

**PROVISIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN
PAISAJES RURALES: DESARROLLO DE CRITERIOS Y
HERRAMIENTAS PARA EL ORDENAMIENTO
TERRITORIAL RURAL**

María Paula Barral

Ingeniera Ambiental

Trabajo de tesis para ser presentado como requisito parcial para
optar al Título de
DOCTOR en CIENCIAS AGRARIAS

PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS AGRARIAS

FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS

UNIVERSIDAD NACIONAL DE MAR DEL PLATA

Balcarce, Argentina

Marzo 2015

**Provisión de servicios ecosistémicos en paisajes
rurales: desarrollo de criterios y herramientas para el
ordenamiento territorial rural**

María Paula Barral

Ingeniera Ambiental

Dr. Néstor Maceira
Director

Dr. Pedro Laterra
Co-Director

**Provisión de servicios ecosistémicos en paisajes
rurales: desarrollo de criterios y herramientas para el
ordenamiento territorial rural**

María Paula Barral

Ingeniera Ambiental

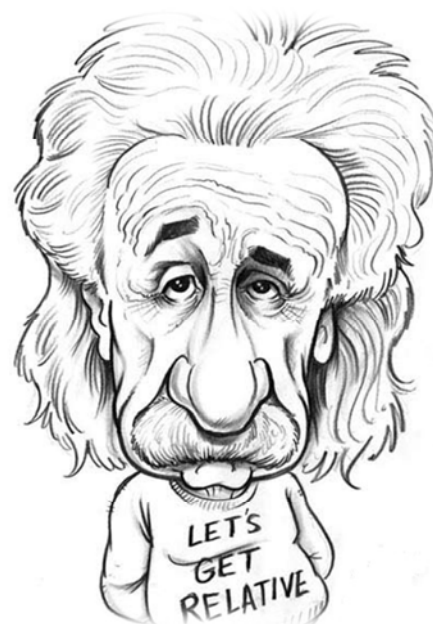
Aprobada por:

Dr. Albaladejo Christophe

Dr. Massone Héctor

Dr. Sili Marcelo

If we knew what it was we were doing,
it wouldn't be called research, would it?"



Dedicatoria

Dedico esta tesis a mis dos amores: Leo y Yoli. ¡Gracias por hacer mi vida tan linda! A Leo, mi compañero de vida, gracias por apoyarme, quererme y elegirme todos los días... y a Yoli que, en este último tramo tan intenso de la tesis, me brindo su fiel compañía siempre con alegría y amor.

Agradecimientos

Tengo que agradecer a muchísimas personas que hicieron que estos cinco años hayan sido geniales tanto en el ámbito laboral como en el personal. Primero empiezo con mi querido director, Néstor, gracias por apoyarme en todo lo que emprendo desde hace más de ocho años, siempre dispuesto a ayudarme y enseñarme con optimismo y afecto. A mi codirector, Pedro, gracias por estar siempre disponible para darme una mano y por incluirme en sus entretenidos proyectos.

A mis amigos de la 148 (y oficinas cercanas) que hacen que ir a trabajar sea divertido y gratificante. Ele con tus salidas alocadas siempre le pones condimento a la jornada, gracias amiga por compartir tantas cosas lindas estos cinco años. Anita con tu dulzura y buena onda siempre nos alegras a todos, muchas gracias por tu amistad y por cocinarme arepas tan ricas. Ale, una genia, siempre dispuesta a ayudarme en lo que necesite, gracias por estar siempre en todos los detalles. Xime, siempre buena onda, con una sonrisa y dispuesta a todo, gracias por darle frescura a la oficina! A Linis, con tu gratitud y cariño exagerado nos alegraste un año en la ofi y lo seguís haciendo cada vez que nos cruzamos y a la distancia. Lore y Nati, mis primeras amiguitas de INTA, gracias por la compañía desde el comienzo, los momentos compartidos y por estar siempre. Fede, gracias por compartir conmigo tu sabiduría difusa y tus sueños alocados y por estar cuando lo necesito. Mati, gracias por estar siempre dispuesto a darnos una mano y guiarnos con tu capacidad y buena energía. Sebas, un amigo de diez, mil gracias por la ayuda que me diste siempre, en especial en este último tramo, que me alentaste y regalaste tu valioso tiempo para que pudiera terminar este trabajo.

