

Enlaces

Paisajes agrícolas multifuncionales

De la ciencia a la práctica

Lucas A. Garibaldi, Paula F. Zermoglio, Facundo J. Oddi, Lucas J. Andreoni



EDITORIAL
UNRN

PAISAJES AGRÍCOLAS MULTIFUNCIONALES
DE LA CIENCIA A LA PRÁCTICA

Enlaces

PAISAJES AGRÍCOLAS MULTIFUNCIONALES

DE LA CIENCIA A LA PRÁCTICA

Lucas A. Garibaldi

Paula F. Zermoglio

Facundo J. Oddi

Lucas J. Andreoni



**EDITORIAL
UNRN**



Utilice su escáner de
código QR para acceder
a la versión digital

ÍNDICE

Introducción	9
Capítulo 1	
Zonificación e identificación de áreas a restaurar	23
Capítulo 2	
Parches de hábitat natural	31
Capítulo 3	
Bordes y corredores biológicos	43
Capítulo 4	
Tamaño y forma de lotes productivos	53
Capítulo 5	
Análisis de costo-beneficio en paisajes multifuncionales	61
Capítulo 6	
Monitoreo, evaluación y perspectivas futuras	73
Lista de referencias bibliográficas	83
Autorías y colaboraciones	95

Introducción

Los paisajes homogéneos

La producción agropecuaria es una de las actividades económicas más relevantes a nivel global (Tilman y otros, 2002). Hasta el año 2025, el 37% de las tierras del mundo se destina a la agricultura, ya sea para la producción de alimentos para consumo humano y animal, como para la generación de biocombustibles y otros insumos (FAO, 2021). En las próximas décadas, se proyecta que el aumento de la población mundial incrementará en más de un 50% la demanda de productos agrícolas (Alexandratos, 1999; MEA, 2005). La Argentina, el décimo país del mundo con mayor superficie dedicada a cultivos y el octavo en superficie cultivada *per cápita*, ha incrementado su área cultivada en un 22% en los últimos 30 años, lo que representa el mayor crecimiento en Sudamérica durante el mismo período (FAO, 2021). Estos patrones destacan a la agricultura como un motor clave del desarrollo económico y la base de la seguridad alimentaria global. Sin embargo, también es una de las actividades que más impacta sobre, y a su vez es impactada por, el cambio climático y la pérdida de biodiversidad, dos de los mayores desafíos socioambientales actuales.

Para satisfacer la creciente demanda de productos agrícolas, la expansión de tierras cultivables se combina con prácticas de manejo intensivas destinadas a maximizar la productividad (por ejemplo, toneladas cosechadas por hectárea). Si bien estas prácticas generan beneficios inmediatos, tienen un impacto negativo significativo en los ecosistemas reduciendo su biodiversidad (Foley y otros, 2005; Tscharrntke y otros, 2005; Hendrickx y otros, 2007; Tilman y otros, 2011). Además, el uso de insumos externos, como fertilizantes y pesticidas, contamina suelos, aguas y aire (Tilman y otros, 2002, 2011; Foley y otros, 2005; Tscharrntke y otros, 2005; Hendrickx y otros, 2007; Ryszkowski y Karg, 2007). Otros efectos adversos incluyen la erosión del suelo, la disminución de la disponibilidad de agua (Ryszkowski y Karg, 2007) y la salinización. Estas alteraciones, junto con la pérdida de cobertura de hábitat natural, reducen la capacidad de los ecosistemas para sostener actividades humanas (Foley y otros, 2005; Schröter y otros, 2005). Esto puede llevar a una menor cantidad y estabilidad en los rendimientos agrícolas con variaciones interanuales significativas, lo que resulta contraproducente. Los pequeños productores, cuya subsistencia depende de sus tierras, suelen ser los más afectados por estas prácticas (Tilman y otros, 2002; Garibaldi, Aizen y otros, 2011).

El enfoque en soluciones convencionales a corto plazo ignora el valor de los ecosistemas saludables y diversos, fuente de contribuciones esenciales de la naturaleza para el bienestar humano. Los agroecosistemas están insertos en paisajes productivos que, dependiendo de sus características, proporcionan contribuciones materiales, inmateriales y de regulación en diversos niveles (Brauman y otros, 2020). Entre las contribuciones de regulación destacan la formación y protección del suelo, la polinización, la regulación de la calidad del agua, la mitigación de eventos extremos y el control de plagas, entre otros. Las contribuciones materiales incluyen alimentos, biomasa para energía, materiales industriales y recursos medicinales. Por su parte, las inmateriales abarcan el aprendizaje, el disfrute escénico, el apoyo a la identidad cultural y la capacidad de adaptación a futuros cambios ambientales o tecnológicos. La aplicación de prácticas de manejo convencional pone en peligro la sostenibilidad de los agroecosistemas comprometiendo todos estos aportes.

Como se mencionó anteriormente, los paisajes agrícolas, ganaderos y forestales, denominados *paisajes productivos*, no solo están en expansión, sino que se vuelven cada vez más homogéneos (Kremen y Merenlender, 2018; Tscharrntke y otros, 2021). Esto afecta a elementos claves del paisaje como las matrices agrícolas, que son cada vez más extensas y continuas, y los parches de vegetación natural, que disminuyen en número, tamaño y conectividad. Como resultado, se crea un *océano de cultivos* con pocas y dispersas islas de hábitat natural. Esta homogeneización del paisaje, en términos de composición y configuración, es una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad y la degradación de las contribuciones de la naturaleza a las personas (Brauman y otros, 2020; Kremen y Merenlender, 2018; Tscharrntke y otros, 2021). Por lo tanto, es urgente transitar hacia paisajes diversos y multifuncionales capaces de proporcionar no solo alimentos en cantidad y calidad, sino también otras contribuciones esenciales para la vida humana.

Rediseño de sistemas productivos basado en principios ecológicos

Los problemas socioambientales y productivos asociados al modo de producción preponderante en la actualidad pueden ser abordados desde diferentes perspectivas y a distintas escalas. En este sentido, es importante recordar que existen diferentes formas de agricultura, cada una de las cuales pone énfasis en distintos objetivos y estrategias para alcanzarlos (figura 1) (las descripciones de cada una pueden encontrarse en Garibaldi y otros, 2017). Ciertas prácticas y principios son comunes a más de uno de

estos tipos de agricultura. Por ejemplo, el fomento de la heterogeneidad espacial y de la diversidad de cultivos es compartido tanto por la agricultura diversificada como por la intensificada ecológica y la agroecológica, mientras que tanto la agricultura convencional como la intensificada sostenible muestran una gran dependencia de insumos sintéticos.

Las prácticas de base agroecológica se presentan como alternativa a las de la agricultura convencional, y se fundamentan en diez elementos (FAO, 2018): 1) diversidad biológica de especies y recursos genéticos, de producción y de consumo; 2) sinergias en procesos biológicos y socioproductivos que promueven la aparición de sistemas de compensaciones recíprocas entre sistemas naturales y antrópicos; 3) eficiencia, mejorando la utilización de los recursos naturales y reduciendo el uso de insumos externos como fertilizantes y pesticidas; 4) resiliencia ambiental y socioeconómica, es decir, aumento de la capacidad de recuperación de los sistemas ante perturbaciones, en particular las extremas (como sequías, inundaciones, enfermedades y plagas); 5) reciclaje en sistemas productivos y con elementos naturales, tanto de nutrientes como de biomasa y agua; 6) creación conjunta e intercambio de conocimientos en procesos participativos, garantizando así la adaptabilidad al contexto socioambiental, económico, político y cultural; 7) valores humanos y sociales de dignidad, equidad, inclusión y justicia, ayudando a combatir la pobreza, el hambre y la malnutrición, y las desigualdades de género a través del incremento de la autonomía y la capacidad de gestión de todos los actores involucrados; 8) cultura y tradiciones alimentarias promoviendo una alimentación saludable y reconociendo y aprendiendo de los saberes ancestrales y tradicionales; 9) economía circular y solidaria con priorización de mercados locales, equitativos y sostenibles; y 10) gobernanza responsable e inclusiva asegurando el acceso equitativo a la tierra y a los recursos naturales. La integración de estos elementos agroecológicos a los sistemas productivos ocurre en cinco niveles crecientes de transformación (figura 2). Los tres primeros refieren a acciones que pueden tomar las y los productores, mientras que los últimos dos son aplicables a escalas socioeconómicas, políticas y culturales más amplias (Gliessman, 2016).

En este libro, nos centramos principalmente en el nivel 3, de rediseño del agroecosistema en función de los procesos ecológicos. En este nivel, los cambios pretenden establecer sistemas capaces de autorregularse sobre la base del fortalecimiento de funciones ecológicas diversas. Para ello, es necesario un abordaje que incorpore al paisaje como uno de los niveles del sistema productivo, de manera tal de optimizar e integrar sus múltiples elementos ajustando el rediseño, y los planes y prácticas de manejo, a las condiciones ambientales locales y a las necesidades de las y los productores, tanto espacial como temporalmente.

Figura 1. Características de los distintos tipos de agricultura

TIPOS DE AGRICULTURA

CARACTERÍSTICAS

convencional

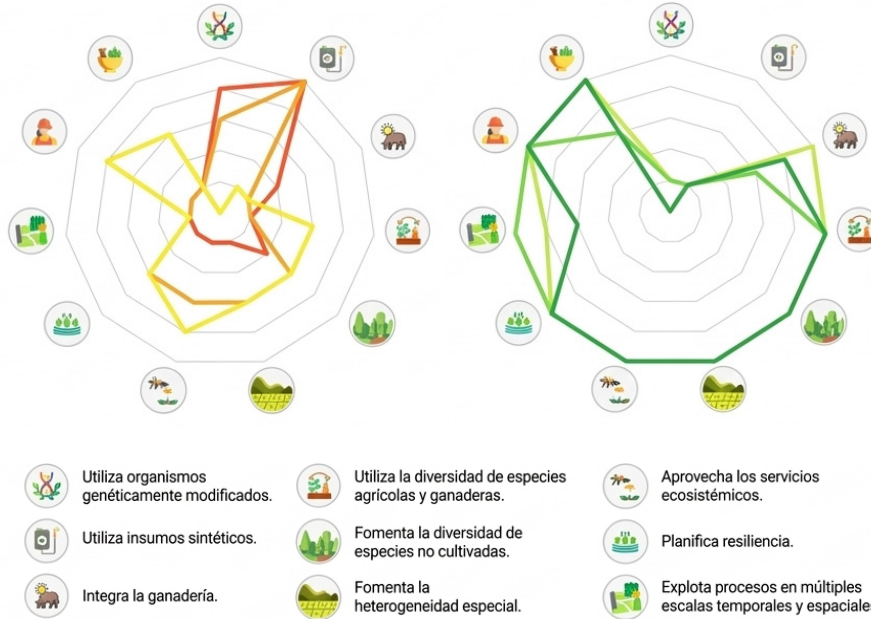
intensificada sostenible

orgánica

diversificada

intensificada ecológica

agroecológica



Fuente: Adaptado de Garibaldi y otros, 2017.

Estrechamente relacionado con las prácticas agroecológicas se encuentra el concepto de *restauración ecológica* y su inserción dentro del marco de la sostenibilidad socioambiental. Esta noción es definida como «el proceso de asistir a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido» (Clewell y otros, 2002), en particular centrándose en la restauración de la estructura y los servicios ecosistémicos en las condiciones ecológicas y socioeconómicas actuales (Zerbe, 2021). Este proceso puede desarrollarse de manera pasiva, es decir, sin intervención humana (al retirar del sistema el agente de disturbio, el proceso de recuperación ocurre naturalmente), o activa, la cual puede aplicarse en diferentes grados y escalas con la utilización de métodos diversos. Tanto la restauración de ecosistemas como el desarrollo sostenible son inherentes a los principios de la agroecología y a sus prácticas. Los expertos consideran que para hacer frente a la crisis ambiental y alimentaria, la humanidad debe responder al desafío de alcanzar el desarrollo sostenible (Foley y otros, 2011). En línea con esto, en 2019 las Naciones Unidas declaró el período 2021-2030 como la década de la restauración ecológica.

¿Qué es un paisaje?

Para comprender mejor los conceptos y aplicaciones que se desarrollan en el libro, es necesario recurrir a algunos conceptos de la ecología del paisaje. En primer lugar, un *paisaje* es un área heterogénea compuesta por varios ecosistemas. Por ejemplo, en el paisaje productivo pueden convivir el ecosistema agrícola de cultivos y ecosistemas de pastizal, de lagunas, etcétera. Los ecosistemas dentro de un paisaje conforman mosaicos de parches distintivos. Los paisajes pueden ser más o menos heterogéneos según cómo se distribuyan los distintos ecosistemas contenidos. Llamamos *paisaje multifuncional* a un paisaje diversificado en cuanto a la complejidad de su estructura y a los tipos de usos del suelo, que permite optimizar el manejo de las distintas contribuciones de la naturaleza a las personas.

Figura 2. Niveles de transformación agroecológica (a la izquierda) propuestos por Steve Gliessman (2016) y los distintos elementos agroecológicos intervinientes (a la derecha) (FAO, 2018)



Fuente: Adaptado de Biovision and IPES-Food, 2020.

De acuerdo a uno de los modelos conceptuales más extendidos, los paisajes están conformados por tres tipos de elementos funcionalmente diferentes (Forman y Gordon, 1986): parches, corredores y matriz. La *matriz* es el elemento dominante del paisaje, es decir, presenta la mayor continuidad espacial. En la analogía con una pintura o fotografía, representa el fondo. Los *parches* son áreas relativamente homogéneas, anchas, diferenciadas de su entorno, cuyo origen puede ser natural, seminatural o antrópico. Por ejemplo, puede ser un pastizal natural o un área de bosque rodeada de cultivos agrícolas, un bajo inundado en un entorno de pastizal, etcétera. Los parches situados dentro de una matriz conforman un mosaico o estructura del paisaje. Los *corredores biológicos*, en cambio, son elementos longitudinales que conectan parches de hábitat que de otro modo estarían desconectados. Aunque posean área, tienen formas alargadas y estrechas, como los bosques ribereños, las cortinas forestales, los cercos, las franjas de pastizal, los cursos de agua y los caminos. Su característica fundamental es que permiten la circulación de material y genes.

Además de estos elementos, es importante definir el concepto de *borde*. Este se define como un área estrecha que separa dos ecosistemas diferentes, por ejemplo un bosque y un pastizal, un cultivo y un área de viviendas. También conocido como ecotono, tiene características físicas y biológicas transicionales entre los hábitats que separa. Este ambiente de transición permite que usualmente habiten especies de los dos hábitats que separa y algunas otras que son propias del ecotono. Se conoce como *efecto borde* a la gran riqueza de especies que presenta junto al resto de sus propiedades diferenciales y, por ello, son de gran importancia en el diseño de paisajes. También, en ciertos casos, los bordes pueden actuar como corredores. En el capítulo 5 se desarrolla este tema.

Como se puede intuir, los conceptos asociados al espacio son fundamentales para abordar el estudio del paisaje. Así, los distintos tamaños y configuraciones de los diferentes elementos, es decir, su forma, su número, su composición, posición y grado de conectividad, determinan la estructura de un paisaje. Dicha estructura definirá los flujos de energía, materia y especies a través del paisaje, y por ende su capacidad de albergar y sostener diferentes procesos ecosistémicos que puedan garantizar las distintas contribuciones de la naturaleza. Estos procesos, a su vez, modifican la estructura del paisaje abriendo paso al concepto de *dinámica del paisaje* que involucra la dimensión temporal. Esto significa que podemos promover (o atenuar) ciertas contribuciones de la naturaleza mediante la modificación gradual de la estructura del paisaje. Como veremos, el diseño de paisajes es una herramienta fundamental para promover funciones ecológicas y planificar su manejo.

Paisajes multifuncionales

Los *paisajes multifuncionales* desempeñan un papel crucial en el mantenimiento de una buena calidad de vida al garantizar la protección y regeneración del suelo, la purificación del agua y el aire, la polinización, el control de plagas, la reducción de la acidificación de los océanos y la mitigación del cambio climático, al tiempo que reducen los impactos de peligros naturales como los huracanes, deslizamientos de tierra e inundaciones (Brauman y otros, 2020; Kremen y Merenlender, 2018; Tscharncke y otros, 2021). Desde el punto de vista productivo, los paisajes multifuncionales contribuyen a la provisión de alimentos, forraje, diversos materiales incluyendo los bioenergéticos, entre otros bienes. Las múltiples funciones también incluyen la generación de medicinas, la conservación de recursos genéticos y el apoyo a los aspectos no materiales relacionados con una buena calidad de vida, como son el aprendizaje, la inspiración, las experiencias físicas y psicológicas y las identidades culturales (Brauman y otros, 2020).

Este tipo de paisajes permite la implementación de sistemas de producción basados en la intensificación ecológica, que busca complementar o reemplazar la utilización de insumos externos por procesos ecológicos capaces de incrementar o sostener la producción agrícola y al mismo tiempo minimizar los efectos adversos sobre el ambiente (Bommarco y otros, 2013; Garibaldi y otros, 2019). El aspecto fundamental que determina el éxito, en cuanto a brindar contribuciones de la naturaleza, es la mantención de la biodiversidad a distintas escalas incluyendo la presencia de parches de vegetación natural que albergan diferentes comunidades de organismos, entre ellos los polinizadores naturales que resultan clave para el rendimiento de muchos cultivos. De este modo, el diseño e implementación de paisajes productivos multifuncionales se enmarca justamente dentro de las transiciones agroecológicas.

En parte, el rediseño de paisajes productivos multifuncionales se presenta como un problema de optimización de situaciones de compromiso. A pesar de sus múltiples beneficios, el proceso de transformación de paisajes homogéneos en multifuncionales está limitado en la práctica por circunstancias reales y percibidas. Uno de los obstáculos para su implementación es la percepción de que existen compromisos entre conservación (de la naturaleza) y producción (Tittonell y otros, 2020). En efecto, mientras que, por un lado, la adopción de una alternativa de manejo depende del retorno económico (Steffan-Dewenter y otros, 2007; Garibaldi y otros, 2014), por el otro, se asume que destinar parte de los terrenos cultivados a ambientes naturales redundaría en una

pérdida de productividad. La evidencia científica, sin embargo, sugiere que es posible una provisión sostenida de servicios ambientales sin resignar beneficios monetarios. Un estudio reciente a nivel global revela que los paisajes productivos requieren al menos un 20% de hábitat nativo para garantizar la provisión de servicios ecosistémicos, la seguridad alimentaria y la buena calidad de vida humana, y que con una correcta asignación de estos espacios no habría pérdida de producción (Garibaldi y otros, 2021). Por ejemplo, destinar las áreas menos productivas, que presentan un bajo costo de oportunidad, a la expansión, la mejora o a la restauración de parches de hábitat natural minimiza el compromiso entre el rendimiento de los cultivos y el resto de las contribuciones de la naturaleza (Garibaldi y otros, 2021).

Otros estudios han demostrado que existen asociaciones positivas entre el rendimiento y las visitas de polinizadores naturales (Garibaldi y otros, 2013) que son mediadas por la presencia de hábitats biodiversos cercanos a los campos. Esto sugiere que tal configuración del paisaje impacta positivamente en la provisión de servicios ecosistémicos y, consecuentemente, en el éxito y la estabilidad de los cultivos (Garibaldi, Steffan Dewenter y otros, 2011). Más aún, en una revisión sistemática de otros trabajos, Lucas Garibaldi y colaboradores (2022) encontraron que los ensambles de polinizadores funcional y genéticamente diversos mejoran la salud humana. Los polinizadores naturales son relevantes para el rendimiento aun cuando se utilizan otros polinizadores domesticados como la abeja melífera. En tanto, la estabilidad de la riqueza de visitantes florales, la tasa de visita y el rendimiento disminuyen con la distancia a áreas naturales (Garibaldi y otros, 2011b). También se ha investigado cómo las prácticas amigables hacia los polinizadores traen beneficios tanto ambientales como financieros (Hipólito y otros, 2016) y se ha determinado que, para campos de más de 2 ha, el aumento de la riqueza de polinizadores beneficia al rendimiento productivo (Garibaldi y otros, 2016a).

Como previamente se esbozó, hacer un uso óptimo de las funciones ecosistémicas para la agricultura requiere un diseño dinámico que contemple la composición y estructura del paisaje (Bommarco y otros, 2013; Power, 2010), ya que los sistemas ecológicos tienen una configuración espacial que es dinámica. Los organismos desarrollan sus ciclos vitales e interactúan en posiciones que dependen del arreglo espacial de los recursos y sus zonas de influencia. En los próximos capítulos presentamos un proceso de seis pasos para diseñar e implementar paisajes multifuncionales con un enfoque en la agricultura a gran escala. Los fundamentos de este proceso se sitúan en un cambio del paradigma de manejo, bajo el cual el enfoque tradicional basado en el

lote como unidad productiva evoluciona hacia un manejo basado en el paisaje como unidad de gestión integral.

Si bien existen prácticas de manejo para aumentar la multifuncionalidad del campo de cultivo (por ejemplo, el uso de cultivos de servicio, rotaciones de cultivos, etcétera.), estas corresponden a acciones dentro de los niveles de transformación 1 y 2 (figura 1) y ya han sido discutidas ampliamente (Kremen y Merenlender, 2018; Tschardt y otros, 2021) por lo que quedan por fuera del alcance de esta obra. En este libro nos centramos en el rediseño del paisaje a través de la configuración y composición de sus elementos, como parches de vegetación natural, corredores biológicos y superficies cultivadas. Además, ahondamos en una serie de acciones concretas que muestran que es posible llevar a cabo este tipo de transformaciones (figura 3) y exploramos sus potenciales beneficios durante las distintas etapas del proceso (tabla 1). En la sección siguiente exponemos el proceso de rediseño de manera integrada, de modo de brindar el marco general y la organización lógica de los pasos discutidos en cada capítulo.

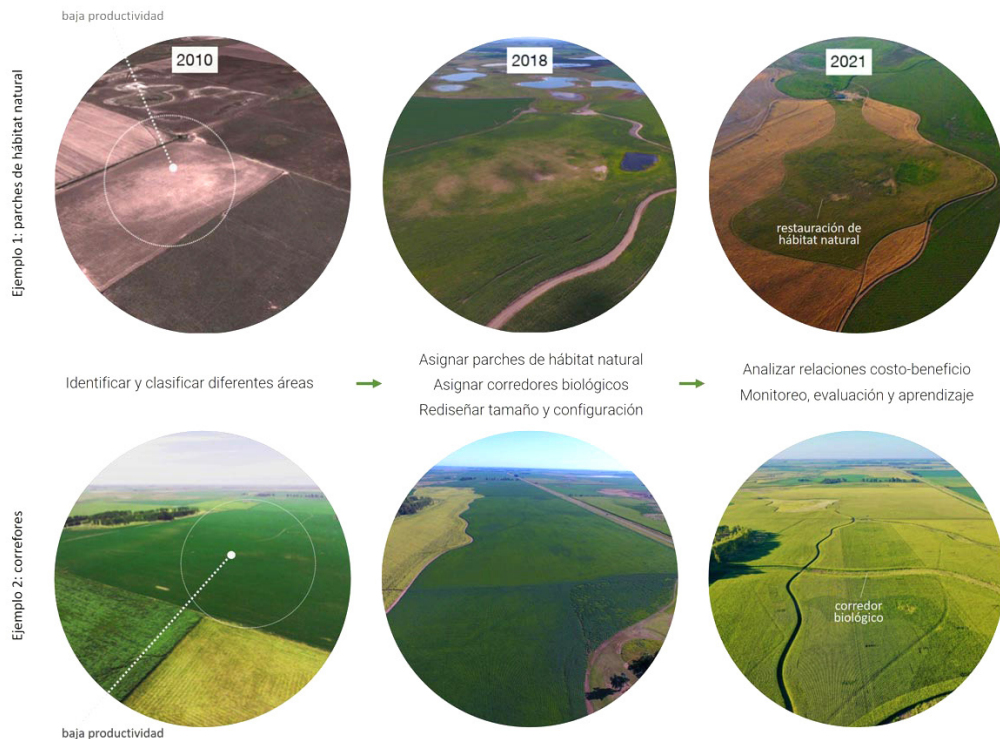
Etapas del diseño de paisajes multifuncionales

Hemos dicho que proponemos una transformación de paisajes agrícolas homogéneos regida por principios agroecológicos y aplicando las bases conceptuales de la ecología de paisajes. Esta transformación involucra el rediseño del paisaje agrícola a través de un proceso secuencial, en el que cada paso sustenta al posterior. Al trabajar con paisajes, el proceso tiene implícita la consideración del espacio. Consecuentemente, junto con la información geoespacial, las herramientas geomáticas y de mapeo juegan un rol clave. A continuación, describimos el esquema general del proceso, dejando su desarrollo para los capítulos siguientes.

