Prioritization of forest restoration projects: tradeoffs between wildfire protection, ecological restoration and economic objectives. *Forests* 6(12): 4403-4420.
- Yoshioka, A. Akasaka, M., Kadoya, T. 2014. Spatial prioritization for biodiversity restoration: a simple framework referencing past species distribution. *Restoration Ecology* 22 (2): 185-195.