Más allá de la oficina... Germán, gracias por ayudarme con tanto cariño y buena onda. Al resto del grupo GEAP: Hernán, Lucia, Julieta, Malena, Karina, Gisel, Fernanda, Jorge, Sebas, los Osvaldo y Daniel por crear un ámbito de trabajo tan agradable y porque cada uno desde su lugar me ayudó en diferentes ocasiones siempre con buena onda. Del exterior... a José María Rey Benayas por darme la oportunidad de trabajar con él y conocer la tierra de mis ancestros. A Ale Carmona por ayudare a pensar soluciones metodológicas y recibirme en su casa con cariño.

A mi mamá y papá les agradezco por su amor y ayuda incondicional, gran parte de lo que soy y tengo se los debo a ellos. Lejos, ¡son los mejores! A mi hermanos, Pablo y Facu, por ser tan entretenidos, cado uno con sus peculiaridades me dan una mano cuando se las pido. Andre, herma, gracias por ser tan atenta, solidaria y estar siempre cuando te necesito y sobre todo por darme esa sobrina/ahijada tan hermosa, Aini,

siempre tan enérgica y bonita que nos alegró la vida con su llegada. Al resto de la familia: Lili, Mario, Elena, Juan, Yami, Igna, Lauri, Ivone, Mario, Javi, Vivi, Rama y, próximamente, Dalmi por hacer una familia tan linda, unida y divertida.

A mi nueva familia... Gracias Cris por estar siempre pendiente de nosotros y cuidarnos con tanto amor. Caro, Pablito, Agos, mis abuelitas postizas (Ema y Tere), Lili, Fer, gracias por darme tanto cariño y tratarme como a una más de la familia. A Malen por ser tan linda, darme tanto amor y elegirme como madrina. Alber, no hay un día en que no te recuerde... Gracias por tu cariño, apoyo y presencia constante. No todos los que se van dejan en nuestra vida una huella tan profunda como la tuya, siempre estarás en mi corazón.

A mis amigos de toda la vida, a quienes adoro y agradezco por estar siempre en todo momento pase lo que pase: Luvi, Dani, Maru, Agus, Ia, Clau, Pablo, Juani, Chino, Lucas, Gonza, Fer y Ale. Y por último, a Leo que en estos últimos meses me escuchó, apoyó y soportó con mucha paciencia y amor.

ÍNDICE GENERAL

Dedicatoria	v
Agradecimientos	vi
ÍNDICE GENERAL	viii
ÍNDICE DE TABLAS.....	xi
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xii
Resumen	xiv
Abstract	xvi
1. Introducción general	2
1.1. Hipótesis de trabajo y objetivos	12
1.2. Descripción del área de estudio.....	13
1.3. Síntesis de las metodologías implementadas	18
2. CAPITULO I: Evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos	21
2.1. Introducción.....	21
2.2. Materiales y métodos	27
2.2.1. Sistema de Información Geográfica del área de estudio	27
2.2.2. Indicadores y modelos para el mapeo de funciones ecosistémicas	28
2.2.3. Provisión relativa de cada tipo de SE.....	50
2.3. Resultados	52
2.3.1. Mapas de funciones ecosistémicas.....	52
2.3.2. Mapas de servicios ecosistémicos	55
2.4. Discusión	57
3. CAPITULO II: Patrones espaciales de propagación y captura del servicio ecosistémico amortiguación de inundaciones	60
3.1. Introducción.....	60
3.2. Materiales y Métodos	63
3.2.1. Caracterización de las subcuencas.....	63
3.2.2. Enfoque metodológico 1	65
3.2.3. Enfoque metodológico 2	66
3.3. Resultados	70
3.3.1. Enfoque metodológico 1	70
3.3.2. Enfoque metodológico 2	71
3.4. Discusión	75