Tabla 1. Características del enfoque para diseñar e implementar paisajes multifuncionales, y resumen de recomendaciones sobre acciones sugeridas y sus beneficios

Característica	Acciones	Beneficios
Basado en la ciencia	Recopilar y analizar diversos tipos de información geoespacial (topográfica, edáfica, biológica, hídrica, productiva, etcétera). Involucrar a investigadores y personal técnico como partes interesadas. Asociarse con instituciones científicas o consultoras reconocidas.	Obtención de conocimientos nuevos e innovadores. Incremento de la confianza de las partes interesadas. Reducción de los riesgos de problemas imprevistos.
	Seleccionar indicadores apropiados para monitorear, incluyendo elementos naturales y agronómicos. Combinar el uso de enfoques de mapeo y modelado con pruebas a campo.	Monitoreo efectivo y eficiente.
	Utilizar la tecnología disponible de manera responsable. Explorar nuevas tecnologías, incluidas las de otras disciplinas.	Reducción de las barreras a la transición reduciendo el tiempo y el costo general (aumentando la eficiencia).
Participativo	Involucrar a las partes interesadas relevantes en las primeras etapas del proceso y mantenerlas participando activamente, integrando conocimientos locales y comunitarios. Considerar las actividades de la situación presente, pero también las actividades futuras que podrían desarrollarse en los diferentes hábitats. Asegurar que el nuevo diseño sea funcional y práctico para la dinámica de todos los actores del campo (por ejemplo, circulación de maquinaria, apreciación de la naturaleza, etcétera).	Incremento de la confianza de las partes interesadas. Facilitación de la transición aprovechando las interacciones sinérgicas. Mejoramiento de la aceptación y el disfrute de las partes interesadas. Reducción de costos y aumento de ingresos a través de nuevas oportunidades de negocio.
Iterativo	Establecer objetivos alcanzables y mensurables a corto y medio plazo. Dependiendo de los recursos disponibles, la evaluación de riesgos y el impacto global de la intervención, priorizar las áreas objetivo a corto, mediano y largo plazo. Establecer una agenda y un plan de seguimiento y evaluación, incluidos los plazos y los recursos monetarios necesarios. Posibilidad de ajustes reduciendo los riesgos.	Posibilidad de ajustes reduciendo los riesgos. Contribución al proceso de aprendizaje. Incremento de la confianza de las partes interesadas.

Figura 3. Transición hacia paisajes multifuncionales en agricultura a gran escala



Fuente: Adaptado de Garibaldi, Zermoglio y otros, 2023.

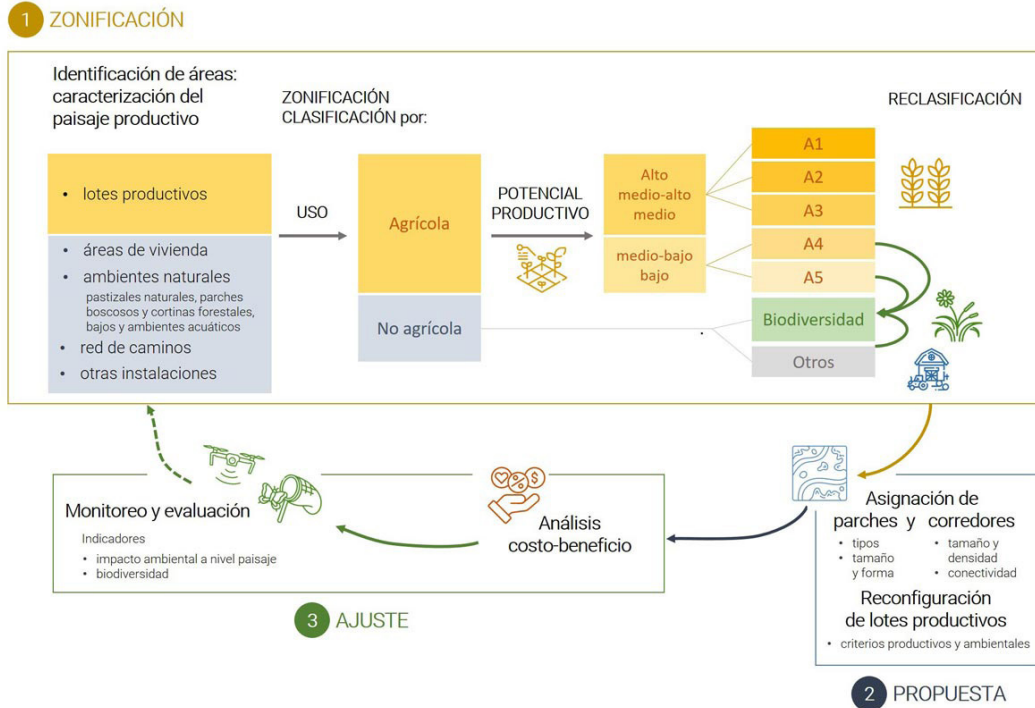
Nota: Propuesta de proceso iterativo de seis pasos para el diseño e implementación de paisajes multifuncionales en áreas dominadas por monocultivos a gran escala, en los cuales las y los productores manejan no solo los cultivos sino también los hábitats naturales y los bordes. El proceso se ejemplifica en el campo El Médano (Terregal SA en La Pampa, Argentina). El proceso es progresivo y permite una transformación efectiva a través del monitoreo, la evaluación y el aprendizaje. La transición se muestra de izquierda (condición inicial) a derecha. Se identificaron áreas con baja productividad que fueron destinadas a áreas de restauración natural (parches naturales, ejemplo 1, fila superior) o a corredores biológicos (ejemplo 2, fila inferior). En el proceso, se reduce el tamaño de los lotes y aumenta la diversidad de cultivos, también, se mejora la conectividad del paisaje.

En el proceso de rediseño podemos distinguir tres etapas: zonificación, propuesta y ajuste (figura 4). En la etapa de zonificación se identifican los hábitats naturales existentes, y en las zonas que son destinadas a cultivos se seleccionan aquellas que serán sacadas de producción y restauradas (capítulos 1 y 2). Para esto, primero se caracteriza el paisaje productivo. Aquí, la superficie del establecimiento se separa según su uso en agrícola y no agrícola y, dentro de cada uso, en ambientes. El uso no agrícola se clasifica en dos ambientes, separando los hábitats naturales y seminaturales de otras coberturas (construcciones, instalaciones, suelo desnudo, caminos, etcétera). Si bien existen diferencias entre ambientes naturales y seminaturales, en particular en cuanto a la composición de especies (por ejemplo, los seminaturales suelen tener gran proporción de especies exóticas), en lo sucesivo hablamos de *hábitat natural* incluyendo los ambientes seminaturales. Los ambientes de uso agrícola resultan de clasificar la matriz de cultivos en niveles de potencial productivo. Los ambientes menos productivos presentan el menor costo de oportunidad para la restauración ecológica y, por lo tanto, se identifican como áreas que podrían ser reconvertidas a vegetación natural.

Para generar una propuesta de rediseño del paisaje se toma la ambientación como insumo espacial. Los componentes de diseño de la propuesta se definen a partir de elementos del paisaje: «parche», «corredor», «matriz». Los parches de biodiversidad se delimitan considerando los hábitats naturales existentes y las áreas de bajo costo de oportunidad en las que se cultiva. Luego, sobre la base de la configuración espacial de estos parches, se diseña la red de corredores biológicos que los conectará (capítulo 3). El proceso es, además, guiado por criterios ambientales y productivos. La matriz de producción del paisaje rediseñado queda definida por la asignación de parches y corredores. En esta matriz se precisan los nuevos lotes productivos (capítulo 4) a partir de la ambientación del uso agrícola del paisaje original y a la configuración espacial de parches y corredores.

La propuesta resultante para el rediseño del paisaje productivo debe ser discutida entre todos los actores relevantes y ajustada a los contextos sociales, económicos y culturales en los que se pretenda implementar. Esta etapa de ajuste es dinámica y de aprendizaje, e involucra un análisis formal de costo-beneficio (capítulo 5) junto con un proceso de monitoreo y evaluación a través de indicadores (capítulo 6) que permiten la adaptación de las estrategias según cómo evolucionen el ecosistema y las condiciones socioeconómicas. En este sentido, estas etapas deberán necesariamente ser iterativas y participativas.

Figura 4. Etapas del proceso de diseño de paisajes agrícolas multifuncionales



Zonificación e identificación de áreas a restaurar

1.1. Zonificación

La *zonificación* es la etapa del proceso de rediseño en la que se definen áreas del establecimiento con similares características productivas en función de la información satelital y cartográfica. El primer paso es la separación de zonas según su uso agrícola o no agrícola (ver figura 4 en la «Introducción»). Luego, se discriminan diferentes ambientes dentro de cada tipo de uso. Dentro del uso agrícola, los ambientes corresponden a niveles de potencial productivo.

Para clasificar por nivel de potencial productivo se analizan series temporales de índices de vegetación como el NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada), el EVI (Índice de Vegetación Mejorado) y el IAF (Índice de Área Foliar) y se agrupan los píxeles con comportamiento espectral similar. Los índices espectrales, que capturan cómo el cultivo responde al ambiente, pueden complementarse con otro tipo de información espacial, como la topográfica (elevación, pendiente, convergencia hídrica) o la edáfica (tipo de suelo). Aunque puede tener alguna variación, aquí utilizamos cinco niveles (clases) de potencial productivo: A1 (alto), A2 (medio-alto), A3 (medio), A4 (medio-bajo) y A5 (bajo). Los ambientes menos productivos (A5 y A4) son aquellos que presentan el menor costo de oportunidad para la restauración de la vegetación. De hecho, en estos ambientes los cultivos podrían no superar el rendimiento de indiferencia y no ser rentables.¹ En este caso, se los considera ambientes marginales en términos productivos y desde el diseño se apunta a la reconversión a vegetación natural.

1 El rinde de indiferencia se define como el rendimiento umbral a partir del cual una alternativa de manejo alcanza una rentabilidad económica equivalente a la del sistema convencional. Este concepto permite comparar la eficiencia relativa de distintos esquemas productivos y determinar el punto en que una práctica alternativa (por ejemplo, con menor uso de insumos o distinta estrategia de fertilización) resulta económicamente competitiva. Cuando los cultivos no superan el rinde de indiferencia, la alternativa analizada presenta una rentabilidad inferior, lo que refuerza la dependencia de los sistemas convencionales respecto a altos niveles de insumo y productividad.

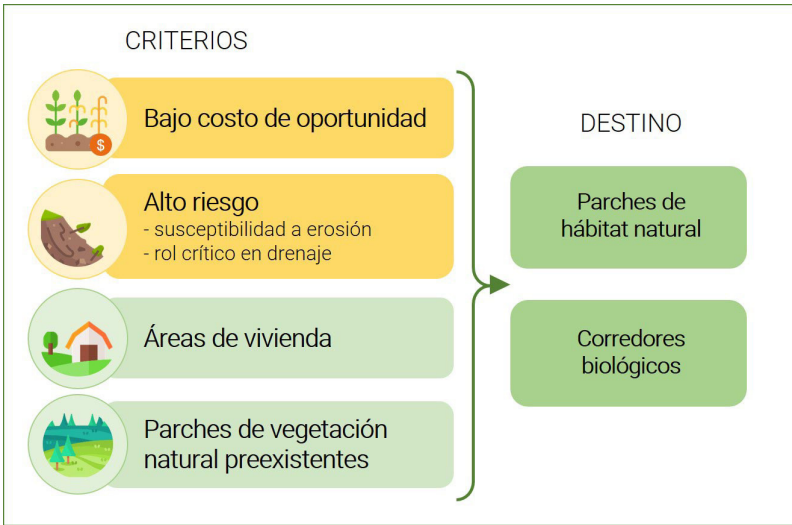
Dentro del uso no agrícola se incluyen dos tipos de ambientes: el que corresponde a parches preexistentes de vegetación natural (ambiente que se etiqueta como «biodiversidad»), como pastizales, montes o cortinas forestales, y el de otras coberturas (ambiente que se denomina «otros»), como podrían ser las zonas residenciales, otras construcciones, suelo desnudo o cuerpos de agua permanente. La zonificación constituye el insumo espacial para luego elaborar la propuesta de rediseño del paisaje, que discutimos en el capítulo 4. Una vez que el establecimiento ha sido clasificado (zonificado), el resultado se almacena dentro de un entorno geoespacial similar a un sistema de información geográfico (SIG) para apoyar los pasos siguientes.

1. 2. Identificación de áreas que se destinarán a biodiversidad

A partir de la zonificación, habiendo identificado los ambientes con diferente potencial agrícola, los ambientes de biodiversidad y otros, se puede llevar a cabo una reclasificación de áreas para organizar el destino de cada una (ver etapa del proceso de rediseño en la figura 5 en la «Introducción»). Este paso del proceso ayuda a definir los parches de vegetación natural y los corredores que conformarán la propuesta de diseño. Entre los parches de vegetación natural, están incluidas aquellas áreas de hábitat natural preexistentes y las áreas agrícolas que se sacan de producción. Ambas requieren diferentes estrategias de restauración. A continuación, indicamos algunos aspectos importantes y criterios a considerar para la selección de estas áreas.

De acuerdo con sus características (forma, tamaño, ubicación), las áreas identificadas de bajo costo de oportunidad y aquellas de alta apreciación de la naturaleza pueden ser asignadas a diferentes destinos (parches o corredores) y su configuración espacial guía al diseño del paisaje. En la práctica, la propuesta de corredores se apoya en la configuración de los parches de vegetación natural (ya sean preexistentes o derivados de áreas agrícolas que se sacan de producción). Esta definición sigue una serie de criterios de diseño que incluyen aspectos productivos, ambientales, sociales y culturales (figura 1. 1).

Figura 1. 1. Criterios de identificación y clasificación de áreas para el rediseño de paisajes productivos



Nota: Los criterios no son mutuamente excluyentes pues un área determinada puede cumplir más de un criterio.

Las zonas con bajos costos de oportunidad son aquellas que no compiten por el uso del suelo. En otras palabras, no implica pérdidas económicas sustanciales si se destinan a usos no productivos (en términos financieros, no hay alternativas económicamente atractivas). Estas zonas suelen caracterizarse por un bajo potencial productivo y rendimientos limitados de cultivos. Además, muchas veces son también frágiles y presentan una alta exposición a la degradación, pudiendo aumentar su superficie si no se toman medidas de manejo adecuadas. Esto plantea el interrogante sobre si es conveniente destinarlas a la producción. Sin embargo, la experiencia indica que en muchos establecimientos ciertas áreas se siembran consistentemente como parte de una unidad de manejo más grande a pesar de que producen una rentabilidad negativa la mayoría de los años (capítulo 5). Por ejemplo, estudios en Iowa, Estados Unidos, determinaron que la extensión de tierras altamente no rentables durante 2015 era el 27% de las tierras de cultivos en hileras (Brandes y otros, 2016). Entonces, estas áreas con bajo potencial de rendimiento de cultivos presentan una importante oportunidad para la restauración de la biodiversidad. Por un lado, es frecuente que en este tipo de zonas, aun utilizando insumos externos como fertilizantes, no se superen los rindes de indiferencia. Por otro lado, en cambio, tiene un gran valor

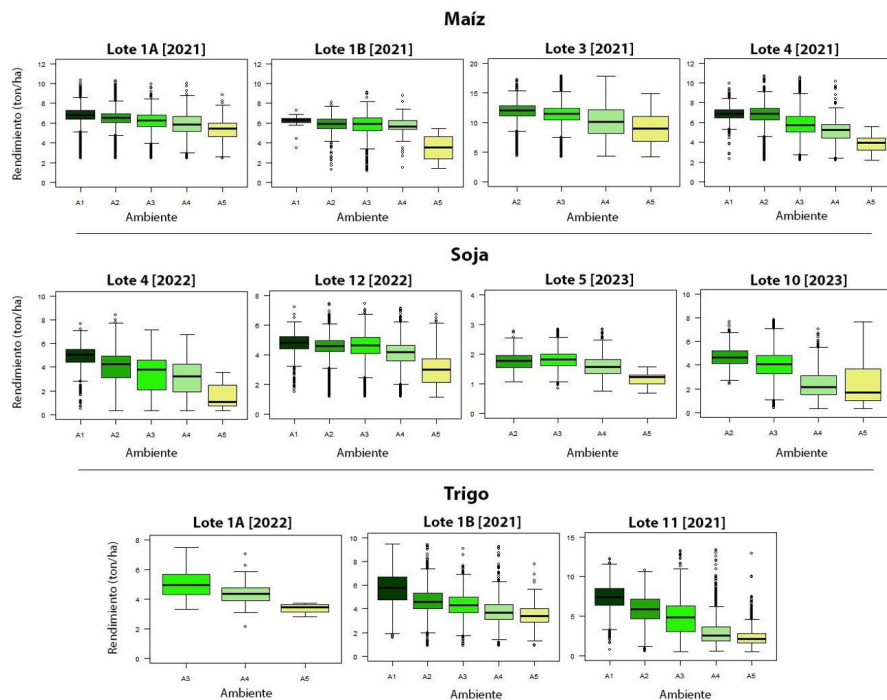
destinarlas a la restauración, dado que proporcionan otras contribuciones de la naturaleza a las personas como la protección de humedales, el mejoramiento de la oferta de polinizadores y corredores para especies valiosas de mamíferos.

Existen diversas herramientas geomáticas que facilitan la identificación de áreas de bajo potencial productivo y que pueden utilizarse en forma combinada. Los sensores remotos registran la firma espectral de los cultivos. La *firma espectral*, es decir, el patrón de reflectancia o absorción de la radiación electromagnética de las hojas en diferentes longitudes de onda, se ve influenciada por el estado fenológico y las condiciones ambientales. Los índices de vegetación operan sobre porciones de esta firma proporcionando información sobre el contenido de clorofila y, por lo tanto, sobre el estado fisiológico y vigor del cultivo. Los factores ambientales están estrechamente ligados a la capacidad del cultivo para realizar la fotosíntesis de manera que influyen en su productividad potencial. Las áreas que consistentemente muestran valores de índices de clorofila bajos en el tiempo son generalmente menos productivas. De este modo, las series temporales de los índices de vegetación permiten identificar áreas con un bajo potencial productivo.

La aparición de plataformas de cómputo en la nube como Google Earth Engine ha vuelto más accesible la información satelital, tanto actual como histórica. Este tipo de plataformas permite el almacenamiento y análisis de grandes volúmenes de datos con un costo relativamente bajo. Por otro lado, en las últimas décadas, los avances tecnológicos aplicados al agro y a otras disciplinas han puesto a disposición una amplia gama de opciones para comprender las dinámicas de los lotes productivos y su entorno. Por ejemplo, la maquinaria agrícola ha evolucionado para incorporar aplicaciones geoinformáticas, constituyéndose en un componente clave dentro de la agricultura de precisión (definida como la gestión productiva a través del manejo de la variabilidad espacio-temporal de los factores de producción).

Las cosechadoras con monitores de rendimiento permiten evaluar la producción en tiempo real y determinar de manera precisa en qué sitios no se alcanzó el rendimiento de indiferencia. En este proceso, es importante evaluar los rendimientos de varias campañas, ya que las condiciones meteorológicas de un año en particular podrían beneficiar o perjudicar el rendimiento en determinadas zonas. Consecuentemente, analizar los resultados de una única cosecha podría llevar a conclusiones equivocadas respecto a la identificación de las zonas de bajo costo de oportunidad. Esta información puede complementarse con la satelital para identificar las áreas menos productivas dentro de los campos de cultivo (figura 1. 2).

Figura 1. 2. Herramientas geomáticas usadas en la zonificación productiva



Nota: Rendimientos obtenidos por cosechadora en ambientes de diferente nivel productivo de acuerdo a la clasificación satelital.

Otras áreas a considerar en esta instancia son aquellas altamente susceptibles a la erosión, como las pendientes pronunciadas, y aquellas que desempeñan un papel crítico en el sistema de drenaje. Esto implica que la inclusión de mapas de suelos, topográficos y de sistemas de drenaje superficial en el rediseño es esencial (Lovell y Johnston, 2009). Además, es importante tener en cuenta el uso de mapas que ilustran la cobertura de agua superficial en condiciones climáticas tanto normales como extremas (Nosetto y otros, 2015).

La presencia de vegetación natural contribuye a la fijación del suelo, el ciclado de los nutrientes y sales y la regulación del agua del suelo. En terrenos con pendientes pronunciadas, el uso de franjas de vegetación natural regula la escorrentía, previene la erosión e incluso interviene en la regulación de la deriva de compuestos químicos. Por el contrario, en terrenos con poca pendiente y con sistemas agrícolas con predominio de un único cultivo por año y barbechos largos (como los que se desarrollan en la región chaco-pampeana), en condiciones de precipitación normales el bajo consumo de agua por parte de los cultivos lleva a menudo a la ocurrencia de inundaciones y a la salinización del suelo (Jobbágy y otros, 2021). En estos casos, contar con franjas de vegetación natural puede contribuir a regular la profundidad de las napas freáticas y evitar anegamientos en lotes cultivados y deterioro del suelo.

Las áreas de vegetación natural se pueden clasificar en dos categorías, cada una de las cuales permite y requiere llevar a cabo diferentes regímenes de gestión, que se desarrollan en los dos capítulos siguientes. La primera categoría incluye a los parches preexistentes y a las áreas de cultivo que por sus características pueden ser adecuadas para la restauración del hábitat natural, como tierras bajas inundadas y lugares con limitaciones de suelo subterráneo. La segunda categoría comprende áreas de formas alargadas o longitudinales que siguen bordes de cultivo, ríos, canales, crestas de dunas y áreas de tránsito de maquinaria pesada y ganado. Estas formas alargadas suelen tener menos de 100 m de ancho y son adecuadas para el desarrollo de corredores biológicos.

Las áreas destinadas a biodiversidad también incluyen el casco del campo y las zonas de vivienda en general. Las zonas residenciales presentan una importante oportunidad para la restauración porque deben protegerse de la deriva de agroquímicos para salvaguardar la salud de los habitantes. En este sentido, es fundamental evitar que se encuentren directamente adyacentes a las tierras de cultivo convencionales, donde se utilizan fertilizantes, herbicidas o plaguicidas. Complementariamente, es necesario sopesar opciones de manejo específicas en lotes productivos cercanos a las zonas de vivienda, como la aplicación de dosis variables para disminuir la cantidad de producto a partir de un aumento en

la eficiencia, o la eliminación completa de insumos en estas áreas. Este tipo de manejo se ve progresivamente facilitado, logística y económicamente, por los avances tecnológicos. Además, en estas zonas se confiere un alto valor a los aportes inmateriales de la naturaleza. Estos aportes abarcan beneficios para la actividad física y psicológica, como la sanación y relajación, también, la recreación y el disfrute estético basado en el contacto con la naturaleza.

Por último, resulta fundamental que el diseño sea guiado por la distribución de los remanentes de hábitats naturales. Estos remanentes con frecuencia sustentan a especies nativas en la etapa reproductiva, incluidas las de sucesión tardía que pueden requerir décadas para establecerse en áreas despejadas. Consecuentemente, pueden servir como trampolines a través del paisaje agrícola, facilitando la emigración e inmigración de especies (Grass y otros, 2019). Tanto las áreas residenciales como la vegetación nativa remanente, especialmente los parches boscosos, pueden distinguirse con relativa facilidad de la matriz agrícola mediante sensores remotos.

Por lo expuesto, debe quedar claro que los múltiples criterios para definir el componente de biodiversidad del diseño no son mutuamente excluyentes. Por ejemplo, una tierra baja inundada puede representar un área con bajo potencial de rendimiento de cultivos, y a su vez desempeñar un papel fundamental en el sistema de drenaje, retener vegetación nativa e incluso estar situada cerca de una zona de viviendas. Como hemos indicado, y en los otros capítulos vemos con más detalle, el rediseño e implementación de paisajes multifuncionales es un proceso iterativo. Esto permite que pueda llevarse a cabo una priorización en la ejecución de los cambios en el paisaje, es decir, que no deban necesariamente realizarse todos los cambios en un momento determinado y al unísono. Además, el proceso necesita de monitoreo y evaluación, de modo de poder ajustar el diseño en función de las respuestas observadas en el sistema y reformularse de acuerdo a necesidades no previstas.

Parches de hábitat natural

2.1. Parches naturales

En los paisajes agrícolas los *parches de vegetación natural* tienen mayor biodiversidad que los cultivos y proveen un hábitat de calidad necesario para el desarrollo, reproducción, alimentación y protección de organismos. Uno de los objetivos del rediseño del paisaje es mantener y restaurar hábitats naturales en matrices agrícolas en las que este tipo de ambientes es reducido. El propósito es que se restablezcan las funciones ecosistémicas que estos hábitats cumplen. Mantener el hábitat natural no significa que dichas áreas tienen que permanecer intactas. De hecho, en estas áreas puede llevarse a cabo pastoreo, manejos de corta periódica, cosecha o quema controlada, siempre y cuando sea compatible con la conservación continua de la biodiversidad. El rediseño del paisaje complementa, pero no reemplaza la necesidad de establecer áreas protegidas (Grass y otros, 2019; Kremen y Merenlender, 2018; Tschardt y otros, 2021) que, en líneas generales, tienen extensiones mayores y manejos diferenciales con distintos grados de restricción en cuanto a las actividades permitidas. En este capítulo discutimos la designación de parches dentro del paisaje agrícola para fomentar la biodiversidad y restaurar el hábitat natural.