4. CAPITULO III: Relaciones espaciales entre servicios ecosistémicos y biodiversidad	81
4.1. Introducción.....	81
4.2. Materiales y métodos	83
4.2.1. Muestro de aves	84
4.2.2. Modelo de diversidad de aves	85
4.2.3. Mapas de SE	92
4.2.4. Análisis de relaciones espaciales.....	92
4.3. Resultados	93
4.3.1. Mapa de diversidad de aves	93
4.3.2. Análisis de relaciones espaciales.....	95
4.3.3. Análisis de compromisos	97
4.3.4. Análisis de <i>hotspots</i> y su coincidencia espacial	100
4.4. Discusión	105
5. CAPITULO IV: Impacto de la restauración ecológica sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en agroecosistemas.....	110
5.1. Introducción.....	110
5.2. Materiales y métodos	113
5.2.1. Búsqueda de literatura.....	113
5.2.2. Extracción de la información y construcción de la base de datos.....	113
5.2.3. Análisis estadístico	117
5.3. Resultados	119
5.3.1. Información general de los estudios analizados.....	119
5.3.2. Efectos de la restauración sobre la biodiversidad y los SE	120
5.3.3. Efectos de la estrategia de restauración, el clima y la edad de restauración sobre la efectividad de la restauración.....	122
5.3.4. Relación entre la restauración de biodiversidad y SE	123
5.4. Discusión	124
5.4.1. Restauración de biodiversidad y SE	124
5.4.2. Influencia del contexto sobre la efectividad de la restauración.....	125
5.4.3. Correlación entre la restauración de la biodiversidad y la restauración de los SE	127
6. Conclusiones generales.....	130
Referencias	133
Apéndice	153

Tablas y figuras con información suplementaria del capítulo II.....	154
Tablas con información suplementaria del capítulo III	155
Tablas con información suplementaria del capítulo IV.....	158

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Clases de capacidad de uso agrícola de los suelos los suelos	16
Tabla 2. Tipos de enfoques metodológicos para la cuantificación y mapeo de SE.....	21
Tabla 3. Factores relativos de cambio de existencias de carbono	29
Tabla 4. Coeficientes por defecto de biomasa del IPCC	30
Tabla 5. Valores del número de curva derivados de categorías estándar para condición de humedad antecedente media	37
Tabla 6. Rango de valores de los parámetros empleados en el Índice DRASTIC	43
Tabla 7. Índices de ponderación empleados en el Índice DRASTIC	44
Tabla 8. Factor P asignado a cada cobertura	44
Tabla 9. Coeficientes de exportación de NT y PT	46
Tabla 10. Valores del coeficiente de intercepción de flujo para el cálculo de velocidad (k)	47
Tabla 11. Matriz de integración. Valoración del aporte relativo de cada función (filas) a cada servicio (columnas). 0: aporte bajo o despreciable, y 1: para la/s función/es que ejerce/n la máxima contribución dentro de cada servicio.	51
Tabla 12. Valores obtenidos en la cuantificación de funciones ecosistémicas	52
Tabla 13. Subcuencas analizadas y límites de altitud empleados en la zonificación... ..	64
Tabla 14. Tipos de propagación del SE de amortiguación de inundaciones en función de los beneficiarios evaluados	66
Tabla 15. Clasificación de establecimientos agropecuarios por altitud promedio (msnm)	69
Tabla 16. Modelos ajustados para predecir el porcentaje de área inundada en la cuenca baja (y)	70
Tabla 17. Promedio y desvío estándar de los valores promedio por establecimiento de captura in situ del SE de amortiguación de inundaciones de las cuencas analizadas, bajo los tres escenarios analizados	73
Tabla 18. Promedio y desvío estándar de los valores de propagación media del SE de amortiguación de inundaciones en los establecimientos de las cuencas analizadas, en los grupos 2 (cuenca media) y 3 (cuenca alta), bajo los tres escenarios analizados... ..	74
Tabla 19. Selección de variables de entrada potenciales del modelo de diversidad de aves, en base a revisión de antecedentes	88
Tabla 20. Reglas lógicas para el sub-modelo de grado de transformación antrópica.. ..	89
Tabla 21. Reglas lógicas para el modelo de diversidad de aves	90
Tabla 22. Coeficientes de correlación de Spearman entre la provisión de servicios ecosistémicos y biodiversidad (paisaje y específica).....	96
Tabla 23. Clasificación y ejemplos ilustrativos de las medidas de biodiversidad utilizadas en el meta-análisis.	115
Tabla 24. Clasificación de los indicadores de funciones y servicios ecosistémicos utilizados en el meta-análisis.	116