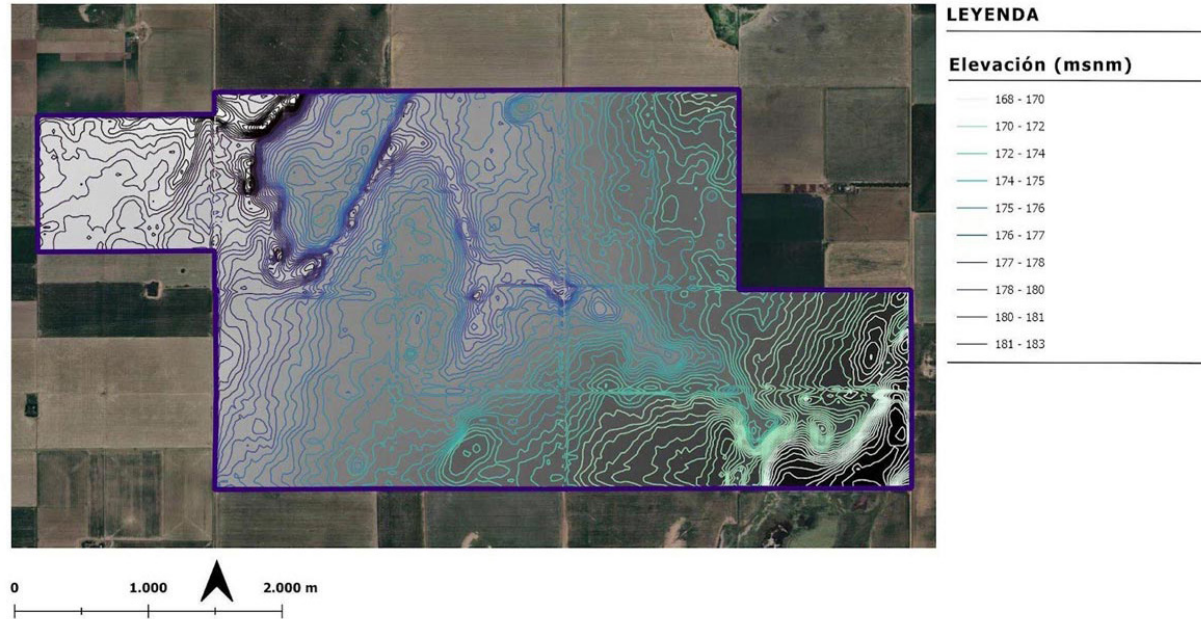
Los *hábitats naturales* son aquellos dominados por especies nativas y son sustancialmente similares en composición y estructura a los hábitats que habrían prevalecido en ausencia de las actividades humanas intensivas. En los paisajes agrícolas actuales preponderan las matrices de unos pocos cultivos y resulta cada vez más difícil encontrar hábitats naturales. Aún en áreas sin explotación activa, la actividad histórica y la modificación del paisaje circundante han favorecido la expansión de las especies exóticas, que en muchos casos se han vuelto dominantes desplazando a las especies nativas. A pesar de no ser un escenario óptimo, este tipo de ambientes denominados *seminaturales* puede tomarse como un buen punto de partida para restablecer hábitats naturales. De hecho, algunos beneficios derivados de la conservación de la biodiversidad pueden ser obtenidos a partir de especies no nativas. Por ejemplo, la plantación de árboles y arbustos frutales, aunque exóticos, puede constituir una buena práctica tanto desde el punto de vista de la diversidad (aumento de la diversidad específica y estructural del paisaje) como desde

la perspectiva productiva (aprovechamiento del fruto). Sin embargo, es fundamental evitar el desplazamiento y extinción de especies nativas. En función de la composición vegetal específica de los sitios, los manejos deben orientarse hacia el reemplazo de especies exóticas por nativas tanto como sea posible. Para ello, es fundamental el monitoreo de los ambientes y el ajuste del manejo a lo largo del tiempo (capítulo 6).

En los establecimientos agrícolas existen varias áreas de particular interés para el rediseño del paisaje. Las tierras bajas anegables y zonas de lagunas (humedales), ya sean permanentes o temporarias, son importantes en este contexto. Muchas veces cumplen un rol fundamental en la recarga de aguas subterráneas, el control de inundaciones, el ciclado de nutrientes y la captura de carbono (Convention on Wetlands, 2022). Estas áreas, además de ser clave en la dinámica hidrológica y bioquímica, suelen proveer refugio, sitios reproductivos y otros recursos a diversas especies animales, como aves e insectos, que a su vez intervienen en procesos importantes para la recuperación o mantención de la biodiversidad, como la dispersión de semillas. Si además se tiene en cuenta que en estas zonas el agua en superficie es recurrente, es decir, que su uso agrícola es eventual, o incluso ocurren pérdidas económicas cuando son cultivadas en campañas con exceso de precipitación, proponerlas como áreas de restauración presenta múltiples ventajas.

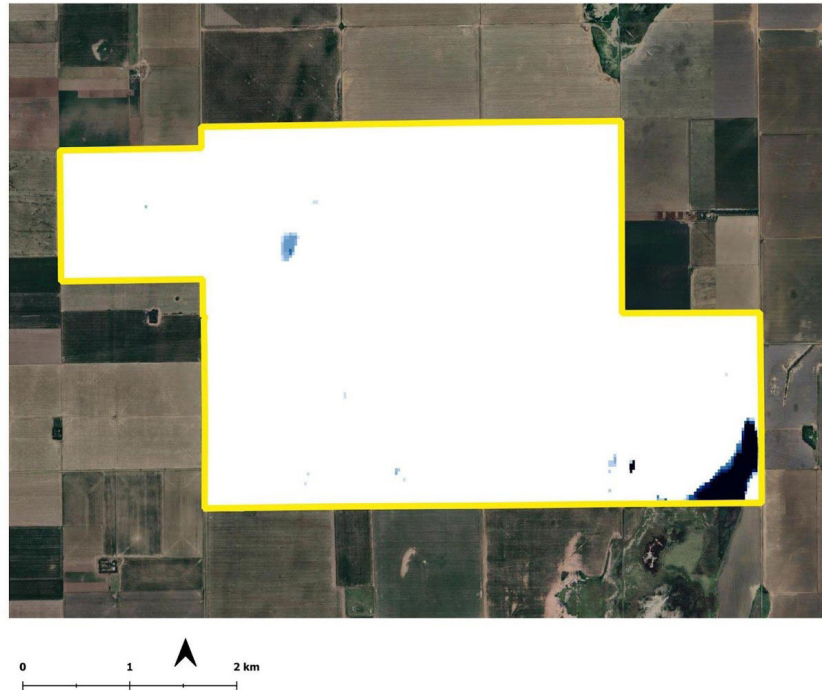
La geomática vuelve a ser una gran aliada para la detección de tierras bajas anegables. Los modelos digitales de elevación (MDE) muestran las variaciones de la topografía del terreno (figura 2. 1). La combinación de este producto con imágenes satelitales históricas permite cuantificar la frecuencia de anegamiento (figura 2. 2), identificando qué zonas del campo se anegan periódicamente y facilitando el análisis de la dinámica del agua en superficie. De igual modo, los ambientes boscosos o cortinas forestales también albergan grupos de especies con roles ecosistémicos fundamentales. Por ejemplo, se ha mostrado que la presencia de bosques en hábitats adyacentes a los campos agrícolas incrementa el rendimiento de muchos tipos de cultivos, y esto está en relación a la presencia de polinizadores de los bosques que también polinizan cultivos (Ulyshen y otros, 2023). Lógicamente, las zonas de interés incluyen el resto de los ambientes naturales, como los pastizales naturales o las sábanas. Si están presentes en la matriz productiva, debe considerarse prioritaria su restauración o conservación.

Figura 2.1. Modelo digital de elevaciones del campo agrícola Monte Hermoso



Nota: El campo pertenece a la firma Saenz y Gagliardi, en la provincia de Córdoba, Argentina. Rediseño de la empresa AgroDesign.

Figura 2. 2. Mapa de la frecuencia de anegamiento obtenido que identifica agua en superficie sobre una serie de imágenes Landsat (2000-2020)



Nota: Los colores más oscuros indican zonas con mayor recurrencia de agua en superficie. El ejemplo corresponde al campo Monte Hermoso, en la provincia de Córdoba.

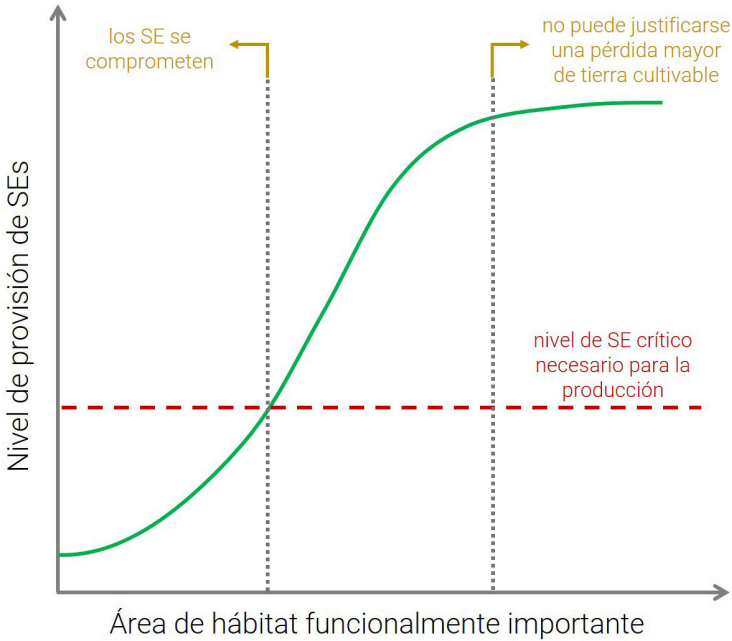
2.2. Tamaño y forma de los parches naturales

Una pregunta que surge frecuentemente es cuánto hábitat natural debemos conservar (o alcanzar con la restauración) dentro de los campos. Una revisión reciente de la evidencia científica sugiere que se necesita al menos un 20% de hábitat natural dentro de los paisajes agrícolas para asegurar el suministro simultáneo de muchas de las contribuciones de la naturaleza a las personas (Garibaldi y otros, 2021). Sin embargo, esa proporción de optimización puede variar. Por ejemplo, en los ecosistemas forestales, y priorizando la conservación de especies de bosque, se sugiere que los paisajes contengan al menos un 40% de cobertura forestal (Arroyo-Rodríguez y otros, 2020). En efecto, el porcentaje de 20% surge como un valor mínimo, más que como óptimo, y es una guía sencilla para detectar los numerosos paisajes productivos a nivel mundial que no cumplen con estas proporciones mínimas (Garibaldi y otros, 2021).

También es importante tener presente que en condiciones de heterogeneidad espacial o donde hay contribuciones directas de la naturaleza a la productividad de los cultivos (por ejemplo, polinización de cultivos, control biológico de plagas, minimización de la erosión del suelo), este objetivo se puede lograr sin pérdidas económicas o de producción para el emprendimiento agropecuario (capítulo 5) (Garibaldi y otros, 2021). En la práctica, la proporción de hábitat natural debe adaptarse a los diferentes contextos socioecológicos. Existen umbrales de área por debajo de los cuales se ve comprometida la provisión de servicios ecosistémicos (SE), y también umbrales por encima de los cuales no se justificaría retirar tierras de producción y asignarlas a áreas naturales en virtud de su potencial provisión de servicios (figura 2.3) (Storkey y otros, 2024). En este sentido, las soluciones óptimas a escala de predio dependen de factores como el tamaño del predio, el conjunto de especies presentes, las características del paisaje circundante que pueda proveer recursos y la forma de la curva que relaciona el área con la provisión de servicios (Storkey y otros, 2024), así como de valores subjetivos y prioridades locales o regionales.

Ahora bien, además de la cantidad de hábitat natural a conservar o restaurar, es necesario determinar la distribución en el espacio del hábitat natural. En este sentido, el diseño se adopta desde una *perspectiva fractal*. Esto quiere decir que el mínimo porcentaje que se establezca como objetivo se aplica en todas las escalas espaciales, desde campos individuales hasta paisajes completos (Garibaldi y otros, 2021). Esto se debe a que la matriz productiva debe estar lo suficientemente cerca del hábitat natural para recibir sus contribuciones. Por ejemplo, la polinización de cultivos se facilita al reducirse la distancia de desplazamiento de los polinizadores que albergan los hábitats naturales.

Figura 2. 3. Umbrales de área de hábitat y provisión de servicios ecosistémicos



Fuente: Adaptado de Storkey y otros, 2024.

La geomática es de gran ayuda para evaluar el efecto del rediseño del paisaje en la distancia entre matriz productiva y hábitat natural. Podemos usar funciones de cálculo espacial para obtener esa medición entre cada punto de la matriz y el borde más cercano, y aplicarla al paisaje rediseñado y al original para comparar ambos escenarios. En esta comparación, son sumamente útiles las métricas descriptivas como los cuartiles que indican a menos de qué distancia de un borde se encuentra el 25%, el 50% y el 75% de la matriz productiva del establecimiento (tabla 2. 1). Incluso más, podemos establecer cuánta superficie de esta matriz se encuentra a menos de una distancia considerada umbral para el proceso ecológico de interés.

La evaluación cuantitativa mediante métricas de distancia puede apoyarse en la utilización de mapas (figura 2. 4). Es importante que las evaluaciones consideren no solo las áreas dentro de los campos a rediseñar, sino también el paisaje circundante que influye sobre las contribuciones de la naturaleza. Según el contexto de paisaje, en la escala más pequeña es probable que para mejorar las contribuciones reguladoras de la naturaleza,

como las que brindan los polinizadores, se requiera una proporción de hábitat natural mayor al 20% mencionado antes. De esta manera, si la superficie se divide en áreas de 1x1 km ($1\text{ km}^2 = 100\text{ ha}$), cada una de estas celdas debe contener más del 20% de este tipo de hábitat. Aplicando la fractalidad a las escalas más grandes también se tiene más del 20%.

Tabla 2. 1. Algunas métricas de distancia a áreas de vegetación natural-seminatural y ejemplos de sus valores

Métrica de distancia	Paisaje original	Paisaje rediseñado
Promedio (m)	494	338
Desvío estándar (m)	321	278
Cuartiles 1, 2 y 3 (m)	223, 454, 715	109, 262, 515
Área a menos de 200 m de hábitat natural (%)	22	41

Nota: Los datos son útiles para evaluar cuantitativamente el efecto del rediseño en la cercanía de la matriz productiva a las áreas de vegetación natural-seminatural (figura 2. 4). Los valores que se muestran en este ejemplo corresponden al establecimiento Monte Hermoso en la provincia de Córdoba.

Asimismo, y dado que abogamos por una perspectiva fractal, es válido preguntarse cuál debe ser el tamaño mínimo de los parches de vegetación natural para asegurar que cumplan con las funciones ecosistémicas de interés. Por ejemplo, ¿sirve recuperar o conservar un parche pequeño?, ¿sirve recuperar múltiples parches pequeños o es mejor conservar menos parches, pero más grandes? La respuesta a este tipo de preguntas no es unívoca. En ecología, los criterios de parche mínimo de conservación plantean que un ambiente de mayor extensión contiene mayor biodiversidad que muchos parches pequeños con un área total equivalente (Diamond, 1975; y literatura derivada). Estos principios, sin embargo, no son aplicables de modo general y se ha reportado que, contrariamente, la riqueza de especies puede ser mayor en paisajes fragmentados con gran cantidad de parches naturales, incluso cuando son muy reducidos en tamaño (Riva y Fahrig, 2023). Esta visión alternativa se conoce como la hipótesis del hábitat total (*habitat amount hypothesis*; Fahrig, 2013). Bajo esta visión, múltiples parches pequeños representan una mayor variabilidad ambiental, en particular en cuanto a la presencia de microhábitats (Fahrig y otros, 2022), lo cual contribuye a sostener una mayor biodiversidad general.

Figura 2. 4. Distancias de cada punto de la matriz productiva a las áreas de vegetación natural-seminatural



Nota: El mapa superior es el paisaje original y el mapa inferior es el rediseñado. Las distancias son mostradas como vectores hacia el borde de vegetación natural más cercano. El ejemplo corresponde al campo Monte Hermoso en la provincia de Córdoba.

En paisajes forestales, por ejemplo, se ha sugerido que las configuraciones óptimas deben contener un total de 40% de cobertura boscosa, repartida en un parche grande que represente el 25% (o sea, un 10% del área total) y el resto distribuido en parches de bosque pequeños y otros ambientes arbolados (Arroyo-Rodríguez y otros, 2020). Ambos abordajes presentan evidencia empírica a favor y en contra, observándose que depende de otros factores como el tipo de hábitat y las especies

consideradas. En particular, para especies de animales grandes con comportamientos territoriales marcados, como ciertos mamíferos y aves, tener solamente parches pequeños puede no ser suficiente para permitir su establecimiento, dada esa territorialidad (Keller y Sullivan, 2023). De esto se deduce que es importante caracterizar las comunidades vegetales y animales, e identificar especies de interés que cumplan roles clave en las cadenas tróficas. Estos aspectos se tienen en cuenta al momento de rediseñar el paisaje con el propósito de fomentar el establecimiento y permanencia de las especies en el hábitat.

Además del tamaño, y asociado a esto, la forma de los parches puede tener un efecto significativo sobre las especies que los habitan. Parches con diferentes relaciones perímetro/área pueden mostrar capacidades diferentes para garantizar el desarrollo de algunas especies (Keller y Sullivan, 2023). Los bordes son zonas con características ambientales y biológicas transicionales entre los hábitats que separan, y suelen presentar una gran diversidad de especies. En este sentido, los parches con formas complejas, es decir, con relaciones perímetro/área grandes, fomentan el *efecto borde* sobre la biodiversidad. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que distintas especies responden de manera diferente a la presencia de bordes y que, además, una misma especie puede responder diferente a distintos tipos de bordes (Ries y otros, 2010). En el capítulo 3 discutimos en mayor profundidad los efectos de los bordes.

2.3. Criterios de selección y diseño de parches naturales

En el contexto de paisajes productivos existen distintos criterios a tener presente para la evaluación y selección de parches naturales dentro del rediseño del paisaje. Estos criterios son usados también para el establecimiento de nuevos parches en las zonas con bajo costo de oportunidad. En el caso de los remanentes de hábitat natural se considera la importancia de cada parche en cuanto a su valor de conservación. Aunque nos centramos en la biodiversidad, es importante resaltar que cuando pensamos en el valor de conservación de un determinado ambiente, sea un remanente o un área restaurada, se tienen en cuenta otras características que influyen sobre las contribuciones de la naturaleza, como son el drenaje y la calidad del agua, la composición y estructura de los suelos, etcétera.

Los parches aislados o relictos, aunque sean pequeños, pueden ser focos de alta biodiversidad o albergar especies de interés, incluyendo las amenazadas o las que desempeñan un rol clave en el funcionamiento de las redes tróficas. Por lo tanto, en general se debe tratar de conservarlos.

Si bien los relictos son parches aislados, es posible que haya múltiples dentro del paisaje productivo. Si es el caso, habrá que evaluar tanto la importancia de cada uno como el rol conjunto en el paisaje. En este sentido, es importante considerar la cercanía entre parches de igual o distintas características, y su grado de conectividad. La conexión entre parches a través de corredores biológicos es clave para el funcionamiento del ecosistema pues permite el intercambio de materia y especies.

En el rediseño del paisaje, también es importante el balance costo-beneficio de conservar ciertos parches. Por un lado, se ponderan los costos potenciales de manejo de los parches, así como los de lotes productivos linderos, y en el caso de los nuevos parches se incluye el costo de sacar de producción determinadas zonas productivas. Por otro lado, se estiman las ventajas en cuanto a mejorar las contribuciones de la naturaleza en el corto, mediano y largo plazo. Es importante mencionar que el diseño de paisajes multifuncionales es un proceso iterativo y con monitoreo constante, de modo que es recomendable plantear etapas de implementación, contemplando que distintas áreas podrán incorporarse como parches naturales en diferentes momentos. En la evaluación y priorización de parches también se piensan las posibilidades futuras de ampliación de las áreas a conservar y la mejora de la conectividad entre ellas.

Además de los criterios indicados, existen aspectos geométricos y de uso que son determinantes para la selección y el diseño. Cada tipo de parche tiene un tamaño mínimo requerido. Esto es porque las especies que ocupan distintos tipos de hábitats tienen diferentes requerimientos mínimos en cuanto a recursos y condiciones ambientales. Por ejemplo, el espacio requerido para el establecimiento y recambio de individuos y poblaciones es diferente en un pastizal que en un bosque. Entonces, si estamos trabajando en un parche remanente que tiene un tamaño menor al mínimo requerido, se aumenta su superficie, y en el caso de los nuevos parches, la superficie a retirar de producción no debe ser inferior a ese tamaño. Cuando se trata con ambientes acuáticos, como lagunas, arroyos o incluso humedales, es importante también evaluar el sistema de drenado. En estos ambientes, el tamaño mínimo a conservar incluye no solo el espacio que ocupa el cuerpo de agua, sino también una zona amortiguadora o *buffer* a su alrededor.

Por otro lado, cada tipo de ambiente puede soportar diferentes intensidades de uso. Por lo tanto, dentro de lo posible, se tiene presente la historia de uso, el consecuente grado de deterioro y la potencialidad de recuperación de las zonas seleccionables. Esto es importante a la hora de definir espacios para restaurar o conservar y para delinear las estrategias necesarias para lograr esos objetivos. Por ejemplo, en ambientes que han sido sometidos a usos intensivos durante mucho tiempo, los bancos de

semillas pueden estar muy deteriorados, y dominados por especies de malezas muy competitivas en cuanto a uso de luz y nitrógeno del suelo (Schnee y otros, 2023). En la Argentina, como sucede en muchas partes del mundo, la gran mayoría de esas especies son además exóticas, y algunas invasoras. Entonces para destinar parte de estos ambientes a la restauración se debe considerar el uso de diferentes métodos de control de esas especies y la implantación de especies nativas para favorecer la recuperación del hábitat.

2.4. Consideraciones finales

Otro interrogante frecuente en cuanto a la recuperación de hábitats naturales refiere a los tiempos requeridos para este proceso. Es decir, ¿cuánto tarda en recuperarse el hábitat natural? La respuesta a esta pregunta no es sencilla, y depende en gran parte del estado inicial en el momento en el que se lleva a cabo la implementación del rediseño. Los hábitats naturales se conservan para permitir el desarrollo de varias generaciones de especies nativas y para la persistencia (o restablecimiento) de las comunidades nativas a lo largo del tiempo. El plazo de mantenimiento debe posibilitar la recuperación de la fertilidad del suelo y el establecimiento de un banco de semillas saludable, que permita recambios de individuos a lo largo de los años. En líneas generales, si las condiciones del suelo lo permiten, la recuperación de pasturas nativas es más veloz que la de arbustos y árboles. Como indicamos, la situación depende de la historia de uso en relación al tipo de ambiente. Por lo tanto, distintos hábitats con diferentes niveles de degradación requieren diferentes tiempos de recuperación, que a su vez pueden variar según la estrategia de gestión adoptada.

Bordes y corredores biológicos

3.1. Bordes y corredores biológicos: elementos lineales del diseño

En el capítulo anterior presentamos recomendaciones para el tratamiento de los parches de vegetación natural tanto preexistentes como nuevos. Muchas de estas cuestiones también se aplican al manejo de corredores biológicos (también llamados corredores ecológicos o corredores de hábitat), y las abordamos en este capítulo (ver la etapa del proceso de rediseño en la figura 4 en la «Introducción»). Sin embargo, los corredores, a pesar de tener área, son componentes del paisaje con características lineales y requieren un manejo diferente, en particular en las zonas de borde. La linealidad es un aspecto de importancia no solo en términos ecológicos, sino que geoméricamente determina su tratamiento espacial. Por ejemplo, mientras que el enfoque principal de los parches es la restauración de las comunidades nativas, los corredores podrían establecerse, al menos inicialmente, con especies exóticas para aumentar la multifuncionalidad.

Como definimos en la «Introducción», un *borde* es la frontera que separa dos ecosistemas diferentes. Ejemplos de esto pueden ser los límites entre un bosque y un pastizal, o entre un cultivo y un área de viviendas. Los bordes, también conocidos como *ecotonos*, tienen características físicas y biológicas transicionales entre los hábitats que separan. Esto permite que los ambientes de borde sean habitados por especies presentes en los dos hábitats que separan y también por algunas otras que son propias del ecotono. Los denominados *corredores biológicos* son franjas de hábitat que vinculan parches que de otro modo estarían desconectados (Damschen, 2013). Estas franjas usualmente discurren sobre una matriz homogénea a ambos lados en sentido longitudinal, pero también pueden presentar ambientes diferentes de un lado y otro. Al conectar hábitats, la característica fundamental de los corredores es que permiten la circulación de materia y genes. Si lo pensamos desde la perspectiva de una especie que se encuentra en dos parches, un corredor entre ambos permitiría la circulación de los individuos y el intercambio genético entre las poblaciones de cada parche. La importancia de la conectividad es tal que la discutimos con más detalle en las siguientes secciones.

Aunque no debe confundirse el concepto de borde con el de corredor, los bordes, dependiendo de sus características, en particular de si

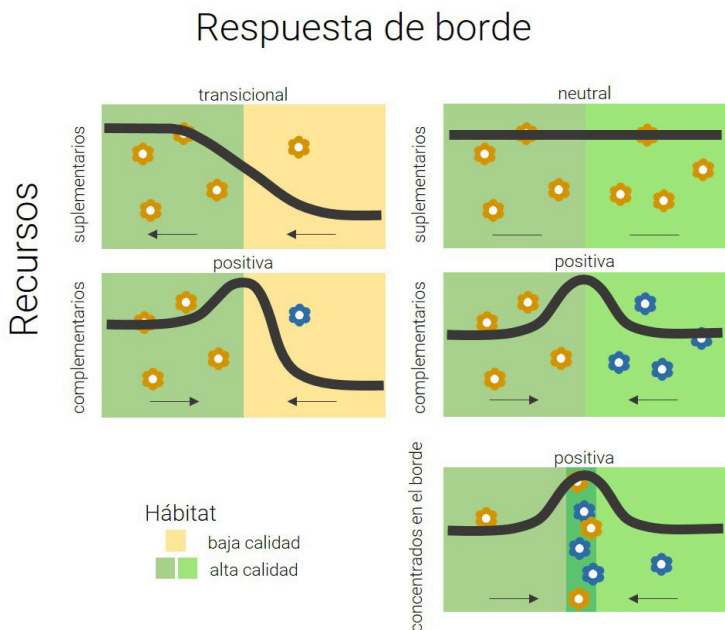
conectan parches naturales aislados, pueden comportarse como corredores. Asimismo, los corredores siempre tienen bordes, y su ancho depende de la extensión de las características ecotonales hacia su interior. Es importante mencionar que la definición de corredor está siempre ligada a los grupos de especies objetivo que pueden, por ejemplo, ser de interés de conservación. En otras palabras, una determinada franja de hábitat cumple las funciones de corredor biológico para una especie de acuerdo tanto a la composición y estructura vegetal de la franja, como a su escala en relación al rango territorial de la especie. Por ejemplo, una franja representa un corredor para un pequeño roedor, pero no para un mamífero de mayor tamaño como un zorro. Por ello, es necesario delinear *a priori* qué tipos de especies se buscan favorecer al instaurar los corredores.

La mayor riqueza de especies que presentan los hábitats de borde con respecto al entorno, junto al resto de sus propiedades diferenciales, se conoce como *efecto borde*. Este, en el que intervienen diversos mecanismos ecológicos (Ries y otros, 2004), convierte a los bordes en elementos de gran importancia en el diseño de paisajes. Los bordes facilitan el flujo de material y energía entre parches modificando las condiciones abióticas (luz, temperatura, humedad, etcétera). Además, brindan mayor acceso a recursos espacialmente separados (por ejemplo, muchas especies se refugian en hábitats de bosque y se alimentan en hábitats más abiertos). Dado que la distribución de las especies está acoplada a los recursos que utilizan, y los bordes facilitan el acceso a estos, el efecto borde también afecta la distribución de organismos. Esto, a su vez, tiene consecuencias sobre las interacciones entre distintas especies y sobre las comunidades en su conjunto. Las respuestas de las especies a este efecto dependen de las propias características del borde, de los parches que limita y del tipo de recursos que ofrecen los hábitats presentes en el paisaje (figura 3. 1) (Ries y otros, 2010). Por ende, el manejo de los bordes debe ajustarse a los tipos de especies que se busca fomentar.

Diversos estudios han demostrado los beneficios de disponer de fajas vegetadas linderas a los lotes de cultivo, constituyendo bordes vegetados. Desde el punto de vista de la biodiversidad, la presencia de plantas con flores en los bordes promueve la conservación de grupos de insectos polinizadores (Zamorano y otros, 2020) y de controladores biológicos de plagas (Albrecht y otros, 2020). Los bordes de los campos cultivados en forma de pasturas, setos o cortinas forestales, pueden además actuar como centros de dispersión de especies (Thies y Tscharrntke, 1999; Bengtsson y otros, 2003). En otras partes del mundo se ha evaluado la efectividad de utilizar hábitats de borde para mejorar los servicios de polinización, control de plagas y retención de agua en el suelo, con resultados que muestran los beneficios no solo biológicos e hidrológicos, sino también productivos

(Schulte y otros, 2017; Tschumi y otros, 2016; Zamorano y otros, 2020). En la Argentina se han observado respuestas similares en la región pampeana para polinizadores (Sáez y otros, 2014) y enemigos naturales de insectos que afectan a la agricultura (Molina y otros, 2019).

Figura 3. 1. Respuestas de borde en función del tipo de hábitats linderos al borde y la distribución de los recursos



Nota: Las flores de distintos colores ejemplifican recursos alimenticios para un polinizador. En los escenarios con parches suplementarios los recursos son los mismos (flores amarillas); en los escenarios con parches complementarios, cada parche ofrece un recurso floral diferente (amarillo y azul) favoreciendo el uso del borde.

En lo que refiere a la proporción de distintos elementos del paisaje, aspiramos a cubrir al menos un 10% del área de tierras agrícolas con bordes. Si sumamos este porcentaje al 20% del área de hábitat natural discutido en el capítulo anterior, las directrices presentadas aquí para paisajes multifuncionales se enmarcan en el objetivo de restauración del 30% del área para 2030 propuesto por el Marco Global de Biodiversidad Kunming-Montreal. No obstante, como vemos en el próximo apartado, además del área total de hábitat de borde, su configuración (densidad de borde) y su relación con otros elementos del paisaje (composición en el paisaje) son cuestiones fundamentales en el rediseño de los paisajes agrícolas.

3. 2. Densidad de bordes y tamaño de corredores

En esta sección profundizamos en las dimensiones de los elementos lineales del paisaje. Nos enfocamos particularmente en la densidad de borde y en el tamaño de corredores. Es importante recordar que el carácter de corredor biológico de un elemento lineal del paisaje depende de las especies que se consideren. Es decir que, por ejemplo, un elemento que funciona como borde para un ave puede comportarse como corredor para algún insecto. En este último caso, el corredor tiene a su vez bordes propios que constituyen el límite con la matriz circundante. Esta diferencia y dependencia de la especie debe tenerse en cuenta cuando en lo sucesivo hablemos de densidad de bordes y tamaño de corredores.

Tanto la composición del paisaje, como su configuración espacial, son determinantes en las dinámicas ecosistémicas, y por ende sobre las contribuciones de la naturaleza a las personas. Entre las métricas de composición y configuración que deben considerarse al rediseñar un paisaje agrícola se encuentran el número y el tamaño de parches, y el tamaño de los corredores y la densidad de los bordes (figura 3. 2) (Martin y otros, 2019). Por ejemplo, una de las formas de fomentar determinadas funciones ecosistémicas a través de la composición del paisaje es aumentar la proporción de hábitat natural, lo que equivale a reducir la superficie de tierras cultivadas. Para ello, se puede aumentar el tamaño de los parches o su cantidad (o una combinación de ambas, ver capítulo 2), aumentar la superficie que se destina a corredores, o adoptar ambas estrategias. Por otro lado, manteniendo constante la superficie cultivada, se puede influir sobre estas funciones modificando la configuración del paisaje, y una manera de hacerlo es aumentando la densidad de hábitats de borde (longitud por unidad de superficie). Esto último se logra reduciendo el tamaño de los parches e incorporando formas más complejas que aumentan la relación perímetro-área.

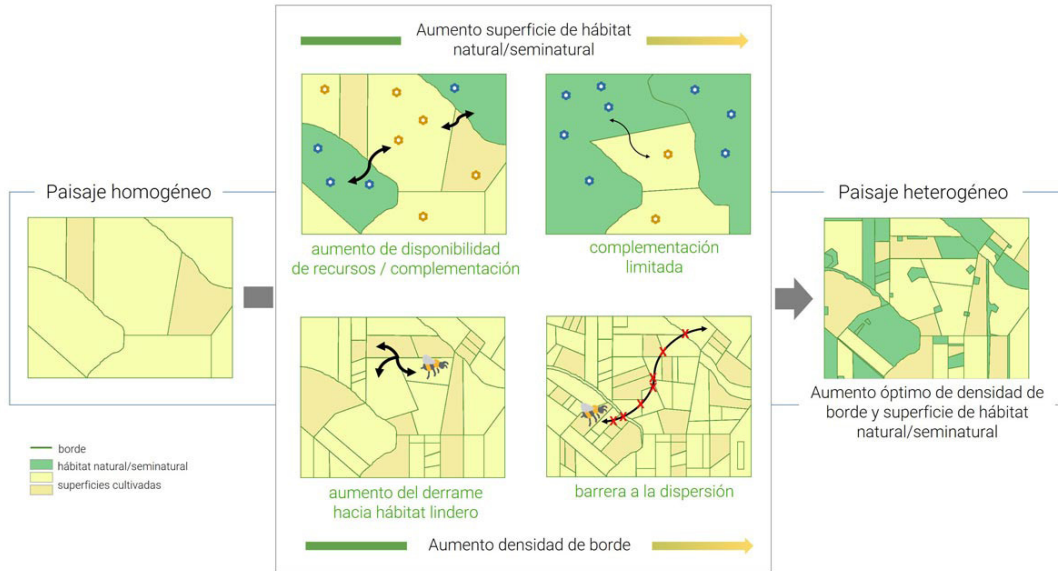
Sin embargo, las funciones ecológicas tienen un punto óptimo de equilibrio, de modo que el aumento indiscriminado de alguna de estas métricas podría tener efectos indeseados. Por ejemplo, los polinizadores pueden utilizar los cultivos en flor para alimentarse y los hábitats naturales como sitios de nidificación, beneficiándose con la presencia de ambos tipos de hábitat. En estos casos, tener una alta proporción de hábitat natural podría resultar en una baja complementariedad de recursos para estos organismos y, por ende, reducir su abundancia y las contribuciones que proveen. Del mismo modo, una gran densidad de bordes podría significar una barrera para la dispersión de algunas especies (figura 3. 2). No obstante, los efectos no dependen solamente de aumentar en exceso la proporción de hábitat natural o la densidad

de bordes, ya que estos parámetros interactúan entre sí, además de con otras variables del sistema. Por ejemplo, las limitaciones en la complementación de recursos por aumento de la proporción de hábitat natural podrían superarse aumentando la densidad de borde, y así facilitar el derrame de especies hacia hábitats linderos. Por lo tanto, en el diseño se debe trabajar con las métricas de composición y configuración de modo conjunto y equilibrado.

La presencia de bordes vegetados no solo brinda beneficios desde el punto de vista ambiental y de biodiversidad, sino también productivo. Una mayor densidad de bordes naturales aumenta la abundancia de insectos y mejora la polinización y el control de plagas, al tiempo que permite altos rendimientos (Martin y otros, 2019). Por ejemplo, Goldenberg y otros (2023) demostraron en los campos de girasol en la región pampeana que la densidad de bordes, así como el tamaño de los lotes, es un predictor importante del rendimiento. En particular, la duplicación de la densidad de bordes de 40 m/ha a 80 m/ha predijo un aumento de rendimiento promedio de 11,3 % (269 kg/ha). Los autores sugieren que este efecto estaría relacionado con el proceso de polinización, pues a mayor densidad de bordes, y en lotes más pequeños, se reduce la distancia de vuelo de los polinizadores silvestres a las flores del cultivo y, por lo tanto, aumenta la probabilidad de una polinización eficiente. Las densidades de borde óptimas dependen de diversos factores, incluyendo el tipo de cultivos y tamaños de lotes, los tipos de parches naturales y su conectividad en el paisaje, y hasta de las prácticas de manejo que se apliquen. En la literatura se encuentran valores óptimos de densidad de borde desde 100 m hasta 400 m por hectárea (Goldenberg y otros, 2023; Martin y otros, 2019).

Al diseñar la red de corredores para alcanzar la densidad de bordes deseada, es necesario establecer el tamaño de cada corredor, es decir, qué tan ancho y largo debe ser. Si bien no existen aún recomendaciones claras en este sentido, la experiencia con monocultivos a gran escala indica que, en el contexto agrícola, los corredores deberían tener un mínimo de 50 m de ancho. Este mínimo surge de considerar no solo la influencia de factores ecológicos sino también de los operativos dentro de los campos de cultivo, como son la circulación de maquinaria y la deriva de agroquímicos. Por un lado, es importante que la maquinaria no circule sobre los bordes. Por otro lado, es fundamental tratar de reducir los efectos de la deriva de agroquímicos hacia los bordes, especialmente de herbicidas e insecticidas. Esta depende de las técnicas de aplicación, por ejemplo, la aplicación terrestre presenta en general una menor deriva que la aplicación aérea, así como de las características de los compuestos que se utilicen (formulaciones y coadyuvantes).

Figura 3. 2. Rediseño de la composición y configuración del paisaje agrícola aumentando la superficie de hábitat natural, aumentando la densidad de bordes, o de ambos



Nota: Cuando se aumenta a valores altos la superficie de hábitat natural o la densidad de borde, pueden evidenciarse disminuciones en la abundancia de especies y servicios ecosistémicos en relación a la reducción de la complementación de recursos o el aumento de las barreras a la dispersión. Los efectos, sin embargo, dependen de otros factores intervinientes.

Es importante mencionar que el ancho de los corredores no tiene que ser necesariamente uniforme en todo su largo. De hecho, el ancho en distintos puntos de los bordes debe determinarse ponderando múltiples factores, que incluyen características topográficas, de suelo, de dinámica del agua, rendimiento productivo en series históricas, y la presencia y cercanía de otros elementos naturales del paisaje que resulta conveniente conectar.

3.3. Conectividad

El concepto general de *conectividad* alude a la capacidad de establecer conexiones. La conectividad, considerada desde el punto de vista ecológico para las especies, refiere al «movimiento de poblaciones, individuos, genes, gametas y propágulos entre poblaciones, comunidades y ecosistemas, así como de material no vivo entre un lugar y otro» (Hilty y otros, 2020). La conectividad del paisaje, en particular, es el grado en que el paisaje facilita esta movilidad (Taylor y otros, 1993). Por lo tanto, la conectividad contempla dos componentes, uno estructural y otro funcional (Tischendorf y Fahrig, 2000). Para cuantificarla existen diversos índices que capturan diferentes aspectos de estos componentes; los desarrollamos en el capítulo 6 para evaluar cómo se modifica la conectividad con el rediseño.

La *conectividad estructural* hace referencia a las características físicas y la configuración de los elementos del paisaje que permiten el movimiento de los organismos y determinan la permeabilidad de los hábitats. La determinación de la conectividad estructural se basa en cuantificar la configuración del paisaje y sus índices son independientes de los atributos de los organismos o las especies de interés. Estos índices se derivan de productos satelitales que permiten identificar las áreas que pueden ser utilizadas para el movimiento de múltiples especies. La *conectividad funcional*, en cambio, incorpora explícitamente la respuesta a las características ecológicas del paisaje, incluyendo el movimiento de organismos y procesos ecológicos como la dispersión de semillas, los procesos migratorios y el intercambio genético.

La determinación de la conectividad funcional, a diferencia de la estructural, requiere de estudios de campo exhaustivos en los cuales se monitorea el movimiento de los distintos organismos. Dado que el seguimiento de individuos de múltiples especies resulta muy complejo, muchas veces se utilizan métodos parciales o de aproximación, como el monitoreo de especies indicadoras o el seguimiento genético de ciertas poblaciones. Existen numerosos métodos para modelar la conectividad

en un paisaje dado (Keeley y otros, 2021), cada uno con distintos requerimientos en cuanto a tipos de datos, esfuerzo de campo y productos geoespaciales. La descripción de las técnicas de modelado de conectividad funcional excede el alcance de esta guía, pero resulta importante señalar que las inferencias a las que se arriba con cada modelo dependen del método y los datos de base utilizados. Las extrapolaciones de los modelos deben incluir la incertidumbre relacionada a cambios espaciotemporales de algunas variables de entrada, así como el hecho de que las relaciones entre variables ecológicas y de paisaje pueden seguir patrones no lineales (Rudnick y otros, 2012). Aunque determinar la conectividad funcional es crucial para un planeamiento óptimo del rediseño del paisaje agrícola, ante la falta de datos ecológicos suficientes, a menudo se recurre a estimar la conectividad funcional a partir de la estructural.

En el contexto del rediseño de paisajes agrícolas, es deseable aumentar las conexiones entre bordes, y entre estos y los parches. En otras palabras, es conveniente proponer diseños en los que los bordes puedan cumplir funciones de corredor, de modo de aumentar la conectividad del paisaje. Al aumentar la conectividad se facilita el restablecimiento de especies nativas que han sido reducidas o eliminadas, posibilitando su recolonización a partir de parches de vegetación nativa que permanecen en el paisaje (Grass y otros, 2019). Además, los diseños con mejoras en la conectividad pueden mitigar los riesgos asociados con eventos aleatorios en tiempo y espacio. Por ejemplo, ante una inundación, un incendio o una deriva de herbicidas imprevista, un parche que está conectado a otro de similares características puede recuperarse más rápidamente.

Existen numerosos métodos para identificar los sitios donde establecer corredores en función de la dinámica de distintas especies en el paisaje, y diferentes modelos para diseñarlos de manera de maximizar la conectividad (Cushman y otros, 2013). Sin embargo, muchas veces, ya sea por razones operativas o de la historia del paisaje, no es posible implementar la red de corredores óptima en el terreno. En estos casos, la presencia de bordes sigue siendo fundamental y, dado que el rediseño es un proceso iterativo, requiere contemplar opciones futuras de incorporación de estos elementos en el paisaje en etapas posteriores.

3.4. Especies

En las primeras etapas de restauración, los bordes y corredores se siembran comúnmente con una mezcla de semillas herbáceas (gramíneas y forbias) de múltiples especies. Idealmente, la combinación de especies debería balancear varios factores. Uno de ellos es la persistencia en el

ambiente, tanto año tras año (incluyendo anuales y perennes), como a lo largo de una temporada de floración. Esto garantiza la disponibilidad de recursos como el polen y el néctar para otras especies. Además, deben estimarse los requerimientos de agua y nutrientes, junto con el aporte nutricional que puedan ofrecer al suelo (por ejemplo, incluir leguminosas que aportan nitrógeno). La capacidad de retención de sedimentos para la disminución de la erosión y la tolerancia al tránsito (según se planifiquen otras actividades sobre los bordes, como puede ser eventualmente el pastoreo) son también factores cruciales. Al considerarlos, se seleccionan mezclas de especies vegetales con diferentes características. Por ejemplo, el tamaño y color de las flores y su contenido de néctar tienen influencia sobre los polinizadores que atraen, mientras que características como la longitud, profundidad y densidad de raíces impactan en la dinámica de nutrientes y en la estabilidad y erosión del suelo (Cresswell y otros, 2019).

Plantar especies leñosas, como árboles y arbustos frutales u ornamentales, es una práctica interesante para aumentar la complejidad estructural y la diversidad de especies. Cuando se restauran ambientes el objetivo primordial es el restablecimiento de los hábitats naturales. En este sentido, si los ambientes albergaban, por ejemplo, pastizales, es óptimo recuperar esa fisonomía natural. La implantación de especies arbóreas o arbustivas puede, no obstante, proveer diversidad de funciones ecosistémicas resultando en una práctica positiva. En el caso de plantar árboles en los bordes, en particular, deben ubicarse en la línea central del borde para reducir los efectos potenciales de la competencia de luz, nutrientes o agua con los cultivos. Se espera que los árboles y arbustos permitan el establecimiento de una comunidad de aves más diversa y, a su vez, la llegada de una variedad de semillas.

Si están disponibles, se recomienda la selección de especies nativas, tanto para las plantas herbáceas como para las leñosas. A su vez, se deben evitar todas las especies invasoras. Otra opción que mejora la contribución de la naturaleza a las personas es la incorporación de especies exóticas. Por ejemplo, muchos árboles y arbustos frutales fuera de su hábitat nativo cumplen funciones ecológicas similares a los nativos, además, brindan contribuciones culturales y estéticas, e incluso proveen productos alternativos a la producción central del establecimiento.

3.5. Consideraciones finales

Una vez implementados, los bordes y corredores se dejan a la sucesión natural o se manejan activamente. Este manejo activo se aplica de forma

continua o intermitente, según las necesidades particulares. Para determinar el tipo de manejo necesario, el monitoreo y la evaluación son fundamentales, un tema que abordamos en el capítulo 6. Entre los tipos de manejo de bordes que se pueden considerar están el arado parcial y resiembra (por ejemplo, en franjas de un porcentaje del ancho del borde), la quema controlada, la siega a intervalos de tiempo regulares, el pastoreo controlado (que podría incluso contribuir con el control de ciertas malezas y aportar nutrientes), la ampliación puntual y resiembra (por ejemplo, en zonas linderas a parches boscosos que puedan ser parcialmente cosechados), y eventualmente el uso de herbicidas específicos de banda verde (aunque recomendamos evitar su uso). Cuando el rediseño incluye la plantación de árboles y arbustos en los bordes, es importante planificarla provisión de riego, inicial, periódico o constante, para favorecer su establecimiento efectivo. Los distintos tipos de manejo pueden ser aplicados por separado o en combinaciones, y el momento del año para llevar a cabo cada uno debe priorizar la reducción de la destrucción de recursos alimenticios y la nidificación de las distintas especies que habitan en los bordes.

En definitiva, y en consideración de los diversos aspectos relacionados a bordes y corredores, el diseño de los campos agrícolas se guía por los siguientes criterios en la práctica: conectar en lo posible la totalidad de los parches, aplicar un ancho mínimo de 50 m para los corredores y, además, cubrir un 10 % de la superficie del establecimiento. Además, es conveniente que los corredores sigan las curvas de nivel y atraviesen la matriz sobre los sectores menos productivos. Esto es fundamental para reducir posibles pérdidas económicas, especialmente durante las primeras etapas de transición, antes de que los nuevos ambientes provean beneficios ecológicos compensatorios.

Tamaño y forma de lotes productivos

4.1. Del manejo de lotes al manejo por ambientes productivos

El proceso de diseño del paisaje agrícola parte de la distinción de zonas por uso y ambiente (etapa de zonificación, descrita en la «Introducción»). De acuerdo a esta zonificación, podemos dividir el diseño en tres componentes, «biodiversidad», «producción» y «otros». Para alcanzar la propuesta de diseño se trabaja con estos tres componentes de manera integrada, sobre la base de los tipos de elementos del paisaje (matriz, parches y corredores). Los elementos del paisaje, de manera individual, constituyen las unidades de diseño que en conjunto conforman la propuesta (tabla 4. 1). En los dos capítulos precedentes nos ocupamos del componente «biodiversidad», en el cual las unidades de diseño son parches y corredores. El componente «otros» está conformado por coberturas que no se modifican con el diseño (construcciones, instalaciones, lagunas, etcétera). En este capítulo nos ocupamos del componente «producción» y nos explayamos sobre el tamaño y configuración de los nuevos lotes productivos dentro de la matriz de cultivos.

La agricultura convencional, especialmente en las últimas décadas, se ha enfocado en escalar espacialmente la producción mediante lotes de gran tamaño y geometrías regulares. Con esto, se busca aumentar la eficiencia logística y reducir costos. En estrecha relación con lo anterior, se ha propiciado la homogeneización productiva intentando eliminar la heterogeneidad dentro de los lotes a partir del manejo activo. Paradójicamente, la división de los lotes raramente sigue criterios ambientales, lo que resulta en la convivencia dentro de cada lote de diferentes ambientes. De esta manera, el paradigma del lote como unidad de manejo, cuya división espacial no resulta de un criterio claro, en principio, no parece ser el enfoque más razonable para el objetivo buscado. En cambio, en la implementación de paisajes multifuncionales, si bien la configuración específica que se debe adoptar se desconoce, se anticipa que los diseños deben integrar elementos del paisaje con formas que conduzcan a una mayor relación perímetro-área en los lotes. De este modo, aumenta la densidad de los bordes (por ejemplo, utilizando cultivo en franjas en lugar de lotes cuadrados), lo que puede mejorar las contribuciones de la naturaleza a las personas (Garibaldi, Goldenberg y otros, 2023).