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema síntesis del marco conceptual utilizado en esta tesis (adaptado de Haines-Young & Potschin (2010)).....	11
Figura 2. Ubicación geográfica de la cuenca Mar Chiquita, división política y subregiones ecológicas	14
Figura 3. Hidrografía de la cuenca Mar Chiquita.....	15
Figura 4. Elevaciones de la cuenca Mar Chiquita (m.s.n.m)	15
Figura 5. Suelos de la cuenca de Mar Chiquita clasificados por su capacidad de uso agrícola.....	17
Figura 6. Rutas, pueblos y ciudades de la cuenca Mar Chiquita	17
Figura 7. Esquema síntesis de las metodologías empleadas.....	19
Figura 8. Estructura general de ECOSER.....	24
Figura 9. Funciones (cajas líneas discontinuas) y servicios ecosistémicos (cajas líneas continuas) evaluados en el área de estudio..	26
Figura 10. Clasificación de coberturas de la tierra de la Cuenca de Mar Chiquita, año 2011	28
Figura 11. Mapas de funciones ecosistémicas de almacenamiento de carbono orgánico en suelo y en biomasa (arriba) y control de la erosión y fertilidad (abajo).....	53
Figura 12. Mapas de funciones ecosistémicas de protección de acuíferos y retención de excesos de precipitación por cobertura vegetal (arriba) y retención de excesos de precipitación por humedales y filtrado de sedimentos por franjas de vegetación ribereña (abajo).	54
Figura 13. Mapas de filtrado de nitrógeno total (NT) y fosforo total (PT) por los humedales de la Cuenca de Mar Chiquita.	55
Figura 14. Mapa de SE producción potencial de cultivos.....	55
Figura 15. Mapa de SE de regulación climática y disponibilidad de agua superficial limpia (arriba) y amortiguación de inundaciones y disponibilidad de agua subterránea limpia (abajo)	56
Figura 16. Tipos de propagación espacial (P) natural.	61
Figura 17. Subcuencas seleccionadas para el análisis.	64
Figura 18. Proporción de coberturas en los distintos escenarios	71
Figura 19. Escenarios alternativos de cobertura de la tierra	72
Figura 20. Captura <i>in situ</i> de amortiguación de inundaciones por establecimiento agropecuario (mm)	73
Figura 21. Captura total de amortiguación de inundaciones (mm de precipitación retenidos) por establecimiento agropecuario en los diferentes escenarios	74
Figura 22. Diferencias entre el escurrimiento superficial (ES) generado entre la cobertura actual y el escenario 1 (Agrícola) (izquierda) y la cobertura actual y el escenario 2 (Ganadero) (derecha).	75
Figura 23. Muestreo de aves en la Cuenca de Mar Chiquita. En la figura A se muestran las 70 celdas de muestro. En la figura B se muestra una de las celdas con los 3 puntos de observación.	85
Figura 24. Esquema general de un proceso de inferencia difusa (adaptado de Weyland et al. 2012).....	87
Figura 25. Estructura del modelo de diversidad de aves.....	91
Figura 26. Mapas de riqueza de aves obtenidos con el modelo ajustado manualmente (izquierda) y con el modelo ajustado con SAMT (derecha)	94
Figura 27. Datos empleados para la calibración y validación de los modelos de riqueza de aves.....	95
Figura 28. Análisis de Componentes Principales..	96

Figura 29. Ajuste de modelos lineales de diversidad y provisión de SE en función del gradiente de agricultura	98
Figura 30. Hotspots de regulación climática.....	100
Figura 31. Hotspots de producción potencial de cultivos.....	100
Figura 32. Hotspots de disponibilidad de agua superficial limpia	101
Figura 33. Hotspots de disponibilidad de agua subterránea limpia	102
Figura 34. Hotspots de amortiguación de inundaciones.....	102
Figura 35. Hotspots de diversidad específica.....	102
Figura 36. Mapa de suma de hotspots de SE	103
Figura 37. Proporciones más relevantes en la coincidencia espacial de hotspots de los SE evaluados.. ..	103
Figura 38. Superposición de hotspots de biodiversidad específica y servicios ecosistémicos	104
Figura 39. Coincidencia espacial de hotspots de SE y biodiversidad (BD).....	105
Figura 40. Marco de estrategias (integración de tierras o separación de tierras) y acciones de restauración específicas (pasivas o activas) identificadas en los agroecosistemas estudiados. Los números en las cajas indican cuántos artículos pertenecen a cada grupo.	120
Figura 41. Magnitud del efecto promedio (radio de respuesta) para biodiversidad y SE en agroecosistemas restaurados vs. Convertidos.....	121
Figura 42. Magnitud del efecto promedio (radio de respuesta) para biodiversidad y FE en agroecosistemas restaurados vs. Ecosistemas de referencia.	122
Figura 43. Coeficiente de correlación de Spearman entre los radios de respuesta para biodiversidad y SE en agroecosistemas restaurados con respecto a los convertidos.	123