Tabla 4. 1. Estructura de la propuesta de diseño

Componente	Elemento	Unidad	Descripción
Producción	Matriz	Zona 1*	Zonas de la matriz altamente productivas.
		Zona 2	Zonas de la matriz con una productividad intermedia.
		Zona 3	Zonas con la productividad más baja de la matriz.
Biodiversidad	Parche	Parche herbáceo / leñoso	Áreas de vegetación natural de tipo herbáceo o leñoso. Pueden provenir de remanentes de hábitat natural, pastizales o montes introducidos, o áreas productivamente marginales.
	Corredor	Corredor herbáceo / leñoso	Elementos lineales de ancho variable conformados por vegetación que no es cultivo, de tipo herbáceo o leñoso, que conectan los parches de biodiversidad.
Otros	Parche / corredor	Otros parches / corredores	Residencias, otras construcciones, instalaciones, áreas de suelo desnudo permanente, caminos, etcétera.

Nota: A partir del mapa de zonificación se definen los componentes de diseño, los cuales están conformados por elementos del paisaje. En función del elemento del paisaje de cada componente se definen las unidades de diseño.

*Para las unidades del componente de producción se utilizan tres zonas a modo de ejemplo, pero podría requerirse un número mayor.

Conforme la tecnología provee nuevas opciones en maquinarias y productos digitales, se incrementan las posibilidades de establecer lotes con formas más irregulares que sigan los parámetros ambientales (como la altimetría, el tipo de suelo, el drenaje, etcétera), reduciendo el costo asociado a usar formas no lineales. Otro aspecto de relevancia para el diseño es determinar cuán grandes deben ser los lotes. La literatura científica demuestra numerosos beneficios asociados con la reducción del tamaño de los lotes, incluido un mayor rendimiento de los cultivos (Magrach y otros, 2022) y un mejor control de malezas (Garibaldi, Goldenberg y otros, 2023). Sin embargo, todavía no existe una recomendación definitiva sobre la optimización del tamaño. Las configuraciones óptimas (forma y tamaño) son, en última instancia, aquellas que maximizan los beneficios ambientales y productivos, y deben ser determinadas para cada establecimiento y contexto productivo.

Como ya hemos discutido, aumentar la densidad de los bordes tiene un impacto positivo sobre las comunidades de artrópodos que brindan servicios esenciales de polinización y control biológico de plagas

(capítulo 3) (Martin y otros, 2019). De hecho, hemos mencionado que la literatura reporta óptimos de densidad de borde entre 100 y 400 metros por hectárea. Los lotes muy grandes rectangulares no cumplen con estos valores y presentan, asociado a esto, niveles menores de algunas contribuciones de la naturaleza, como la polinización. Un enfoque potencial para contrarrestar los efectos adversos de esta configuración es el diseño de lotes en franjas. Esta estrategia aumenta la densidad de los bordes sin comprometer el área cultivada efectiva (Ditzler y otros, 2021). Además, las franjas pueden respetar la heterogeneidad ambiental (por ejemplo, la topografía, las diferentes condiciones del suelo o la disponibilidad de agua para los cultivos), así como las restricciones logísticas del uso de maquinaria (por ejemplo, el sentido de siembra y los espacios necesarios para giros en cabecera).

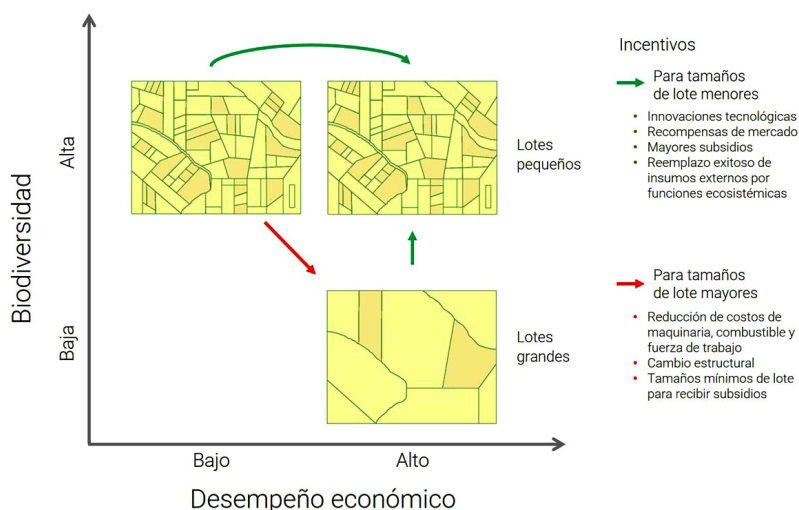
No obstante, si bien un diseño convencional pasa por alto al paisaje, se puede plantear una primera instancia para agilizar la gestión de la transición. En esta se mantienen las formas rectangulares y se busca el efecto positivo a partir de la reducción del tamaño. Al disminuir el tamaño de los lotes, aumenta la densidad de los bordes y, si es acompañado por una mayor diversidad de cultivos, también se incrementa la complejidad y diversidad del paisaje. La heterogeneidad de cultivos puede plantearse entre lotes, pero también dentro de cada uno. El cambio en la forma, tamaño y diversidad de los lotes promete beneficios asociados tanto para el rendimiento de los cultivos como para las contribuciones de la naturaleza a las personas (Magrath y otros, 2022).

Cuando se plantea reducir el tamaño de los lotes de cultivo, se debe tener en cuenta que existen compromisos entre los beneficios ecológicos y los productivos. Estos *trade-offs* pueden ser balanceados hacia un lado u otro dependiendo de los distintos tipos de incentivos (figura 4. 1) (Clough y otros, 2020). Por ejemplo, la adopción de lotes de menor tamaño se facilita por medio de las innovaciones tecnológicas que permiten que la logística de producción reduzca sus costos. Esto incluye contar con una maquinaria que compense el mayor costo fijo (combustible y tiempos de operación) del trabajo con lotes más pequeños. Por otro lado, paulatinamente, en el mercado local e internacional se comienza a reconocer y premiar la importancia de sistemas de producción más sustentables y amigables con el ambiente. En este sentido, impulsar la biodiversidad a través del uso de lotes más pequeños puede ser recompensado con un aumento de la renta. Del mismo modo, aunque en la región latinoamericana aún tiene escasa aplicación, los subsidios de agencias gubernamentales para modos de producción sustentables pueden constituir un incentivo.

Por último, se espera que al favorecer la biodiversidad a partir de la reducción del tamaño de los lotes se incrementen las contribuciones de

la naturaleza permitiendo reemplazar en gran medida el uso de insumos externos. Esto, además de resultar beneficioso para el ambiente, reduce los costos de producción y estimula la implementación de lotes de menor superficie. Es importante mencionar que los incentivos suceden en distintos plazos. Por ejemplo, mientras que las compensaciones por mejora tecnológica o de condiciones de mercado pueden percibirse en el corto y mediano plazo, aquellas derivadas de la biodiversidad, en general, solo son evidentes a mediano y largo plazo. Cuando se desarrolla una propuesta de rediseño y se realizan los análisis de costo-beneficio (capítulo 5), hay que considerar y discutir estos factores.

Figura 4. 1. Incentivos que pueden contribuir a la adopción de tamaños de lote más pequeños o más grandes



Fuente: Adaptado de Clough y otros, 2020.

Finalmente, el diseño de los nuevos lotes productivos se realiza a partir de la macroambientación de la matriz que surge de zonificar por productividad (utilizando como insumo espacial el resultado de la etapa de zonificación, capítulo 1). Los *macroambientes* se definen como zonas de manejo (tabla 4. 1, figura 4. 2) en las que se diseñan los nuevos lotes productivos. Es decir, cada lote debe estar contenido dentro de una única zona de manejo con forma y tamaño basados en los criterios discutidos anteriormente. De esta manera, se establece una nueva configuración de lotes fundamentada en criterios productivos y ambientales.

Figura 4. 2. Propuesta de rediseño del paisaje y macroambientación de la matriz por productividad

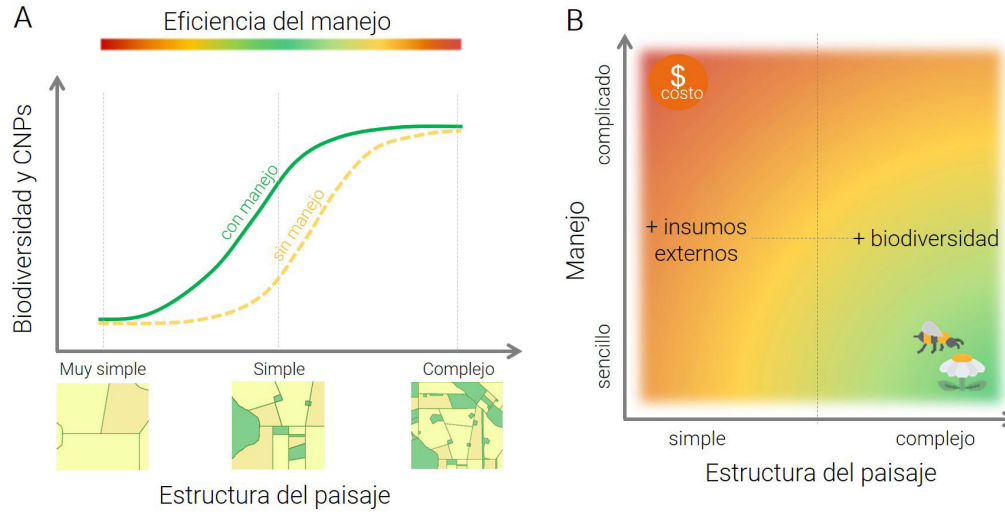


Nota: Los macroambientes se consideran zonas de manejo (tabla 5.1) dentro de las cuales se diseñan los nuevos lotes productivos. El espacio es el campo agrícola Monte Hermoso en la provincia de Córdoba, Argentina

4. 2. La eficiencia del manejo a escala de lote cambia según el paisaje

Como ya hemos esbozado en capítulos anteriores, los efectos de la implementación de distintas estrategias de diversificación están influenciados por la estructura del paisaje. Se parte de la base de que los paisajes más complejos que presentan mayor biodiversidad y ofrecen a las personas más contribuciones de la naturaleza. No obstante, en el rediseño de los paisajes agrícolas se debe considerar la dificultad de observar los beneficios de la diversificación. En este contexto, la hipótesis de la complejidad intermedia del paisaje plantea que, para maximizar los efectos positivos, los paisajes agrícolas no deben ser extremadamente complejos ni extremadamente simples (figura 4. 3) (Tschardt y otros, 2012). Esto se fundamenta en dos razones. Por un lado, en paisajes muy complejos (con más de 20% de hábitat natural), la biodiversidad y las contribuciones de la naturaleza son altas y, por ende, los efectos de aplicar distintas estrategias de manejo serán menos evidentes. Por otra parte, en paisajes homogéneos en demasía (con menos de 1% de hábitat natural), la efectividad de la diversificación está limitada por la baja disponibilidad de poblaciones de organismos que faciliten sus movimientos y recolonización. En el análisis del costo-beneficio de la implementación de paisajes multifuncionales es crucial tener presente este comportamiento. Esto conlleva adecuar las estrategias de manejo en el marco de un plan integral, evaluar las múltiples dimensiones y escoger indicadores apropiados para mensurar la magnitud y dirección de los cambios. Ahondamos en el tema de los indicadores de impacto en el capítulo 6.

Figura 4. 3. Hipótesis de la complejidad intermedia del paisaje



Nota: A. En paisajes más complejos la biodiversidad y las contribuciones de la naturaleza a las personas (CNPs) son mayores que en paisajes más simples. Los efectos de aplicar estrategias de manejo tendientes a mejorar las CNPs son más evidentes en paisajes de complejidad intermedia que en aquellos muy homogéneos o muy complejos. B. Manejo y estructura del paisaje: se buscan paisajes más complejos con un manejo sencillo, que reduzcan el uso de insumos externos y costos asociados, y maximicen la biodiversidad que puede proveer distintas contribuciones. La escala de color ilustra el rango de escenarios posibles, yendo desde los menos deseados (en rojo, asociados a una estructura simple y un manejo complicado) hasta los más deseados (hacia el verde, que combinan una estructura compleja con un manejo sencillo).

Análisis de costo-beneficio en paisajes multifuncionales

5.1. Consideraciones generales

Una etapa crucial para el éxito en la implementación de paisajes agrícolas multifuncionales es el análisis costo-beneficio. Esta herramienta es primordial para apoyar la toma de decisiones. En proyectos que involucran el uso de recursos naturales, como en los paisajes agrícolas, es recomendable ampliar el enfoque económico tradicional. Esto implica tomar decisiones basadas en una evaluación integral que considere tanto aspectos económicos (de mercado) como no económicos (biofísicos, ambientales y sociales). Si bien algunos costos y beneficios pueden expresarse en términos monetarios (por ejemplo, el impacto de la polinización en la productividad agrícola puede traducirse en unidades monetarias), otros, como los relacionados con aspectos socioculturales y los costos ambientales ocultos, son más difíciles de cuantificar. Entre los costos ocultos, que se intentan reducir con la implementación de paisajes multifuncionales, se cuentan el deterioro del suelo y la consecuente pérdida de nutrientes, la contaminación de suelos y agua por agroquímicos, y la pérdida de biodiversidad y sus contribuciones (Flores y Sarandón, 2002; Zazo y otros, 2011; Sarandón, 2020).

En el proceso de transición hacia paisajes agrícolas multifuncionales es fundamental la consideración de la temporalidad. Por un lado, los diferentes pasos de la transición pueden implementarse simultáneamente o, más comúnmente, de manera progresiva en etapas. Por otro lado, las estrategias aplicadas durante la transición tienen efectos que se manifiestan en tiempos diferentes. Por lo tanto, los análisis de costo-beneficio deben necesariamente contemplar diversas escalas temporales para realizar estimaciones realistas del cambio. Es importante tener en cuenta que los beneficios derivados de procesos ecológicos, que aumentan las contribuciones de la naturaleza, suelen manifestarse a mediano y largo plazo. En consecuencia, es probable que los costos de implementación –como la posible reducción inmediata de rentabilidad debido a la disminución de la superficie productiva o los costos de insumos y procesos (por ejemplo, servicios de demarcación de corredores, compra

de mezclas de siembra de herbáceas, etcétera)– también se recuperen en esos plazos.

La temporalidad también implica la necesidad de prestar especial atención a los planes de manejo de contingencias. El desarrollo de los análisis de costo-beneficio es central teniendo en cuenta la posibilidad del surgimiento de eventualidades. Eventos climáticos inesperados, cambios en las condiciones del mercado y otros factores dinámicos del trabajo agrícola pueden tener efectos tanto positivos como negativos en los balances de costo-beneficio de la transición. Aunque resulta difícil predecir con exactitud las consecuencias de estos eventos debido a su naturaleza aleatoria, es posible minimizar riesgos y maximizar beneficios mediante un monitoreo y evaluación constantes, tema que se aborda en el capítulo 6.

5.2. Evaluación financiera

La toma de decisión de rediseñar el establecimiento agropecuario implica que se realiza una inversión. Como tal, en primer lugar, es necesario determinar si las erogaciones monetarias, que incluyen las asociadas al diseño, implementación y monitoreo, son posibles de costear. En ausencia de subsidios u otros incentivos gubernamentales, cualquier estrategia orientada a apoyar una transición hacia paisajes multifuncionales en la agricultura a gran escala debe garantizar ganancias al menos en el mediano plazo.

Entre los indicadores económico-financieros más usados para el análisis se encuentran el *valor actual neto* (VAN), la *relación costo-beneficio* (RCB), y la *tasa interna de retorno* (TIR). Estos indicadores se basan en el principio económico de que las personas preferimos las recompensas en el presente, por lo que estamos dispuestos a posponer un ingreso de dinero solo en caso de que en el futuro sea mayor. En otras palabras, una misma cantidad de dinero tiene mayor valor en el presente que en el futuro, y la cantidad por la cual estamos dispuestos a posponer el ingreso se denomina *tasa de descuento*. Por ejemplo, una tasa de descuento del 15% anual indica que estamos dispuestos a posponer \$1 en el presente si obtenemos \$1,15 dentro de un año,¹ lo cual resulta de $\$1 \times (1+0,15)$. Visto a la inversa, el peso que se recibirá dentro de un año tiene un valor en el presente de $\$0,87 (\$1 / (1+0,15))$. Precisamente, el VAN es el resultado que tendría el flujo de caja (movimiento de dinero) si los ingresos y los egresos ocurrieran en el momento actual. Para actualizar el valor de los

1 El cálculo de valor presente asume que no existe inflación.

ingresos y egresos que ocurrirán en el futuro se puede utilizar como tasa de descuento, por ejemplo, la tasa de interés bancaria. Como la inversión inicial ocurre en el tiempo cero, directamente se la puede restar del flujo, y el VAN puede expresarse como:

$$VAN = \sum_{t=1}^T \frac{f_t}{(1+r)^t} - I_0$$

Donde f_t es el flujo de dinero (positivo si es un ingreso y negativo si es un egreso) en el período t (pueden considerarse períodos de un año o un mes), T es la cantidad de períodos, r la tasa de descuento e I_0 la inversión inicial.

Para clarificar estos conceptos, presentaremos un ejemplo de una inversión en un arrendamiento agropecuario utilizando un horizonte temporal de cinco períodos anuales (tabla 5. 1). Los ingresos provienen de la producción de dos cultivos, mientras que los egresos incluyen el alquiler y las labores (siembra, aplicación de productos, cosecha), además de la inversión inicial en costos indirectos (administración, seguros, etcétera) y compra de insumos. El cálculo se basa en los siguientes supuestos: se utilizan montos en dólares sin inflación, se aplica una tasa de descuento de 5 %, similar a las tasas de interés en dólares de los fondos de largo plazo. Bajo estas condiciones, el cálculo del VAN de la inversión es el siguiente:

$$VAN = \sum_{t=1}^T \frac{(I_{producción} - E_{arrendamiento} - E_{labores})_t}{(1+0,05)^t} - I_0$$

Donde I y E representan ingresos y egresos, respectivamente. A partir de la asunción de los valores hipotéticos mostrados en la tabla 5. 1, podemos realizar el cálculo:

$$VAN = \frac{60000 - 45000 - 3500}{(1+0,05)^1} + \frac{90000 - 45000 - 6000}{(1+0,05)^2} + \frac{60000 - 45000 - 3500}{(1+0,05)^3} + \frac{90000 - 45000 - 6000}{(1+0,05)^4} + \frac{60000 - 45000 - 3500}{(1+0,05)^5} - 40000 \cong 57400 \text{ US\$}$$

Tabla 5. 1. Montos hipotéticos y momentos de los ingresos y egresos (flujo de caja) del ejemplo usado para explicar el cálculo del VAN de un proyecto de inversión

Concepto	Monto (en dólares)	Tiempo (año)
Ingreso por producción cultivo 1	60000	1, 3, 5
Ingreso por producción cultivo 2	90000	2, 4
Egreso por labores cultivo 1	3500	1, 3, 5
Egreso por labores cultivo 2	6000	2, 4
Egreso por arrendamiento	45000	1, 2, 3, 4, 5
Egreso por inversión inicial	40000	0

Los otros dos indicadores que mencionamos se derivan del primero, el VAN. La RCB es el cociente entre ingresos y egresos actualizados, y la TIR es la tasa de descuento para la cual el VAN se iguala a cero. En relación con el ejemplo, la RCB queda definida como:

$$RCB = \frac{VAN_{Ingresos}}{VAN_{Egresos}} = \frac{\sum_{t=1}^T \frac{(I_{producción})_t}{(1+0,05)^t}}{\sum_{t=1}^T \frac{(E_{arrendamiento} + E_{labores})_t}{(1+0,05)^t} + I_0}$$

En concreto:

$$VAN_{Ingresos} = \frac{60000}{(1+0,05)^1} + \frac{90000}{(1+0,05)^2} + \frac{60000}{(1+0,05)^3} + \frac{90000}{(1+0,05)^4} + \frac{60000}{(1+0,05)^5}$$

$$\cong 311660US\$$$

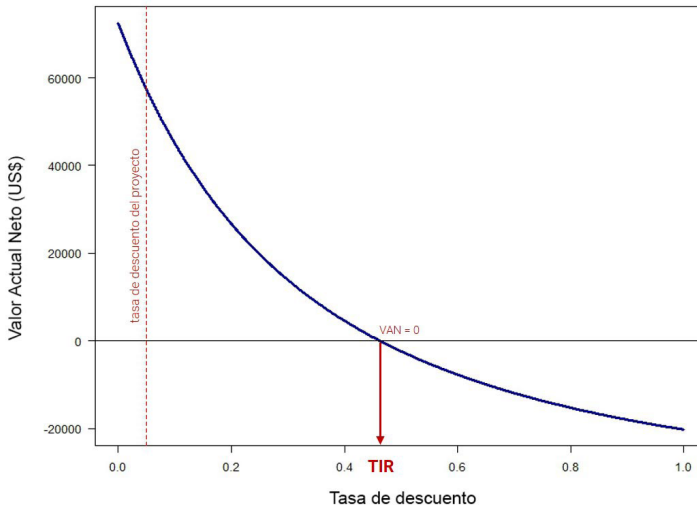
$$VAN_{Egresos} = \frac{48500}{(1+0,05)^1} + \frac{51000}{(1+0,05)^2} + \frac{45800}{(1+0,05)^3} + \frac{51000}{(1+0,05)^4} + \frac{48500}{(1+0,05)^5} + 40000$$

$$\cong 254300US\$$$

$$RCB \cong 1,2$$

La TIR –la tasa de descuento en la que el VAN es nulo– está en torno a 0,45 (45%) (figura 5. 1), un valor muy superior a la tasa de descuento del proyecto. La inversión se estima rentable si el VAN es positivo, la RCB es mayor a 1 o la TIR es mayor a la tasa de descuento.

Figura 5. 1. Variación del VAN en función de la tasa de descuento



Nota: La tasa de descuento a la cual el VAN se iguala a 0 (aproximadamente 0,45 en este caso) se denomina tasa interna de retorno (TIR). La TIR de una inversión es un indicador de su rentabilidad: si es mayor a la tasa de descuento del proyecto (línea punteada roja) la inversión se considera rentable.

La ecuación del VAN que hemos dado solo contempla el flujo monetario. Puede ser utilizada como herramienta para evaluar si la implementación del paisaje multifuncional es posible de costear y se encuentra dentro de un marco de generación de ganancias. Sin embargo, usualmente las decisiones de inversión se toman comparando entre diferentes alternativas y contra una línea base. En nuestro caso, el paisaje multifuncional es la alternativa a comparar respecto a la línea base del paisaje convencional: VAN_{PM} vs. VAN_{PC}

Donde VAN_{PM} y VAN_{PC} son los valores actuales netos del paisaje multifuncional y del paisaje convencional, respectivamente. En este contexto es de gran relevancia estimar el *stock* o capital, además del flujo. Desde la óptica de la economía, las empresas invierten en un capital para generar utilidades en el futuro (capital y renta de capital, respectivamente). Desde la ecología, el ecosistema es el capital natural, un *stock* de cuya existencia y estado dependen las funciones que hacen posible el flujo de bienes (y servicios) o contribuciones de la naturaleza (Costanza y Daly, 1992), entre ellos, la producción de cultivos. Al unificar ambas perspectivas, los ecosistemas pueden considerarse activos de capital con un valor

monetario (Daily y otros, 2000), ya que se obtienen bienes (y servicios). Con esto en cuenta, el valor actual neto de cada alternativa puede expresarse como:²

$$VAN = \sum_{t=0}^T \frac{f_t}{(1+r)^t} + \frac{S_T}{(1+r)^T}$$

Donde s_t es el valor actual neto del ecosistema al final del período de análisis. Ahora bien, con nuestras decisiones productivas podemos priorizar el flujo a expensas del *stock* (Aronson y otros, 2007). Este es el caso de una intensificación agrícola que no implementa prácticas de conservación del suelo como la reposición de nutrientes. En el corto plazo, el componente de flujo puede ser más positivo, ya que en un ecosistema saludable se obtienen buenos rendimientos (ingresos) a menor costo (egresos). Sin embargo, de mantenerse en el tiempo, este manejo resulta en una degradación del suelo por deterioro de sus propiedades físicas, acidificación y pérdida de nutrientes. La estabilidad y resiliencia del sistema se ven negativamente afectadas, y en particular en condiciones climáticas variables o extremas. En otras palabras, se reduce el valor del *stock*; más aún, su estado condiciona el flujo, ya que es necesario el aporte de más insumos externos (costos) para mantener el rendimiento del cultivo. Esto explica por qué es importante invertir en la conservación del suelo y sirve de ejemplo para comprender la conveniencia de la transición hacia paisajes multifuncionales. Si bien es complejo determinar el valor económico de un ecosistema, los paisajes multifuncionales tienen un valor de *stock* más alto y permiten la sostenibilidad del flujo en el tiempo (Aronson y otros, 2007).