Resumen

Actualmente se reconoce que el enfoque de servicios ecosistémicos (SE) brinda herramientas de gran utilidad para apoyar una toma de decisiones informada, particularmente en el ordenamiento territorial, por cuanto permite vincular decisiones, factores de cambio, ecosistemas y bienestar humano. Sin embargo, su aplicación es aún incipiente debido a inconsistencias conceptuales y metodológicas que limitan su incidencia. Esta tesis contribuye a revertir parcialmente esta situación aportando información y procedimientos novedosos en el campo de SE. En tal sentido, se evaluó la provisión de cinco SE en una cuenca representativa del sudeste bonaerense (Cuenca de Mar Chiquita): la regulación climática, la producción potencial de cultivos, la disponibilidad de agua superficial limpia, la disponibilidad de agua subterránea limpia y la amortiguación de inundaciones. Para la cuantificación y mapeo de los mismos se desarrolló un conjunto de procedimientos que integran un protocolo de mapeo original orientado al ordenamiento territorial (ECOSER). Para el SE de amortiguación de inundaciones, crítico en el área de estudio, se estudiaron también los patrones de propagación y captura, con el fin de estimar de qué modo este SE se traducía en beneficios efectivos para los productores agropecuarios de diferentes subcuencas. A su vez, se analizaron las relaciones espaciales entre SE y biodiversidad y la posibilidad de su mejora a través de acciones de restauración ecológica. Los resultados obtenidos permitieron describir los patrones espaciales en la provisión de los SE estudiados e identificar zonas claves para impulsar su conservación. Mediante la simulación de escenarios alternativos de uso de suelo (imágenes de futuro) se puso en evidencia el rol que cumplen las distintas coberturas vegetales en amortiguar inundaciones y la importancia de conocer y tener en cuenta los procesos de propagación y captura para que el enfoque de SE resulte operativo al momento de tomar decisiones. El análisis de las relaciones espaciales reveló que un 18% de la cuenca analizada tendría valor estratégico para planificar la conservación simultánea de biodiversidad y SE, sin competir con la producción de cultivos. Por último, se demostró que la restauración ecológica en agroecosistemas es efectiva en términos generales y puede ser recomendada como alternativa para mejorar biodiversidad y provisión de SE. Los productos generados en esta tesis revisten interés teórico por su capacidad para mejorar nuestra comprensión de las relaciones

entre la sociedad y los ecosistemas, proveyendo criterios y herramientas para orientar la toma de decisiones sobre usos de la tierra y gestión del paisaje rural.

Palabras claves: funciones ecosistémicas, modelos espaciales, agroecosistemas, restauración ecológica, planificación territorial.

Abstract

Currently it is now acknowledged that the ecosystem services (ES) approach provides a useful tool (particularly in land use planning) to support an informed decision making, because it allows linking decisions, factors of change, ecosystems and human welfare. However, its implementation is still in its infancy due to conceptual and methodological weaknesses that limit its impact. This thesis contributes to partially reverse this situation by providing information and novel procedures in the field of ES. In this regard, the provision of five ES was assessed in a representative basin of the Southeast of Buenos Aires Province (Mar Chiquita basin): climate regulation, potential crop production, clean surface water availability, clean groundwater availability and flood regulation. A set of procedures were developed to quantify and map these ES, which are part of ECOSER (a GIS modelling framework aimed at the collaborative assessment of ecosystem services for land use planning). For flood regulation ES, which is critical in the studied area, the propagation and capture spatial patterns were also studied to estimate how this ES translates into effective benefits for farmers of different sub-basins. Also, the spatial relationships between ES and biodiversity and their potential improvement through ecological restoration actions were analysed. The results allowed the description of spatial patterns in the provision of the studied ES and the identification of key areas to promote conservation. The analysis of spatial relationships revealed that 18% of the basin studied would be strategic to plan the simultaneous conservation of biodiversity and ES, without competing with crop production. The simulation of alternative land use scenarios (images of the future) allowed to highlight the role of different vegetation covers in buffering floods and the importance of taking into account the propagation and capture processes to make ES approach operational in making decisions. Finally, it was shown that ecological restoration in agroecosystems is effective in general and can be recommended as an alternative to enhance biodiversity and provision of ES. The products of this thesis are of theoretical interest for its ability to improve our understanding of the relationship between society and ecosystems, providing criteria and tools to guide decision-making on land use and management of rural landscape.

Keywords: ecosystem functions, spatial models, agroecosystems, ecological restoration, territorial planning.

Introducción general

1. Introducción general

Agriculturización y ordenamiento territorial

Argentina se encuentra atravesando, en las últimas décadas, una nueva fase de expansión de la agricultura debida principalmente a los rápidos incrementos en la demanda y en el precio internacional de granos, la adopción de nuevas tecnologías y el crecimiento de escala de las empresas agropecuarias (Manuel-Navarrete et al., 2009). Las ecorregiones argentinas más afectadas por esta nueva fase son la Chaqueña, de las Yungas y la Pampeana.

En las ecorregiones Chaqueña y de las Yungas hasta la década de 1980 se realizaba extracción de madera y carbón, ganadería de baja intensidad y agricultura en pequeña escala principalmente por pueblos indígenas, criollos (nativos descendientes de españoles) e inmigrantes europeos (Morello et al., 2012). Pero durante las últimas tres décadas, esta diversidad cultural cambió radicalmente debido a la expansión conjunta del cultivo de soja y de pasturas (motivada principalmente por los factores mencionados más arriba). Los agricultores y ganaderos capitalizados adquirieron tierras para implementar sistemas de producción de alta intensidad, causando el desplazamiento de los actores locales y el éxodo rural (Grau et al., 2005; Paruelo et al., 2011). La soja se expandió reemplazando otros cultivos (ej. Algodón) y sistemas naturales como pastizales y bosques (Gasparri and Grau, 2009; Manuel-Navarrete et al., 2009).

En la ecorregión Pampeana, durante más de un siglo, las tierras arables se utilizaron para el cultivo y la cría de ganado. Durante la década de 1960 predominaban aún los sistemas mixtos de cultivos y ganadería de bajos insumos (Viglizzo et al., 2001), pero a partir de 1970 comenzó la expansión de los cultivos a expensas de las tierras de pastoreo y un uso más intensivo de insumos agrícolas (maquinaria y agroquímicos). En los años noventa, este proceso de “agriculturización” se aceleró con la adopción de nuevas tecnologías como la siembra directa y la soja resistente al glifosato (Navarrete et al., 2009) y la producción de ganado fue intensificada (*feedlots*) y/o desplazada a áreas marginales (Viglizzo et al., 2010).

La expansión de la soja en la región Pampeana se asoció a profundos cambios sociales y ecológicos. Se produjo un salto de escala en las empresas agropecuarias, donde, entre 1988 y 2002, el tamaño promedio de los establecimientos se incrementó en un 25% y un 34% de los pequeños y medianos productores dejaron la actividad (SAGPyA, 2002). Además, el 75% de la producción de granos paso a ser manejada por arrendatarios (Pengue, 2005). Dentro de los cambios ecológicos existen

evidencias sobre las consecuencias negativas de este proceso en la región. Con respecto a la calidad del agua, Costa et al. (2002) encontraron contaminación de agua subterránea por fertilizantes inorgánicos en una cuenca del sudeste bonaerense. Peruzzo et al. (2008) encontraron glifosato (principal herbicida aplicado en cultivos de soja) en aguas superficiales como consecuencia de la deriva y escurrimiento superficial en arroyos del norte de la provincia de Buenos Aires. Mientras que Aparicio et al. (2013) encontraron este mismo herbicida en suelos y agua superficial en cuencas del sudeste de la misma provincia.