5.3. Los paisajes multifuncionales pueden mejorar la dimensión financiera

Los paisajes multifuncionales pueden presentar beneficios ya sea como aumento de ingresos o disminución de egresos (figura 5. 2). La evidencia científica indica que pueden aumentar el rendimiento de los cultivos (y, por tanto, los ingresos) al mejorar los servicios de polinización para cultivos dependientes de polinizadores, que tienen una demanda cada vez mayor a nivel mundial (Garibaldi y otros, 2016); reducir la erosión y mejorar la actividad biológica del suelo y la disponibilidad de nutrientes; frenar la rápida evolución de plagas y malezas (Garibaldi, Goldenberg y otros, 2023; Gould y otros, 2018); o prevenir inundaciones y regular el

2 La inversión inicial está incluida dentro del flujo.

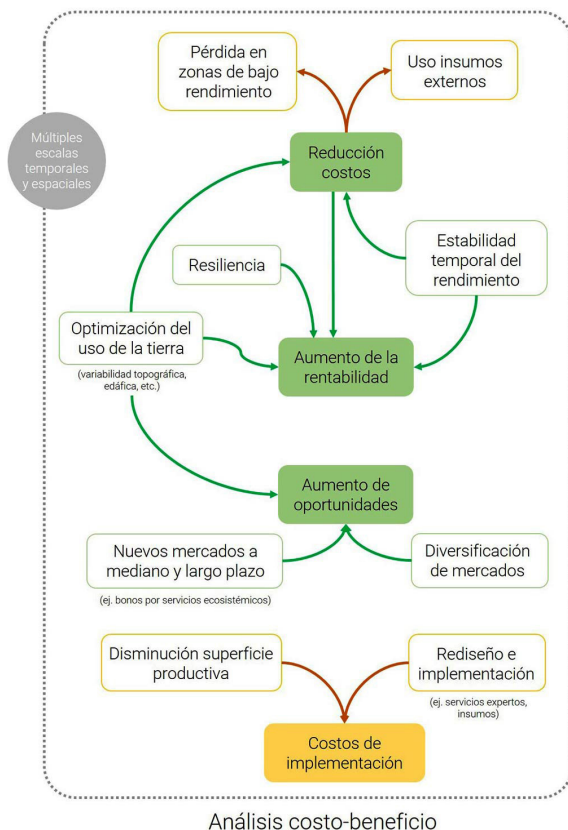
clima. En cuanto a la disminución de costos, las contribuciones de los paisajes diversificados pueden reducir la cantidad de insumos que las y los agricultores necesitan comprar, por ejemplo, herbicidas (Garibaldi, Goldenberg y otros, 2023).

La experiencia indica que la diversificación, incluyendo la reducción del tamaño de los lotes y el cultivo en franjas (ver capítulo 4), también responde a la necesidad de las y los agricultores de trabajar de manera eficiente adaptándose a la complejidad del paisaje (por ejemplo, variabilidad topográfica y edáfica), que se está redescubriendo gracias a las tecnologías y los datos de alta precisión. De hecho, los cultivos en franjas pueden lograr ganancias mayores y más estables que los monocultivos más extensos (Exner y otros, 1999). Además, durante las últimas décadas, la agricultura de precisión ha ayudado a la identificación de muchas áreas dentro de los campos agrícolas que presentan una rentabilidad negativa, lo que demuestra que las y los agricultores pueden ahorrar dinero dejando estas áreas fuera de producción. A partir de todos estos factores, y de modo general, es probable que los beneficios económicos y ambientales a largo plazo de una transición hacia paisajes multifuncionales superen los costos iniciales de la transformación del paisaje.

En cuanto a las oportunidades de ingresos, es importante considerar tendencias a largo plazo (figura 5. 2). Por ejemplo, el área agrícola que es asequible dejar fuera de la producción de cultivos puede aumentar con el tiempo a medida que los mercados incorporan mecanismos de pago por servicios ecosistémicos. De esta forma, siempre hay que tener presente que el diseño de paisajes multifuncionales es un proceso dinámico y ajustable.

La transición hacia paisajes multifuncionales debe ser analizada en términos de márgenes de ingresos, riesgos y productividad a corto y largo plazo. En este sentido, la relación entre el nivel de intensificación y la productividad –similar a la planteada para transiciones agroecológicas por Pablo Tittonell y otros, 2020– varía en distintos tipos de paisajes (figura 5. 3). Los paisajes homogéneos se asocian a la intensificación del uso de recursos e insumos externos. En este escenario, se puede asumir que el costo de producción aumenta de modo lineal con la intensificación, a medida que se requieren más insumos para aumentar la productividad. La maximización de los ingresos, sin embargo, no ocurre a niveles máximos de intensificación. De hecho, como muestra la figura 5. 3 en el panel A, estas altas intensidades generan márgenes brutos menores y mayores riesgos. No obstante, existe la posibilidad de mejorar el uso de recursos e insumos mediante la utilización de un nivel de intensidad sostenible. Dicho nivel, si bien no brinda la productividad teóricamente máxima, asegura un mejor margen económico y un menor riesgo.

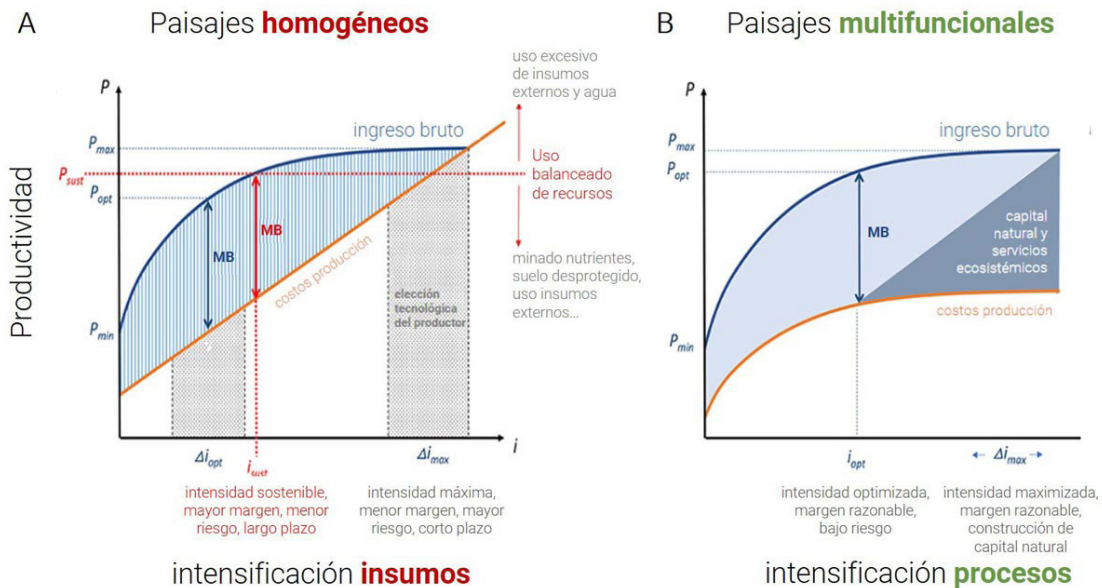
Figura 5. 2. Elementos a considerar en los análisis de costo-beneficio



Nota: Contribuciones positivas (mayor ganancia: flechas verdes; y menor pérdida: flechas coloradas que egresan), y negativas (mayor costo, flechas coloradas que ingresan) en el balance.

En los paisajes multifuncionales, en cambio, se prioriza la intensificación de procesos ecológicos que reemplazan el uso de insumos externos. Los costos de producción no presentan un comportamiento lineal y la productividad óptima es más cercana a la productividad máxima tal como se observa en la figura 5. 3, en el panel B. La intensidad de procesos óptima permite un margen de ingreso razonable. Además, cualquier aumento en esta intensidad resulta en el incremento del capital natural y en la mejora de la provisión de servicios ecosistémicos. En este sentido, si bien las intensidades por encima de la óptima no mejoran sustancialmente los márgenes de ingresos, constituyen inversiones en la productividad de largo plazo (Tittonell y otros, 2020).

Figura 5.3. Relación entre la productividad (P), en términos de ingreso bruto, y el nivel de intensificación (i)



Fuente: Adaptado de Tittonell y otros, 2020.

Nota: Relación en escenarios en que se priorizan la intensificación de insumos (típicamente paisajes homogéneos) y de procesos ecológicos (paisajes multifuncionales). MB: margen bruto. opt: óptimo.

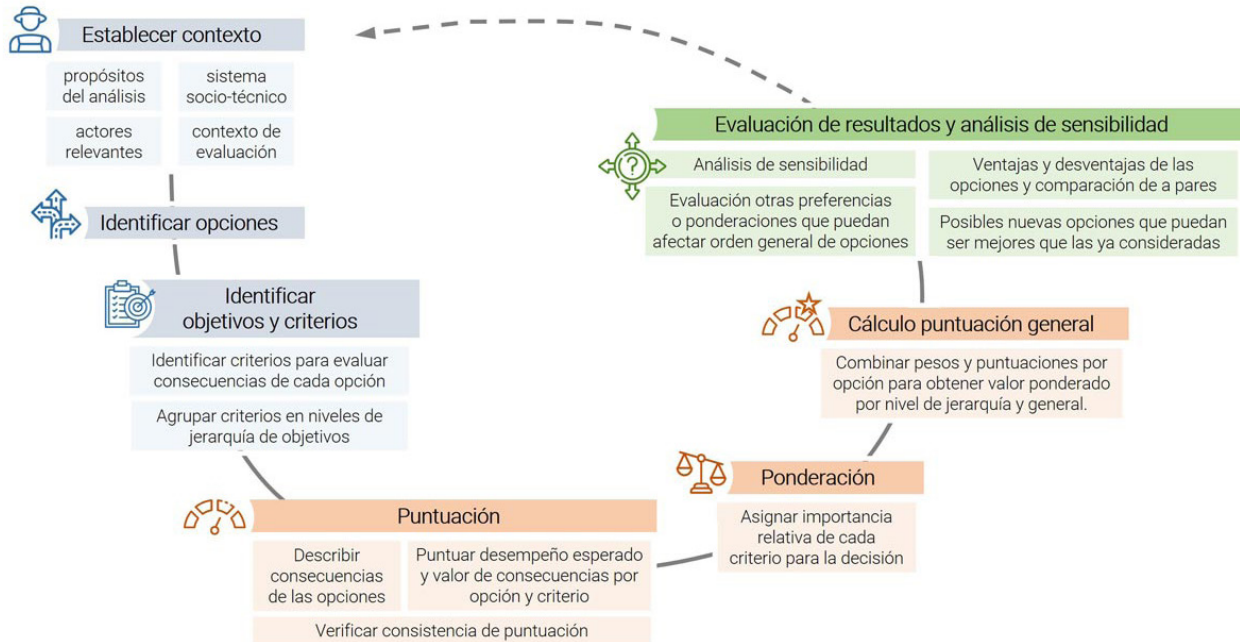
5. 4. Evaluación multicriterio

La dimensión monetaria, aunque importante, no es la única que influye en la toma de decisiones. De hecho, la transición hacia paisajes diversificados está impulsada por factores socioculturales, entre los cuales la rentabilidad o dimensión monetaria constituye un factor que varía a nivel cultural, espacial y temporal. Esto subraya la relevancia de un proceso iterativo que integre a las partes interesadas, el cual permite analizar las diferentes versiones de un plan maestro del paisaje, así como sus implicancias en términos de sinergias y compromisos en múltiples dimensiones (Lovell y Johnston, 2009). En esta etapa sirven las herramientas como los criterios múltiples y métodos participativos para evaluar los compromisos de las contribuciones de la naturaleza a las personas y abordar las tensiones que surgen de las necesidades de los actores involucrados (ver tabla 1 en la «Introducción») (Doran, 1981; Tiftonell y otros, 2020). En este contexto, resulta clave examinar los escenarios alternativos considerando objetivos que pueden ser múltiples y, en ocasiones, conflictivos, como la protección del hábitat frente a la maximización de la producción.

Las evaluaciones se facilitan a través de diversos enfoques que combinan perspectivas interdisciplinarias con métodos matemáticos y estadísticos. Entre estos, uno de los más generalizados es el *análisis multicriterio* (MCA, por su sigla en inglés). Los MCA engloban un conjunto de metodologías que permiten integrar en una misma evaluación aspectos económicos, sociales y ambientales, y proveen un modo formal de priorizar entre las diferentes alternativas. Aunque aquí no se profundiza en ninguna de sus vertientes, detallamos los criterios utilizados en el análisis de decisiones multicriterio (MCDA, por su sigla en inglés, un caso de MCA).

El MCDA se emplea para apoyar la toma de decisiones. Este método permite sintetizar información diversa que involucra tanto datos técnicos (usualmente, objetivos y numéricos) como la valoración (generalmente, subjetiva) que asignan las partes involucradas en distintos aspectos de interés. Estos aspectos se seleccionan según su relevancia en un proceso de toma de decisión y cada uno representa un criterio. En este método, cada criterio se define de modo explícito, se le asigna un peso relativo y se puntúa para cada alternativa, de modo que las ventajas y desventajas son evaluadas de manera sistemática (Esmail y Geneletti, 2018; Huang y otros, 2011). Dado que los criterios pueden ser tanto cuantitativos como cualitativos en su origen, este método resulta muy útil cuando se tienen presente factores que no son monetarios (Huang y otros, 2011). Si bien existen diferentes tipos de MCDA de acuerdo a cómo se asignan los puntajes a los criterios y se ponderan las compensaciones entre criterios (Huang y otros, 2011), todos siguen el mismo esquema de pasos (figura 5. 4).

Figura 5. 4. Etapas del análisis de decisión multicriterio



Para llevar a cabo un MCDA se parte de una matriz de desempeño, en la cual cada fila representa una alternativa y cada columna un criterio o dimensión. El cuerpo de la matriz se compone de los valores de desempeño de cada alternativa según cada criterio (Dodgson y otros, 2009). Por ejemplo, una evaluación podría incluir como alternativas (filas) dos paisajes, uno homogéneo y uno multifuncional rediseñado, en función de tres criterios (columnas): producción, servicio de polinización y disfrute estético. En este caso, la matriz resultante expresa el desempeño de cada paisaje en cuanto a producción, polinización y disfrute, y los valores asignados pueden ser en principio cuantitativos para los dos primeros criterios y cualitativos para el tercero. Si bien aquí mencionamos tres criterios, el número a incluir y su identidad debe ser determinado como parte del proceso de análisis.

A partir de las matrices, se realiza la puntuación, o *scoring*, que consiste en asignar un valor numérico a cada alternativa y criterio con base en una escala de preferencia (Dodgson y otros, 2009). Estas escalas suelen establecerse del 0 al 100, donde el 0 representa la opción con menor preferencia (ya sea real o hipotética) y el 100, la de mayor. Posteriormente, estas puntuaciones se utilizan para realizar una ponderación de los desempeños. Este paso consiste en asignar pesos (numéricos) para definir valoraciones relativas a las diferencias entre los extremos de la escala establecida en cada criterio. Luego, el enfoque básico consiste en puntuar cada alternativa con el promedio ponderado de las puntuaciones que obtuvo en cada criterio. El proceso puede, con el mismo razonamiento, complejizarse de modo jerárquico si se consideran las subdimensiones dentro de cada una. Debe tenerse en cuenta que esta metodología asume que las preferencias asignadas para cada criterio y alternativa son independientes entre sí (Dodgson y otros, 2009). Este supuesto en la práctica es difícil de garantizar, en particular para criterios de naturaleza cualitativa.

Monitoreo, evaluación y perspectivas futuras

6.1. Consideraciones generales

La experiencia indica que, para que las transiciones a paisajes multifuncionales sean efectivas, deben ser progresivas y basarse en el seguimiento de la evolución del paisaje, la evaluación de los resultados y el aprendizaje continuo (Lovell y Johnston, 2009). El carácter progresivo de las transiciones significa que las innovaciones pueden implementarse en diferentes etapas o pasos, cada uno acompañado de los respectivos análisis de costo-beneficio y de monitoreo y evaluación. Asimismo, la implementación puede iniciarse en pequeñas fracciones del campo para garantizar que los errores o fallos no afecten significativamente a la rentabilidad de todo el establecimiento. Ya sea aplicándolas en etapas, en fracciones o una combinación de ambas, una vez que las innovaciones son probadas, aprendidas y ejecutadas con éxito se puede proseguir con las etapas sucesivas o en la expansión del uso de estas prácticas en todo el campo. De esta forma, se crean espacios para que más innovaciones ingresen al ciclo de evaluación-implementación.

El monitoreo efectivo implica la medición de indicadores específicos que deben acordarse de antemano (Doran, 1981) y abarcar aspectos tanto productivos como de biodiversidad. Los buenos indicadores poseen las siguientes características:

- **Prácticos:** son fáciles de medir utilizando los recursos disponibles.
- **Precisos:** están definidos operativamente en términos claros e inequívocos.
- **Confiables:** pueden medirse consistentemente a lo largo del tiempo y son repetibles.
- **Oportunos:** pueden medirse en intervalos relevantes y adecuados a los objetivos.
- **Integradores:** combinan diversas variables correlacionadas en una única medida.

La evaluación implica el análisis cuantitativo de los indicadores, incluyendo su variabilidad y posibles compensaciones o sinergias entre los procesos o valores que representan. Tanto el seguimiento como la evaluación se benefician significativamente de la participación de agentes especializados, como científicos y personal técnico, además, del

involucramiento activo de las partes interesadas que toman las decisiones en los establecimientos y que pueden verse afectadas o afectados. Finalmente, el aprendizaje surge de la integración de los aspectos anteriores, lo que conduce a un análisis y a conclusiones más holísticas y cualitativas, y a la facilitación del desarrollo de nuevas narrativas y propuestas para futuras innovaciones.

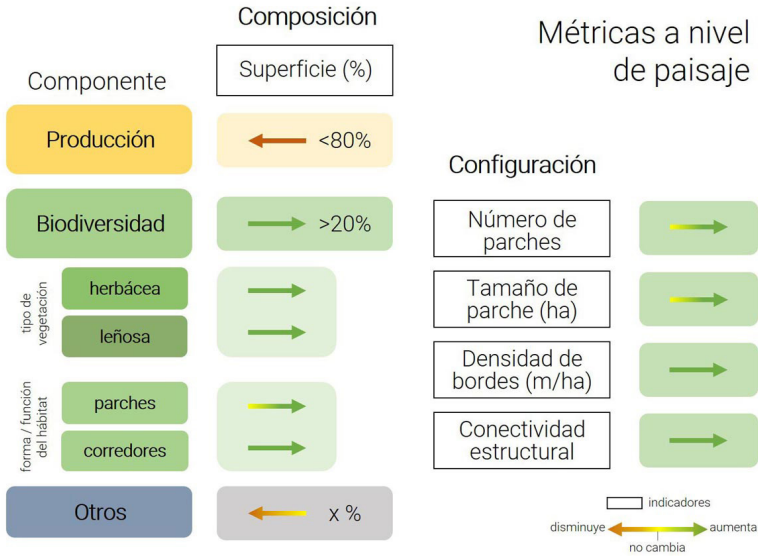
La evaluación del impacto del rediseño del paisaje puede, y debería, afrontarse considerando la medición de distintos indicadores. En los siguientes apartados nos enfocamos en indicadores espaciales a nivel de paisaje e indicadores de biodiversidad, pero también se pueden añadir indicadores productivos y socioculturales.

6. 2. Indicadores de impacto ambiental a nivel de paisaje

La evaluación de los cambios espaciales es una herramienta fundamental para el monitoreo de la evolución del sistema a nivel de paisaje. Existen diversas métricas que nos permiten cuantificar la estructura de un paisaje que son de uso común en estudios de sostenibilidad ambiental y pueden aplicarse a entornos agrícolas. Usualmente, estas métricas se calculan tanto antes de la aplicación del rediseño como después (o luego de cada etapa, si el proceso se desarrolla en múltiples instancias), y las diferencias entre los valores de distintos momentos se utilizan como indicadores concretos de impacto ambiental. Entre las distintas métricas podemos distinguir las que evalúan el paisaje en cuanto a su composición, esto es, cuánto hay de cada tipo de cobertura, y las que evalúan su configuración, es decir, el arreglo espacial de los elementos (figura 6. 1).

La evaluación de la composición se realiza con el cálculo del porcentaje de superficie ocupado por cada tipo de cobertura: agrícola, de vegetación natural (o «biodiversidad»), y otras áreas con coberturas diversas (zonas de vivienda y otras construcciones, cuerpos de agua permanente) (ver capítulo 1). La distribución porcentual de las distintas clases de cobertura es un indicador de la diversidad de hábitats. Entre las áreas con vegetación natural, para obtener mayor detalle, puede a su vez distinguirse entre parches y corredores, y entre ambientes con vegetación leñosa y herbácea. Luego de la implementación del rediseño, se espera que se reduzca el área de cultivos y aumente el de vegetación natural, de modo que incrementa la heterogeneidad del paisaje (diversidad de hábitats). En cuanto a los ambientes de vegetación leñosa, su proporción nos sirve como indicador tanto de aspectos ecológicos como, en algunos casos, de cumplimiento de la legislación vigente (por ejemplo, en zonas donde las legislaciones nacionales o provinciales exigen superficies mínimas forestadas).

Figura 6. 1. Indicadores de impacto ambiental a nivel de paisaje y dirección esperada de cambios cuando se lleva a cabo un rediseño



El aumento en la superficie de corredores biológicos es un indicador de la mejora en la conectividad entre distintos parches que, como vimos anteriormente (capítulo 3), es un aspecto fundamental para fomentar la diversidad. Este aspecto puede especificarse calculando índices de conectividad/fragmentación. En este caso, nos centramos en métricas de conectividad estructural. Como se explicó antes, la conectividad funcional contempla características ecológicas del paisaje y está relacionada con el movimiento de los organismos, por lo que su estimación es compleja, pues requiere estudios de campo exhaustivos.

Entre las métricas de configuración de paisaje, se calculan el número y tamaño de los parches de vegetación natural (en hectáreas), la densidad de bordes (en metros por hectárea) y la conectividad estructural. La densidad de bordes indica la cantidad de contacto entre la matriz productiva y las áreas de vegetación natural y, como vimos en el capítulo 3, es un indicador ambiental clave en los agroecosistemas. La conectividad estructural puede medirse, por ejemplo, calculando el tamaño de malla efectivo en el paisaje. Esta medida refleja el grado en que se producen movimientos entre distintos elementos del paisaje. En particular, expresa la probabilidad de que dos puntos del paisaje elegidos al azar estén conectados, es decir, no estén separados por barreras como caminos, estructuras, etcétera. El tamaño efectivo de malla (en kilómetros cuadrados) será menor cuanto más fragmentado esté el paisaje (que haya más barreras).

6.3. Indicadores de biodiversidad

Existen numerosos métodos de monitoreo de biodiversidad. Estos varían su complejidad y efectividad en función de diversos factores como el grupo de organismos o el servicio ecosistémico objetivo, el nivel de detalle requerido, las características ambientales e incluso la dinámica de producción del establecimiento. La descripción de las diferentes metodologías y protocolos de medición de biodiversidad excede el propósito de este libro. Sin embargo, a continuación, se detallan algunas pautas importantes para la selección de variables y métodos de monitoreo y evaluación (tabla 6.1).

En primera instancia, la vegetación, como productores primarios, es fundamental en todo ecosistema y su diversidad condiciona en gran medida la de otros organismos. Asimismo, las plantas no solo constituyen alimento para otras especies y brindan refugio y recursos de nidificación, sino que también son centrales para otras contribuciones de la naturaleza como la regulación de la calidad del agua y su disponibilidad, la regulación de la calidad del suelo y la prevención de la erosión, entre otras. La riqueza (número de especies) y diversidad funcional de las especies vegetales, así como su desarrollo estructural, son buenos indicadores de la calidad del sistema. Existen numerosos métodos de medición de estas variables, por ejemplo, sobre transectas o en cuadrantes. La elección del método conlleva que se cumpla con las cinco condiciones de un buen indicador descriptas más arriba.

Los monitoreos de vegetación se realizan en momentos clave para garantizar la pertinencia de los objetivos. Por ejemplo, en relación a la vegetación herbácea anual se recomienda muestrear luego de la etapa de germinación (en primavera-verano, y no en otoño o invierno cuando buena parte de estas especies solo persisten como semillas en la tierra). En el caso de la vegetación leñosa es preferible medir el crecimiento en diámetro y altura durante el otoño, una vez que ha terminado el período de crecimiento anual de la mayoría de estas especies. En tanto, la disponibilidad de flores para visitantes florales se evalúa durante los picos de floración. Las múltiples instancias de muestreo dependen de la diversidad de vegetación.