Con la “agriculturización” se intensificó el riesgo de la degradación de los suelos, causando serios problemas como pérdida de nutrientes, acidificación, compactación, contaminación y erosión (Herrera et al., 2013; Viglizzo and Frank, 2010). Otro problema importante que afecta a los suelos de la región es la pérdida de carbono orgánico, cuando el mismo disminuye no sólo afecta la calidad y salud de los suelos sino que contribuye a incrementar las concentraciones de dióxido de carbono en la atmosfera (gas con efecto invernadero). Villarino et al. (2014) encontraron pérdidas de carbono orgánico para los suelos de la región Pampeana cercanos al 35% como consecuencia de los cambios en el uso del suelo.

A su vez, el avance de la frontera agrícola a expensas de sistemas naturales trajo aparejada la degradación y pérdida de fragmentos de pastizales, ecosistemas ribereños y humedales (Booman et al., 2012; Herrera et al., 2009; Orúe et al., 2011) lo que implicó grandes pérdidas de biodiversidad. En poblaciones de peces, Carrquiriborde et al. (2007) registraron el impacto de plaguicidas (asociados al cultivo de soja) en arroyos del noroeste bonaerense. Para poblaciones de aves y mamíferos, el impacto de la agricultura en la región está ampliamente documentado (Bilenca et al., 2009; Codesido et al., 2011; Schrag et al., 2009; Weyland et al., 2012).

Si bien recientemente el precio internacional de la soja ha disminuido, generando esto una atenuación del dominio de este cultivo, es poco probable que la superficie agrícola se retraiga, esperándose más bien un reemplazo relativo entre los cultivos dominantes para optimizar la renta directa de la agricultura.

Frente a estas cuestiones se hace necesaria la intervención del estado a través de políticas que contribuyan a mejorar las condiciones de vida, proteger y conservar los recursos naturales y el ambiente, promover un modelo de desarrollo territorial equilibrado y sostenible, así como situar y reglamentar las actividades socioeconómicas que se desarrollan en un determinado territorio (Paruelo et al., 2014). Este tipo de intervenciones se conoce como Ordenamiento Territorial Rural (OTR).

El OTR es un proceso político-técnico-administrativo orientado a la organización, planificación y gestión del uso y ocupación del territorio, en función de las características y restricciones biofísicas, culturales, socioeconómicas y político-institucionales. Este proceso debe ser participativo e interactivo y basarse en objetivos explícitos que propicien el uso inteligente y justo del territorio, aprovechando oportunidades, reduciendo riesgos, protegiendo los recursos en el corto, mediano y largo plazo y repartiendo de forma racional los costos y beneficios del uso territorial (MAGyP, 2012).

Un proceso de OTR debe tener al menos cuatro etapas que no ocurren de forma estrictamente secuencial, ya que si bien presentan una secuencia temporal definida, tienen un alto grado de superposición. Paruelo et al. (2014) denominaron a estas etapas como: preparatoria, de diagnóstico, de planificación y de gestión. Uno de los pasos en la etapa preparatoria es la definición del sistema territorial a ordenar el cual puede ser concebido como un sistema socio-ecológico, donde los humanos dependen de los recursos y servicios que proveen los ecosistemas y la dinámica de los ecosistemas está influida por las actividades humanas (Ostrom, 2009). En la etapa de diagnóstico se caracterizan todos los componentes del sistema socio-ecológico: los aspectos normativos e institucionales, la tenencia y propiedad de la tierra, los actores, el capital humano y social, los conflictos, la infraestructura, el capital biofísico y el impacto de las diferentes transformaciones en la cobertura y uso del suelo sobre estos componentes. Luego, en la etapa de planificación se definen las metas y los objetivos que materializan la visión de futuro deseado y guían todas las acciones tendientes a alcanzarla. Se identifican y evalúan las propuestas factibles, efectivas y/o equitativas, al mismo tiempo que se trabaja sobre las estrategias y cursos de acción a priorizar. En esta etapa también se diseña un sistema de monitoreo y seguimiento para el plan de OTR y se valida el mismo con la autoridad de aplicación y a través de una amplia, representativa y genuina participación de todos los sectores involucrados. Por último, en la etapa de gestión se establece un órgano gestor de carácter técnico, político, estratégico y operativo que permitirá guiar y coordinar la ejecución del plan, controlar su cumplimiento, realizar un seguimiento del grado de implementación de cada etapa, proponer modificaciones y adaptaciones, elaborar informes sobre la actividad, dinamizar la participación social y mantener informados a los actores participantes del proceso, a las instancias políticas y a la comunidad en general (Paruelo et al., 2014).