Los monitoreos de fauna presentan complejidades particulares relacionadas con la movilidad de los organismos o su detectabilidad. Si a esto se suma la gran diversidad existente (en especial cuando se trata de artrópodos), resulta que el seguimiento de todas las especies presentes es extremadamente difícil, impráctico y costoso. Por lo tanto, es necesario enfocar el monitoreo en especies o grupos de especies específicos. La elección de estos grupos, y consecuentemente de los métodos de

monitoreo adecuados, puede realizarse teniendo en cuenta su funcionalidad en el ecosistema o su prioridad de conservación. Para las evaluaciones que apunten a determinar la calidad del ecosistema, se pueden escoger especies indicadoras de calidad de hábitat (como pueden ser ciertos insectos, aves o anfibios). Para el monitoreo de contribuciones de la naturaleza como la polinización, es importante concentrarse en los grupos taxonómicos que cumplen esas funciones (grupos funcionales).

La escala del monitoreo, y por ende su complejidad y su costo en recursos, depende de la especie o el grupo seleccionado. El número de repeticiones en los monitoreos depende de varias características de los organismos estudiados. Se requiere un mayor número de repeticiones (o sitios de muestreo) para garantizar la detección en el hábitat cuando los organismos cumplen con las siguientes condiciones: son más pequeños, tienen menor movilidad o rango de acción o son más infrecuentes en las comunidades. Así como ocurre para la vegetación, para la fauna también se debe contemplar la temporalidad del monitoreo. Especialmente en organismos cuyos diferentes estadios de vida se desarrollan en distintos medios (por ejemplo, muchos insectos transcurren sus estadios larvales enterrados en el suelo, dentro de la vegetación o de otros animales, mientras que los adultos son de vida libre y aérea), es crucial acoplar los tiempos y métodos de muestreo a los estadios de desarrollo que se pretenden detectar. Por último, es importante mencionar que la identificación de algunos organismos, como muchos insectos, requiere de conocimiento experto, y debe contemplarse en la planificación de los monitoreos.

Entonces, la elección de los grupos de organismos que se quiere evaluar debe contemplar las características biológicas y ecológicas y, también, los objetivos del monitoreo. En líneas generales, se puede afirmar que cuanto mayor es la movilidad de un organismo, menor (o menos detectable) es su respuesta a modificaciones del entorno a pequeña escala. Por ejemplo, se ha observado que las plantas muestran una sensibilidad significativa a las prácticas agrícolas locales, mientras que los grupos de vertebrados móviles responden mucho más a factores a escala de paisaje, y los grupos de invertebrados (como los insectos, más pequeños, con movilidad menor a los vertebrados) responden a factores en ambas escalas (Gonthier y otros, 2014). Cuando se llevan a cabo los monitoreos, es clave escoger grupos de organismos objetivo adecuados, es decir, cuyas respuestas a los cambios sean detectables y brinden información relevante. El monitoreo de plantas y polinizadores puede ser una buena combinación de organismos sésiles y móviles con sensibilidad a las restauraciones locales.

Tabla 6. 1. Consideraciones para la elección de variables indicadoras de biodiversidad

Organismos objetivo	Variable	Capacidades y recursos requeridos				Escala espacial	CNPs relacionados
		Conocimiento experto	Tiempo a campo	Análisis de muestras	Insumos		
Vegetación	Riqueza y diversidad funcional y estructural.	+	++	-- (eventual)	---	+++ Sitio específico. Requiere numerosas repeticiones.	Creación y mantención de hábitat; regulación hídrica; generación y regulación del suelo; materiales.
Mesofauna (fauna del suelo)	Riqueza y diversidad.	+++	++	+++	++	+++ Sitio específico. Requiere numerosas repeticiones.	Generación y mantención de suelos.
Artrópodos caminadores del suelo	Riqueza y diversidad.	++	+	++	+	++ Lote, ambiente.	Generación y mantención de suelos; control de plagas (secundario).
Insectos: enemigos naturales	Riqueza y diversidad.	+++	++	+++	++	+ Lote, ambiente.	Control de plagas.
Insectos: polinizadores	Riqueza y diversidad.	++	+	++	+	+ Lote, ambiente.	Polinización; producción.
Aves	Riqueza y diversidad.	-	++	+	+	--- Paisaje. Menor resolución a escalas menores.	Dispersión de semillas; control de plagas (insectívoras y rapaces); polinización (solo algunas especies).

Nota: Los organismos que son objetivo se presentan por orden relativo de movilidad. Las valoraciones son relativas dentro de cada columna. El conocimiento experto refiere específicamente al conocimiento taxonómico para la identificación de especies, y su valor relativo considera la disponibilidad general de guías de identificación de especies. El análisis de muestras considera costos en tiempo y dinero. CNPs: contribuciones de la naturaleza a las personas.

6.4. Perspectivas futuras

La tecnología (por ejemplo, los sistemas de información geográfica, la agricultura de precisión, la teledetección, la inteligencia artificial) proporciona herramientas poderosas que pueden ofrecer información muy precisa y ayudar a la implementación de diseños innovadores que antes se descartaban por ser poco prácticos para la agricultura a gran escala. Las directrices que presentamos en esta guía (resumidas en la tabla 6. 2) sirven para motivar la aceleración de la transición hacia paisajes multifuncionales en sistemas agrícolas a gran escala. Esto es especialmente relevante donde no existen incentivos de política externa y dichos cambios deben ser estimulados por fuerzas endógenas. Además, también esperamos generar más debates e incentivos para que la investigación evidencie las lagunas de conocimiento que hemos descrito (por ejemplo, el tamaño y la forma óptimos de los bordes). En cualquier caso, la transición hacia paisajes multifuncionales ha comenzado en numerosos lugares alrededor del mundo (Lovell y Johnston, 2009). Este es un proceso con enorme potencial ya que mejora la biodiversidad y las contribuciones de la naturaleza a las personas, al mismo tiempo que proporciona alimentos más nutritivos y aporta a la estabilización del rendimiento de los cultivos y las ganancias asociadas.

Un aspecto fundamental de las transiciones hacia paisajes agrícolas multifuncionales es que, además de responder a los objetivos de conservación, deben garantizar el sustento de las personas que dependen de estos sistemas agrícolas a lo largo del tiempo. En este sentido, para que la implementación sea exitosa, es esencial que tenga un carácter participativo. En la transición es clave considerar los valores relacionales de las personas con el entorno. Estos incluyen, entre otros, el apego cultural y de identidad, el conocimiento local, la propiedad y gestión de las tierras (Fischer y otros, 2017). Dichos valores no solo son multidimensionales, sino que también involucran a múltiples actores y varían con el tiempo. Por lo tanto, es crucial que en cada etapa de la transición, desde el diseño hasta la evaluación de resultados, se convoque a los actores de sectores sociales, económicos, culturales y de gobernanza (MEA, 2005), de tal modo, que el proceso ofrezca flexibilidad para adaptarse a las circunstancias heterogéneas y cambiantes.

Tabla 6. 2. Resumen de recomendaciones

	Recomendación	Ventajas y contribuciones
Bordes y corredores		
Proporción	10% mínimo.	Fomenta la biodiversidad. Reduce riesgos de deriva.
Ancho	50 m mínimo.	Fomenta la biodiversidad. Reduce riesgos de deriva.
Forma	Según topografía, hidrografía, potencial productivo, potencial de conectividad ecológica, etcétera.	Optimiza los servicios ecosistémicos asociados a la biodiversidad y la producción.
Especies	Multiespecífico. Multifuncional. Prioridad a especies nativas.	Fomenta la diversidad de recursos. Promueve la conservación de biodiversidad.
Parches naturales		
Proporción	20% mínimo.	Optimiza los servicios ecosistémicos asociados a la biodiversidad y la producción.
Tamaño	Según objetivos de conservación/restauración.	
Forma	Según parches naturales preexistentes, topografía, hidrografía, potencial productivo, potencial de conectividad ecológica, etcétera.	
Lotes de cultivo		
Ancho	200 m si hay borde de un solo lado. 400 m si hay borde a ambos lados.	Optimiza los servicios ecosistémicos asociados a la biodiversidad y la producción.
Forma	Longitudinal en franjas en el sentido de la siembra (ej. este-oeste).	Reduce las ineficiencias de uso de maquinaria.
Diversidad	Rotaciones, cultivos de servicio (según el potencial productivo y la disponibilidad de agua).	Fomenta la biodiversidad. Mejora las condiciones del suelo.
Insumos externos	Minimizar lo más posible. Banda verde.	Reduce el impacto de agroquímicos.

La experiencia muestra que si alguno de los sectores no está suficientemente involucrado en los procesos de transición, la implementación de los distintos pasos puede verse fuertemente afectada. En estos casos, las instancias de monitoreo y evaluación, así como la generación de planes de contingencia, son determinantes para detectar y corregir falencias en la implementación. Para fomentar el compromiso de los distintos actores con la transición hacia la multifuncionalidad, es fundamental que se brinde información suficiente y pertinente con la inclusión de datos científicos sólidos y también conocimiento sobre los aspectos sociales, económicos y culturales que se verán afectados.

En el contexto global actual, los cambios climáticos y socioambientales plantean grandes desafíos y amenazas para la naturaleza y para las personas, que dependen de ella para su subsistencia y bienestar. Los modos de producción agrícolas preponderantes, al buscar maximizar la producción y las ganancias a corto plazo, profundizan la crisis socioambiental debido al deterioro de los ecosistemas y la reducción de la biodiversidad de la cual dependemos a una velocidad nunca antes vista. Los paisajes multifuncionales se presentan como una alternativa que conjuga la conservación de la naturaleza con la provisión adecuada de alimentos, bienes y servicios necesarios para las personas. Estos sistemas proporcionan la versatilidad y flexibilidad para poder ser ampliamente aplicados en contextos heterogéneos y variables en el tiempo. La multifuncionalidad atiende demandas y necesidades asociadas a la multiplicidad de realidades en los territorios, ya que se orienta a la diversificación dinámica y a la mantención de opciones a futuro. Los procesos de transición están en marcha, pero aún nos queda mucho camino por recorrer.

Lista de referencias bibliográficas

- Albrecht, Matthias, David Kleijn, Neal M. Williams, Matthias Tschumi, Brett R. Blaauw, Riccardo Bommarco, Alistair J. Campbell, Matteo Dainese, Francis A. Drummond, Martin H Entling, Dominik Ganser, G. Arjen de Groot, Dave Goulson, Heather Grab, Hannah Hamilton, Felix Herzog, Rufus Isaacs, Katja Jacot, Philippe Jeanneret,... y Louis Sutter. (2020). The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: a quantitative synthesis [La efectividad de las franjas florales y setos en el control de plagas, los servicios de polinización y el rendimiento de los cultivos: una síntesis cuantitativa]. *Ecology Letters*, 23(10), pp. 1488-1498. <https://doi.org/10.1111/ele.13576>
- Alexandratos, Nikos. (1999). World food and agriculture: outlook for the medium and longer term [Alimentación y agricultura mundial: perspectivas a mediano y largo plazo]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 96, pp. 5908-5914. <https://doi.org/10.1073/pnas.96.11.5908>
- Aronson, James, Suzanne J. Milton y James Nelson Bignaut (eds). (2007). *Restoring natural capital: science, business, and practice* [Restaurando el capital natural: ciencia, negocio y práctica]. Island Press.
- Arroyo Rodríguez, Víctor, Lenore Fahrig, Marcelo Tabarelli, James I. Watling, Lutz Tischendorf, Maíra Benchimol, Eliana Cazetta, Deborah Faria, Inara R. Leal, Felipe P. Melo, José C. Morante Filho, Bráulio A. Santos, Ricard Arce Peña, Martín Cervantes López, Sabine Cudney Valenzuela, Carmen Galán Acedo, Miriam San José, Ima C. G. Vieira, Ferry Silk... y Teja Tschardt. (2020). Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation [Diseñar paisajes óptimos modificados por humanos para la conservación de la biodiversidad forestal]. *Ecology Letters*, 23(9), pp. 1404-1420. <https://doi.org/10.1111/ele.13535>
- Bengtsson, Janne, Per Angelstam, Thomas Elmqvist, Urban Emanuelsson, Carl Folke, Margareta Ihse, Fredrik Moberg y Magnus Nyström. (2003). Reserves, resilience and dynamic landscapes [Reservas, resiliencia y paisajes dinámicos]. *AMBIO*, 32(6), pp. 389-396. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-32.6.389>
- Biovision e IPES-Food. (2020). *Money flows: what is holding back investment in agroecological research for Africa?* [Flujos de dinero: ¿qué está frenando la inversión en investigación agroecológica para África?] Biovision Foundation for Ecological Development & International Panel of

- Experts on Sustainable Food Systems. <http://www.agroecology-pool.org/moneyflowsreport/>
- Bommarco, Riccardo, David Kleijn y Simon G. Potts. (2013). Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security [Intensificación ecológica: aprovechando los servicios ecosistémicos para la seguridad alimentaria]. *Trends in Ecology and Evolution*, 28, pp. 230-238. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.012>
- Brandes, Elke, Gabriel Sean McNunn, Lisa A. Schulte, Ian J. Bonner, David Muth, Bruce Alan Babcock, Bhavna Sharma y Emily A. Heaton. (2016). Subfield profitability analysis reveals an economic case for cropland diversification [El análisis de rentabilidad de los subcampos revela un argumento económico para la diversificación de tierras de cultivo]. *Environmental Research Letters*, 11(1), pp. 1-13. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/1/014009>
- Brauman, Kate A., Lucas Alejandro Garibaldi, Stephen Polasky, Yildiz Aumeeruddy-Thomas, Pedro H. S. Brancalion, Fabrice DeClerck, Ute Jacob, Matías E. Mastrangelo, Nsalambi Nkongolo, Hannes Palang, Néstor Pérez Méndez, Lynne J. Shannon, Uttam Babu Shrestha, Evelyn Strombom y Madhu Verma. (2020). Global trends in nature's contributions to people [Tendencias globales en las contribuciones de la naturaleza a las personas]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117(51), pp. 32799-32805. <https://doi.org/10.1073/pnas.2010473117>
- Clewell, André, James Aronson y Keith Winterhalder. (2002). *The SER primer on ecological restoration* [Manual SER sobre la restauración ecológica]. Society for Ecological Restoration Science & Policy Working Group.
- Clough, Yann, Stefan Kirchweger y Jochen Kantelhardt. (2020). Field sizes and the future of farmland biodiversity in European landscapes [Los tamaños de parcelas y el futuro de la biodiversidad agrícola en los paisajes europeos]. *Conservation Letters*, 13(6). <https://doi.org/10.1111/conl.12752>
- Convention on Wetlands. (2022). Wetlands and agriculture: impacts of farming practices and pathways to sustainability [Humedales y agricultura: impactos de las prácticas agrícolas y vías hacia la sostenibilidad]. Secretariat of the Convention on Wetlands. https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/bn13_agriculture_e.pdf
- Costanza, Robert y Herman E. Daly. (1992). Natural capital and sustainable development [Capital natural y desarrollo sostenible]. *Conservation Biology*, 6, pp. 37-46. <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1523-1739.1992.610037.x>
- Cresswell, Claire J., Heidi M. Cunningham, Andy Wilcox y Nicola P. Randall. (2019). A trait-based approach to plant species selection to increase functionality of farmland vegetative strips [Un enfoque basado en rasgos para la selección de especies vegetales para aumentar la funcionalidad de las

- franjas vegetales en campos agrícolas]. *Ecology and Evolution*, 9, pp. 4532-4543. <https://doi.org/10.1002/ece3.5047>
- Cushman, Samuel A., Brad McRae, Frank Adriaensen, Paul Beier, Mark Shirley y Kathy Zeller. (2013). Biological corridors and connectivity [Corredores biológicos y conectividad]. *Key Topics in Conservation Biology*, 2, pp. 384-404. <https://doi.org/10.1002/9781118520178.ch21>
- Daily, Gretchen C., Tore Söderqvist, Sara Aniyar, Kenneth Arrow, Partha Dasgupta, Paul R. Ehrlich, Carl Folke, Ann Mari Jansson, Bengt-Owe Jansson, Nils Kautsky, Simon Levin, Jane Lubchenco, Karl-Göran Mäler, David Simpson, David Starrett, David Tilman y Brian Walker. (2000). The value of nature and the nature of value [El valor de la naturaleza y la naturaleza del valor]. *Science*, 289, pp. 395-396. <https://doi.org/10.1126/science.289.5478.395>
- Damschen, Ellen I. (2013). Landscape Corridors [Corredores de paisaje]. *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)*, 4, pp. 467-475. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-384719-5.00385-3>
- Diamond, Jared M. (1975). The island dilemma: lessons of modern geographic studies for the design of natural reserves [El dilema de la isla: lecciones de estudios geográficos modernos para el diseño de reservas naturales]. *Biological Conservation*, 7, pp. 129-146. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(75\)90052-X](https://doi.org/10.1016/0006-3207(75)90052-X)
- Ditzler, Lenora, Dirk F. van Apeldoorn, Rogier P. O. Schulte, Pablo Tittonell y Walter A. H. Rossing. (2021). Redefining the field to mobilize three-dimensional diversity and ecosystem services on the arable farm [Redefiniendo el campo para movilizar la diversidad tridimensional y los servicios ecosistémicos en la granja arable]. *European Journal of Agronomy*, 122. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126197>
- Dodgson, John S., Michele D. Spackman, Alan D. Pearman y Lawrence D. Phillips. (2009). *Multicriteria analysis: a manual* [Análisis multicriterio: un manual]. Department for Communities and Local Government, London.
- Doran, George T. (1981). There's a SMART way to write management's goals and objectives [Hay una forma SMART de redactar los objetivos y metas de la gestión]. *Journal of Management Review*, 70, pp. 35-36.
- Esmail, Blal Adem y Davide Geneletti. (2018). Multicriteria decision analysis for nature conservation: a review of 20 years of applications [Análisis de decisión multicriterio para la conservación de la naturaleza: una revisión de 20 años de aplicaciones]. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(1), pp. 42-53. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12899>
- Exner, Derrick N., Don G. Davidson, Mohsen Ghaffarzadeh y Rick M. Cruse. (1999). Yields and returns from strip intercropping on six Iowa farms [Rendimientos y beneficios del policultivo en franjas en seis granjas de Iowa]. *American Journal of Alternative Agriculture*, 14(2), pp. 69-77. <https://doi.org/10.1017/s0889189300008092>

- FAO. (2021). Land use statistics and indicators statistics. Global, regional and country trends 1990-2019 [Estadísticas de uso de la tierra e indicadores: tendencias globales, regionales y por país 1990-2019]. *FAOSTAT Analytical Brief*, (28). <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/04f2740a-d8d2-40fa-8b08-4e0198e604b0/content>
- FAO. (2018). *Los 10 elementos de la agroecología. Guía para la transición hacia sistemas alimentarios y agrícolas sostenibles*. <https://www.fao.org/documents/card/es?details=I9037ES>
- Fahrig, Lenore. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis [Repensando el tamaño de los parches y los efectos de aislamiento: la hipótesis de la cantidad de hábitat]. *Journal of Biogeography*, 40, pp. 1649-1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>
- Fahrig, Lenore, James I. Watling, Carlos Alberto Arnillas, Víctor Arroyo-Rodríguez, Theresa Jörger-Hickfang, Jörg Müller, Henrique M. Pereira, Federico Riva, Verena Rösch, Sebastian Seibold, Teja Tscharnkte y Felix May. (2022). Resolving the sLoss dilemma for biodiversity conservation: a research agenda [Resolviendo el dilema sLoss para la conservación de la biodiversidad: una agenda de investigación]. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 97(1), pp. 99-114. <https://doi.org/10.1111/brv.12792>
- Fischer, Joern, Megan Meacham y Cibele Queiroz. (2017). A plea for multifunctional landscapes [Un llamado a paisajes multifuncionales]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15, pp. 59. <https://doi.org/10.1002/fee.1464>
- Flores, Claudia C. y Santiago J. Sarandón. (2002). ¿Racionalidad económica versus sustentabilidad ecológica? El ejemplo del costo oculto de la pérdida de fertilidad del suelo durante el proceso de agriculturización en la región pampeana argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 105(1), pp. 52-67.
- Foley, Jonathan A., Ruth Defries, Gregory P. Asner, Carol Barford, Gordon Bonan, Stephen R. Carpenter, F. Stuart Chapin III, Michael T. Coe, Gretchen C. Daily, Holly Gibbs, Joseph H. Helkowski, Tracey Holloway, Elena Howard, Christopher J. Kucharik, Chad Monfreda, Jonathan Patz, Iain Colin Prentice, Navin Ramankutty y Peter K. Snyder. (2005). Global consequences of land use [Consecuencias globales del uso de la tierra]. *Science*, 309(5734), pp. 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Foley, Jonathan A., Navin Ramankutty, Kate A. Brauman, Emily S. Cassidy, James S. Gerber, Matt Johnston, Nathaniel D. Mueller, Christine O'Connell, Deepak K. Ray, Paul C. West, Christian Balzer, Elena M. Bennett, Stephen R. Carpenter, Jason Hill, Chad Monfreda, Stephen Polasky, Johan Rockström, John Sheehan, Stefan Siebert, David Tilman y David P. M. Zaks. (2011). Solutions for a cultivated planet [Soluciones para un planeta cultivado]. *Nature*, 478(7369), pp. 337-342. <https://doi.org/10.1038/nature10452>

- Forman, Richard T. T. y Michel Gordon. (1986). Landscape ecology [Ecología del paisaje]. J. Wiley and Sons.
- Garibaldi, Lucas Alejandro, Paula Florencia Zermoglio, Esteban G. Jobbágy, Lucas Andreoni, Alejo Ortiz de Urbina, Ingo Grass y Facundo José Oddi. (2023). How to design multifunctional landscapes? [¿Cómo diseñar paisajes multifuncionales?]. *Journal of Applied Ecology*, 60, pp. 2521-2527. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14517>
- Garibaldi, Lucas Alejandro, Matías G. Goldenberg, Alfred Burian, Fernanda Santibañez, Emilio H. Satorre, Gustavo D. Martini y Ralf Seppelt. (2023). Smaller agricultural fields, more edges, and natural habitats reduce herbicide-resistant weeds [Parcelas agrícolas más pequeñas, más bordes y hábitats naturales reducen malezas resistentes a herbicidas]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 342. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108260>
- Garibaldi, Lucas Alejandro, Dulce Sol Gomez Carella, Diego N. Nabaes Jodar, Matthew R. Smith, Thomas P. Timberlake y Samuel S. Myers. (2022). Exploring connections between pollinator health and human health [Explorando conexiones entre la salud de los polinizadores y la salud humana]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 377. <http://doi.org/10.1098/rstb.2021.0158>
- Garibaldi, Lucas Alejandro, Facundo José Oddi, Fernando E. Miguez, Ignasi Bartomeus, Michael Orr, Esteban G. Jobbágy, Claire Kremen, Lisa A. Schulte, Alice C. Hughes, Camilo Bagnato, Guillermo Abramson, Peter Bridgewater, Dulce Gomez Carella, Sandra Díaz, Lynn V. Dicks, Erle C. Ellis, Matías Goldenberg, Claudia A. Huaylla, Marcelo Kuperman,... y Chao-Dong Zhu. (2021). Working landscapes need at least 20% native habitat [Los paisajes de trabajo necesitan al menos un 20% de hábitat nativo]. *Conservation Letters*, 14. <https://doi.org/10.1111/conl.12773>
- Garibaldi, Lucas Alejandro, Néstor Pérez Méndez, Michael P. D. Garratt, Barbara Gemmill Herren, Fernando E. Miguez y Lynn V. Dicks. (2019). Policies for ecological intensification of crop production [Políticas para la intensificación ecológica de la producción agrícola]. *Trends in Ecology and Evolution*, 34, pp. 282-286. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.01.003>
- Garibaldi, Lucas Alejandro, Barbara Gemmill Herren, Raffaele D'Annolfo, Benjamin E. Graeub, Saul A. Cunningham y Tom D. Breeze. (2017). Farming approaches for greater biodiversity, livelihoods and food security [Enfoques agrícolas para mayor biodiversidad, medios de vida y seguridad alimentaria]. *Trends in Ecology and Evolution*, 32, pp. 68-80. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.10.001>
- Garibaldi, Lucas Alejandro, Luisa G. Carvalheiro, Bernard E. Vaissière, Barbara Gemmill Herren, Juliana Hipólito, Breno M. Freitas, Hien T. Ngo, Nadine Azzu, Agustín Sáez, Jens Åström, Jiandong An, Betina Blochtein, Damayanti Buchori, Fermín J. Chamorro García, Fabiana Oliveira da Silva, Kedar

- Devkota, Márcia de Fátima Ribeiro, Leandro Freitas, Maria C. Gaglianone,... y Hong Zhang. (2016). Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms [Diversidad de polinizadores y rendimientos agrícolas mutuamente beneficiosos en granjas pequeñas y grandes]. *Science*, 351(6271), pp. 388-391. <https://doi.org/10.1126/science.aac7287>
- Garibaldi, Lucas Alejandro, Luisa G. Carvalheiro, Sara D. Leonhardt, Marcelo A. Aizen, Brett R. Blaauw, Isaacs Rufus, Michael Kuhlmann, David Kleijn, Alexandra M. Klein, Claire Kremen, Lora Morandin, Jeroen Scheper y Rachael Winfree. (2014). From research to action: enhancing crop yield through wild pollinators [De la investigación a la acción: aumentando el rendimiento de los cultivos mediante polinizadores silvestres]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(8), pp. 439-447. <http://dx.doi.org/10.1890/130330>
- Garibaldi, Lucas Alejandro, Marcelo A. Aizen, Alexandra M. Klein, Saul A. Cunningham y Lawrence D. Harder. (2011). Global growth and stability in agricultural yield decrease with pollinator dependence [El crecimiento y la estabilidad global del rendimiento agrícola disminuyen con la dependencia de polinizadores]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108, pp. 5909-5914. <https://doi.org/10.1073/pnas.1012431108>
- Garibaldi, Lucas Alejandro, Ingolf Steffan Dewenter, Claire Kremen, Juan M. Morales, Riccardo Bommarco, Saul A. Cunningham, Natacha P. Chacoff, Jan H. Dudenhöffer, Sarah S. Greenleaf, Andrea Holzschuh, Rufus Isaacs, Kristin Krewenka, Yael Mandelik, Margaret Mayfield, Lora A. Morandin, Simon G. Potts, Taylor H. Ricketts, Hajnalka Szentgyörgyi, Blandina F. Viana... y Alexandra M. Klein. (2011). Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits [La estabilidad de los servicios de polinización disminuye con el aislamiento de áreas naturales a pesar de las visitas de abejas]. *Ecology Letters*, 14, pp. 1062-1072. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01669.x>
- Gliessman, Steve. (2016). Transforming food systems with agroecology [Transformando los sistemas alimentarios mediante la agroecología]. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 40(3), pp. 187-189. <http://doi.org/10.1080/21683565.2015.1130765>
- Goldenberg, Matías G., Fernanda A. Santibañez Ossa, Alfred Burian, Ralf Seppelt, Emilio H. Satorre, Gustavo D. Martini y Lucas Alejandro Garibaldi. (2023). La configuración del paisaje es un predictor importante del rendimiento del girasol en la región pampeana argentina. *Ecología Austral*, 33(1), pp. 170-177. <http://dx.doi.org/https://doi.org/10.25260/EA.23.33.1.0.2061>
- Gonthier, David J., Katherine K. Ennis, Serge Farinas, Hsun-Yi Hsieh, Aaron L. Iverson, Péter Batáry, Jörgen Sjögren, Teja Tscharntke, Bradley J. Cardinale e Ivette Perfecto. (2014). Biodiversity conservation in agriculture requires a

- multiscale approach [La conservación de la biodiversidad en la agricultura requiere un enfoque multinivel]. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1791). <http://doi.org/10.1098/rspb.2014.1358>
- Gould, Fred, Zachary S. Brown y Jennifer Kuzma. (2018). Wicked evolution: can we address the sociobiological dilemma of pesticide resistance? [Evolución compleja: ¿podemos abordar el dilema sociobiológico de la resistencia a pesticidas?]. *Science*, 360(6390), pp. 728-732. <https://doi.org/10.1126/science.aar3780>
- Grass, Ingo, Jacqueline Loos, Svenja Bänsch, Peter Batáry, Felipe Librán-Embid, Anoush Miriam Steinberger-Ficiciyan, Felix Klaus, Maraja Riechers, Julia Rosa, Julia Tiede, Kristy Udy, Catrin Westphal, Annemarie Wurz y Teja Tscharnkte. (2019). Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation [Paisajes de conectividad compartida o preservada para servicios ecosistémicos y conservación de la biodiversidad]. *People and Nature*, 1(2), pp. 262-272. <https://doi.org/10.1002/pan3.21>
- Hendrickx, Frederik, Jean-Pierre Maelfait, Walter van Wingerden, Oliver Schweiger, Marjan Speelmans, Stéphanie Aviron, Isabel Augenstein, Regula Billeter, Debra Bailey, Roman Bukacek, Françoise Burel, Tim Diekötter, Jolanda Dirksen, Felix Herzog, Jaan Liira, Martina Roubalova, Viki Vandomme,... y Rob Bugter. (2007). How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes [Cómo la estructura del paisaje, la intensidad del uso del suelo y la diversidad de hábitats afectan los componentes de la diversidad total de artrópodos en paisajes agrícolas]. *Journal of Applied Ecology*, 44, pp. 340-351. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01270.x>
- Hilty, Jodi, Graeme L. Worboys, Annika Keeley, Stephen Woodley, Barbara Lausche, Harvey Locke, Mark Carr, Ian Pulsford, James Pittock, J. Wilson White, David M. Theobald, Jessica Levine, Melly Reuling, James E.M. Watson, Rob Ament y Gary M. Tabor. (2020). *Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors* [Directrices para la conservación de la conectividad mediante redes y corredores ecológicos]. IUCN. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-030-En.pdf>
- Hipólito, Juliana, Blandina Felipe Viana y Lucas Alejandro Garibaldi. (2016). The value of pollinator-friendly practices: synergies between natural and anthropogenic assets [El valor de las prácticas amigables con polinizadores: sinergias entre recursos naturales y antropogénicos]. *Basic and Applied Ecology*, 17(8), pp. 659-667. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.09.003>
- Huang, Ivy B., Jeffrey Keisler e Igor Linkov. (2011). Multicriteria decision analysis in environmental sciences: ten years of applications and trends [Análisis multicriterio de decisiones en ciencias ambientales: diez años de

- aplicaciones y tendencias]. *Science of the Total Environment*, 409(19), pp. 3578-3594. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.022>
- Jobbágy, Esteban G., Sebastián Aguiar, Gervasio Piñeiro y Lucas Alejandro Garibaldi. (2021). Impronta ambiental de la agricultura de granos en Argentina: revisando desafíos propios y ajenos. *Ciencia Hoy*, 29, pp. 55-64.
- Keeley, Annika, Paul Beier y Jeff S. Jenness. (2021). Connectivity metrics for conservation planning and monitoring [Métricas de conectividad para la planificación y monitoreo de conservación]. *Biological Conservation*, 255. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109008>
- Keller, Jeffrey K. y Patrick J. Sullivan. (2023). The importance of patch shape at threshold occupancy: functional patch size within total habitat amount [La importancia de la forma del parche en la ocupación umbral: tamaño funcional del parche dentro de la cantidad total de hábitat]. *Oecologia*, 203, pp. 95-112. <https://doi.org/10.1007/s00442-023-05453-3>
- Kremen, Claire y Adina M. Merenlender. (2018). Landscapes that work for biodiversity and people [Paisajes que funcionan para la biodiversidad y las personas]. *Science*, 362. <https://doi.org/10.1126/science.aau6020>
- Lovell, Sarah Taylor y Douglas M. Johnston. (2009). Creating multifunctional landscapes: How can the field of ecology inform the design of the landscape? [Creando paisajes multifuncionales: ¿cómo puede la ecología informar el diseño del paisaje?]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(4), pp. 212-220. <https://doi.org/10.1890/070178>
- Magrath, Ainhoa, Ángel Giménez García, Alfonso Allen Perkins, Lucas Alejandro Garibaldi e Ignasi Bartomeus. (2022). Increasing crop richness and reducing field sizes provide higher yields to pollinator-dependent crops [Aumentar la diversidad de cultivos y reducir el tamaño de las parcelas proporciona mayores rendimientos a cultivos dependientes de polinizadores]. *Journal of Applied Ecology*, pp. 1-14. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14305>
- Martin, Emily A., Matteo Dainese, Yann Clough, Andrés Baldi, Riccardo Bommarco, Vesna Gagic, Michael P. D. Garratt, Andrea Holzschuh, David Kleijn, Anikó Kovács-Hostyánszki, Lorenzo Marini, Simon G. Potts, Henrik G. Smith, Diab Al Hassan, Matthias Albrecht, Georg K. S. Andersson, Josep D. Asís, Stéphanie Aviron, Mario V. Balzan,... e Ingolf Steffan-Dewenter. (2019). The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe [La interacción entre la composición y la configuración del paisaje: nuevas vías para gestionar la biodiversidad funcional y los servicios de los agroecosistemas en toda Europa]. *Ecology Letters*, 22, pp. 1083-1094. <https://doi.org/10.1111/ele.13265>
- Millenium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and human well-being. Synthesis*. [Ecosistemas y bienestar humano. Síntesis]. Island Press.

- Molina, Gonzalo Alberto Roman, Santiago Luis Poggio y Claudio Marco Ghersa. (2019). Parasitoid diversity and parasitism rates in pampean agricultural mosaics are enhanced by landscape heterogeneity [La diversidad de parasitoides y las tasas de parasitismo en mosaicos agrícolas pampeanos se ven mejoradas por la heterogeneidad del paisaje]. *Insect Conservation and Diversity*, 12(4), pp. 309-320. <https://doi.org/10.1111/icad.12342>
- Nosetto, Marcelo Daniel, Ricardo Andrés Paez, Silvina I. Ballesteros y Esteban G. Jobbágy. (2015). Higher water-table levels and flooding risk under grain vs. livestock production systems in the subhumid plains of the Pampas [Niveles más altos de la capa freática y riesgo de inundación bajo sistemas de producción de granos frente a ganadería en las llanuras subhúmedas de las pampas]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 206, pp. 60-70. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.009>
- Power, Alison G. (2010). Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies [Servicios ecosistémicos y agricultura: compensaciones y sinergias]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365(1554). <http://doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>
- Ries, Leslie y Thomas D. Sisk. (2010). What is an edge species? The implications of sensitivity to habitat edges [¿Qué es una especie de borde? Las implicaciones de la sensibilidad a los bordes de hábitat]. *Oikos*, 119(10), pp. 1636-1642. <http://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18414.x>
- Ries, Leslie, Robert J. Fletcher Jr., James Battin y Thomas D. Sisk. (2004). Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained [Respuestas ecológicas a los bordes de hábitat: mecanismos, modelos y explicación de la variabilidad]. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), pp. 491-522. <http://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148>
- Riva, Federico y Lenore Fahrig. (2023). Obstruction of biodiversity conservation by minimum patch size criteria [Obstrucción de la conservación de la biodiversidad por criterios de tamaño mínimo de parches]. *Conservation Biology*, 37. <https://doi.org/10.1111/cobi.14092>
- Rudnick, Deborah A., Sadie J. Ryan, Paul Beier, Samuel A. Cushman, Fred Dieffenbach, Clinton W. Epps, Leah R. Gerber, Joel Hartter, Jeff S. Jenness, Julia Kintsch, Adina Merenlender, Ryan M. Perkl, Damián Preziosi y Stephen C. Trombulak. (2012). The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities [El papel de la conectividad del paisaje en la planificación e implementación de prioridades de conservación y restauración]. *Issues in Ecology*, 16, pp. 1-20.
- Ryszkowski, Lech y Jerzy Karg. (2007). The influence of agricultural landscape diversity on biological diversity [La influencia de la diversidad del paisaje agrícola sobre la diversidad biológica]. En Ülo Mander, Hubert Wiggering y Katharina Helming. (eds), *Multifunctional land*

- use [Uso del suelo multifuncional] (pp.125-141). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-540-36763-5_8
- Sáez, Agustín, Malena Sabatino y Marcelo A. Aizen. (2014). La diversidad floral del borde afecta la riqueza y abundancia de visitantes florales nativos en cultivos de girasol [The floral diversity at the edge affects richness and abundance of native floral visitors in sunflower crops]. *Ecología Austral*, 24(1), pp. 94-102. <https://doi.org/10.25260/EA.14.24.1.0.41>
- Sarandón, Santiago J. (2020). Agrobiodiversidad, su rol en una agricultura sustentable. En Santiago J. Sarandón y María Margarita Bonicatto (eds.), *Biodiversidad, agroecología y agricultura sustentable* (pp.13-36). EDULP.
- Schnee, Liesa, Laura M. E. Sutcliffe, Christoph Leuschner y Tobias W. Donath. (2023). Weed seed banks in intensive farmland and the influence of tillage, field position, and sown flower strips [Bancos de semillas de malezas en tierras agrícolas intensivas y la influencia del laboreo, la posición de la parcela y las franjas de flores sembradas]. *Land*, 12. <https://doi.org/10.3390/land12040926>
- Schröter, Dagmar, Wolfgang Cramer, Rik Leemans, I. Colin Prentice, Miguel B. Araújo, Nigel W. Arnell, Alberte Bondeau, Harald Bugmann, Timothy R. Carter, Carles A. Gracia, A. Cristina de la Vega-Leinert, Markus Erhard, Frank Ewert, Margaret Glendining, Joanna Isobel House, Susanna Kankaanpää, Richard J. T. Klein, Sandra Lavorel,... y Bärbel Zierl. (2005). Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe [Suministro de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad al cambio global en Europa]. *Science*, 310(5752), pp. 1333-1337. <https://doi.org/10.1126/science.1115233>
- Schulte, Lisa A., Jarad Niemi, Matthew J. Helmers, Matt Liebman, J. Gordon Arbuckle, David E. James, Randall K. Kolka, Matthew E. O'Neal, Mark D. Tomer, John C. Tyndall, Heidi Asbjornsen, Pauline Drobney, Jeri Neal, Gary Van Ryswyk y Chris Witte. (2017). Prairie strips improve biodiversity and the delivery of multiple ecosystem services from corn-soybean croplands [Las franjas de pradera mejoran la biodiversidad y la provisión de múltiples servicios ecosistémicos en campos de maíz y soja]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(42), pp. 11247-11252. <https://doi.org/10.1073/pnas.1620229114>
- Steffan Dewenter, Ingolf, Michael Kessler, Jan Barkmann, Merijn M. Bos, Damayanti Buchori, Stefan Erasmí, Heiko Faust, Gerhard Gerold, Klaus Glenk, S Robbert Gradstein, Edi Guhardja, Marieke Harteveld, Dietrich Hertel, Patrick Höhn, Martin Kappas, Stefan Köhler, Christoph Leuschner, Miet Maertens, Rainer Marggraf,... y Teja Tschardtke. (2007). Tradeoffs between income, biodiversity and ecosystem functioning during tropical rainforest conversion and agroforestry intensification [Compensaciones entre ingresos, biodiversidad y funcionamiento ecosistémico durante la

- conversión de bosques tropicales y la intensificación de la agroforestería]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104, pp. 4973-4978. <https://doi.org/10.1073/pnas.0608409104>
- Storkey, Jonathan, Chloe Maclaren, James M. Bullock, Lisa R. Norton, John W. Redhead y Richard F. Pywell. (2024). Quantifying farm sustainability through the lens of ecological theory [Cuantificación de la sostenibilidad agrícola a través del lente de la teoría ecológica]. *Biological Reviews*, 99, pp. 1700-1716. <https://doi.org/10.1111/brv.13088>
- Taylor, Philip D., Lenore Fahrig, Kringen Henein y Gray Merriam. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure [La conectividad es un elemento vital de la estructura del paisaje]. *Oikos*, 68, pp. 571-572. <https://doi.org/10.2307/3544927>
- Thies, Carsten y Teja Tschardt. (1999). Landscape structure and biological control in agroecosystems [Estructura del paisaje y control biológico en agroecosistemas]. *Science*, 285, pp. 893-895. <https://doi.org/10.1126/science.285.5429.893>
- Tilman, David, Christian Balzer, Jason Hill y Belinda L. Befort. (2011). Global food demand and the sustainable intensification of agriculture [Demanda alimentaria global e intensificación sostenible de la agricultura]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108, pp. 20260-20264. <https://doi.org/10.1073/pnas.1116437108>
- Tilman, David, Kenneth G. Cassman, Pamela A. Matson, Rosamond Naylor y Stephen Polasky. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices [Sostenibilidad agrícola y prácticas de producción intensiva]. *Nature*, 418, pp. 671-677. <https://doi.org/10.1038/nature01014>
- Tischendorf, Lutz y Lenore Fahrig (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity [Sobre el uso y la medición de la conectividad del paisaje]. *Oikos*, 90(1), pp. 7-19. <https://doi.org/doi:10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>
- Tittonell, Pablo, Gervasio Piñeiro, Lucas Alejandro Garibaldi, Santiago Dogliotti, Han Olf y Esteban G. Jobbagy. (2020). Agroecology in large scale farming: a research agenda [Agroecología en la agricultura a gran escala: una agenda de investigación]. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.584605>
- Tschardt, Teja, Ingo Grass, Thomas C. Wanger, Catrin Westphal y Péter Batáry. (2021). Beyond organic farming: harnessing biodiversity friendly landscapes [Más allá de la agricultura orgánica: aprovechando paisajes amigables con la biodiversidad]. *Trends in Ecology and Evolution*, 36(10), pp. 919-930. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>
- Tschardt, Teja, Jason M. Tylianakis, Tatyana A. Rand, Raphael K. Didham, Lenore Fahrig, Péter Batáry, Janne Bengtsson, Yann Clough, Thomas O. Crist, Carsten F. Dormann, Robert M. Ewers, Jochen Fründ, Robert

- D. Holt, Andrea Holzschuh, Alexandra M. Klein, David Kleijn, Claire Kremen, Doug A. Landis, William Laurance,... y Catrin Westphal. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes: eight hypotheses [Moderación del paisaje sobre los patrones y procesos de biodiversidad: ocho hipótesis]. *Biological Reviews*, 87(3), pp. 661-685. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185x.2011.00216.x>
- Tscharntke, Teja, Alexandra M. Klein, Andreas Kruess, Ingolf Steffan-Dewenter y Carsten Thies. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity: ecosystem service management [Perspectivas del paisaje sobre la intensificación agrícola y la biodiversidad: manejo de servicios ecosistémicos]. *Ecology Letters*, 8, pp. 857-874. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Tschumi, Matthias, Matthias Albrecht, Cédric Bärtschi, Jana Collatz, Martin H. Entling, Katja Jacot. (2016). Perennial, species-rich wildflower strips enhance pest control and crop yield [Franjas perennes de flores con alta diversidad de especies mejoran el control de plagas y el rendimiento de los cultivos]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 220, pp. 97-103. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.001>
- Ulyshen, Michael, Katherine R. Urban-Mead, James B. Dorey, James W. Rivers. (2023). Forests are critically important to global pollinator diversity and enhance pollination in adjacent crops [Los bosques son críticamente importantes para la diversidad global de polinizadores y mejoran la polinización en cultivos adyacentes]. *Biological Reviews*, 98, pp. 1118-1141. <https://doi.org/10.1111/brv.12947>
- Zamorano, Jorge, Ignasi Bartomeus, Audrey A. Grez y Lucas Alejandro Garibaldi. (2020). Field margin floral enhancements increase pollinator diversity at the field edge but show no consistent spillover into the crop field: a meta-analysis [Las mejoras florales en los bordes de parcela aumentan la diversidad de polinizadores en el borde del campo pero no muestran un desbordamiento consistente hacia el cultivo: un meta-análisis]. *Insect Conservation and Diversity*, 13(6), pp. 519-531. <https://doi.org/10.1111/icad.12454>
- Zazo, Francisco E., Claudia C. Flores y Santiago J. Sarandón. (2011). El costo oculto del deterioro del suelo durante el proceso de sojización en el Partido de Arrecifes, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 6(3), pp. 3-20.
- Zerbe, Stefan. (2021). Ecosystem restoration and agriculture: putting strong sustainability into practice [Restauración de ecosistemas y agricultura: poniendo la sostenibilidad fuerte en práctica]. En Volker Beckmann (ed.), *Transitioning to sustainable life on land* [Transición hacia una vida sostenible en la tierra] (pp.133-151). MDPI Books.

Autorías y colaboraciones

Lucas J. Andreoni

Ministerio de Bioagroindustria de la Provincia de Córdoba, Dirección de Producción Agrícola. Córdoba, Argentina.

Es ingeniero agrónomo con especialización en Agronegocios y Agricultura Sustentable. También es fundador y director de la Consultora Bioired especializada en agricultura regenerativa y direcciones técnicas. Además, es cofundador y CEO de Agrodésign dedicada al diseño de paisajes productivos, y Advisor Asociado en Eirú SAS. Se desempeña como consultor externo en diversas empresas del sector. Actualmente también es director de Producción Agrícola en el Ministerio de Bioagroindustria de la provincia de Córdoba y ha sido reconocido con el Testimonio Clarín Rural 2025 a la innovación en Agricultura.

Lucas A. Garibaldi

Universidad Nacional de Río Negro, Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural. Río Negro, Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Argentina.

Es ingeniero agrónomo y doctor en Ciencias Agropecuarias por la Universidad de Buenos Aires. Es investigador del CONICET, profesor de la Universidad Nacional de Río Negro y director del Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), con dependencia de la Universidad Nacional de Río Negro y el CONICET. Desarrolla investigación a nivel local y global para fomentar la sostenibilidad ecológica, social y económica de sistemas agropecuarios y forestales. Sus estudios tratan sobre agroecología, biodiversidad, interacciones planta-insecto, servicios ambientales y su contribución al bienestar humano.

Facundo J. Oddi

Universidad Nacional de Río Negro, Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural. Río Negro, Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Argentina.

Es ingeniero forestal por la Universidad Nacional de La Plata y doctor en Biología por la Universidad Nacional del Comahue. Es investigador del CONICET en el Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNA, UNRN-CONICET), y docente de la Universidad Nacional de Río Negro. Estudia problemáticas asociadas al uso del suelo y el manejo sustentable de sistemas forestales y otros paisajes productivos. Su investigación presenta un énfasis espacial y sus abordajes incluyen el uso de tecnologías de información geográfica y técnicas de modelado.

Paula F. Zermoglio

Universidad Nacional de Río Negro, Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural. Río Negro, Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Argentina.

Es licenciada en Ciencias Biológicas por la Universidad de Buenos Aires y doctora en Ciencias Biológicas por la Universidad de Buenos Aires y la Université de Tours (Francia). Es investigadora del CONICET en el Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD, UNRN-CONICET). Sus temas de investigación se centran en la ecología y diversidad de insectos asociados a actividades productivas humanas y las interacciones y contribuciones de estos grupos en sistemas agrícolas y forestales.

Paisajes agrícolas multifuncionales. De la ciencia a la práctica

Lucas Alejandro Garibaldi y otros.

Primera edición. - Viedma : Universidad Nacional de Río Negro, 2026.

98 p. ; 23 x 15 cm. - (Enlaces)

ISBN 978-631-6822-05-5

1. Agricultura Sustentable. 2. Biodiversidad. 3. Hábitat. I. Garibaldi, Lucas Alejandro
CDD 338.1



UNRN

Universidad Nacional
de **Río Negro**

© Universidad Nacional de Río Negro, 2026.
editorial.unrn.edu.ar
Belgrano 526, Viedma, Río Negro, Argentina.

© Lucas A. Garibaldi, 2026.
© Paula F. Zermoglio, 2026.
© Facundo J. Oddi, 2026.
© Lucas J. Andreoni, 2026.
Queda hecho el depósito que dispone la Ley 11.723.

Dirección editorial: Ignacio Artola
Coordinación editorial: Diego Martín Salinas
Edición y corrección de textos: Verónica García Bianchi
Corrección de pruebas: Diego Martín Salinas
Diagramación y diseño: Sergio Campozano
Imagen de tapa: Editorial UNRN, 2026.

Esta obra tuvo el apoyo de la Secretaría de Investigación, Creación Artística, Desarrollo y Transferencia de Tecnología de la Universidad Nacional de Río Negro, en el marco del desarrollo y resultado del PICT 40-B-857, denominado «Del vivero al productor: valoración de los servicios brindados por especies frutícolas nativas de la Patagonia», como de forma directa a través de la Dirección de Publicaciones-Editorial.



Licencia Creative Commons. BY-NC-ND

Usted es libre de compartir, copiar, distribuir, ejecutar
y comunicar públicamente esta obra bajo las condiciones de:
Atribución - No-comercial - Sin obra derivada

PAISAJES AGRÍCOLAS MULTIFUNCIONALES

De la ciencia a la práctica

fue compuesto con la familia tipográfica Alegreya y Liberation
en sus diferentes variables.

Se editó en abril de 2026 en la Dirección de Publicaciones-Editorial de la UNRN.



Paisajes agrícolas multifuncionales

La agricultura del siglo XXI enfrenta el desafío de producir alimentos para una población en crecimiento sin comprometer la biodiversidad, el clima ni la calidad de vida de las personas. La expansión de paisajes homogéneos ha llevado a la pérdida de hábitats, la degradación ambiental y la disminución de los servicios ecosistémicos de los que dependemos.

Este libro ofrece una hoja de ruta clara para rediseñar los sistemas productivos hacia paisajes multifuncionales que integren producción agrícola, conservación de la naturaleza y bienestar humano.

Con un enfoque aplicado y adaptable a diferentes contextos, la obra se convierte en un recurso indispensable para estudiantes de agronomía, ciencias ambientales y disciplinas asociadas, así como para técnicos, productores y decisores de políticas públicas interesados en promover una agricultura sustentable y económicamente viable.



UNRN Universidad Nacional
de Río Negro