Como fue mencionado anteriormente, en la etapa de diagnóstico se describe y caracteriza el socio-ecosistema a ordenar. Una de las propiedades de este sistema es

la organización espacial del territorio; esta propiedad multidimensional y espacialmente explícita depende de la influencia de impulsores externos y de mecanismos de retroalimentación entre el sistema social y el sistema ecológico. Un componente clave de esa propiedad es la “distancia” entre quienes perciben los beneficios de decisiones de uso específicas (ej. deforestación) y quienes asumen los costos de las mismas. Uno de los mayores costos asociados a decisiones de transformación de los ecosistemas es la pérdida de servicios ecosistémicos (de aquí en adelante SE), lo cual a su vez afecta la capacidad de los sistemas naturales de sustentar las necesidades humanas. La organización espacial del territorio no es la mera resultante de un proceso de planificación, sino que depende de un conjunto de factores que operan a escala geológica (ej. relieve), ecológico-evolutiva (ej. composición, distribución y resiliencia de los ecosistemas nativos), histórica (ej. cultura, sistema económico), de la acción de impulsores actuales (ej. mercados internacionales) y los distintos instrumentos de política territorial tales como el OTR (Latterra and Nahuelhual, 2014).

El enfoque de servicios ecosistémicos aplicado a planes de ordenamiento territorial

El enfoque de SE parte de la premisa de que el buen funcionamiento de los ecosistemas es crítico para el bienestar humano, para la mitigación de la pobreza y para el desarrollo económico. Los SE pueden definirse como aquellos procesos y componentes de los ecosistemas que contribuyen o son utilizados (activa o pasivamente) en la generación de beneficios o bienestar para la sociedad (Fisher et al., 2009). Los SE pueden clasificarse en tres grandes grupos: de regulación (ej. amortiguación de inundaciones), de provisión (ej. producción potencial de alimentos) y culturales (ej. oportunidades de recreación) (Hein et al., 2006; Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

La internalización de los SE en las políticas públicas sobre usos de la tierra es una necesidad advertida durante la última década por la comunidad científica internacional (Maes et al., 2012) y más recientemente por las comunidades científicas de Latinoamérica. La implementación del enfoque de SE comienza analizando el sistema (paisaje terrestre o marino) e identificando los SE provistos por el mismo y los grupos de interés involucrados. Posteriormente se mapean los flujos de SE y se identifican los beneficios, los beneficiarios, los costos, los perdedores y los ganadores. Lo anterior se repite bajo distintos escenarios y todo el proceso termina con una evaluación o reevaluación de los resultados en el marco de un determinado escenario político (Latterra and Nahuelhual, 2014).

El enfoque de SE ha ganado claridad conceptual a partir del modelo de cascada (Figura 1, recuadros grises) propuesto por Haines-Young and Potschin (2010) y de Groot et al. (2010). Este modelo plantea una secuencia de valor conceptual y metodológico que vincula el capital natural (biodiversidad, ecosistemas) con el bienestar humano. Remontando esa cascada desde el bienestar hasta el capital natural, este modelo describe un flujo de procesos socio-ecológicos entre los que se distinguen: a) los beneficios, como aquellos productos finales de los ecosistemas que en interacción con la actividad socioeconómica y/o cultural aportan al bienestar, b) los SE propiamente dichos, como aquellos procesos ecosistémicos que soportan directa o inmediatamente la generación de beneficios, y c) las funciones ecosistémicas, como el conjunto de procesos que soporta la provisión de un determinado SE y que dependen de la calidad del ecosistema (tipo, extensión, estado de conservación). Es importante destacar que según este modelo y en contraste con la definición más difundida de SE (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), los SE no consisten en los beneficios derivados de los ecosistemas, ya que estos últimos representan la porción de SE efectivamente capturada o usada para incrementar o satisfacer las necesidades o el bienestar de las sociedades. Así, mientras la provisión de SE refleja la capacidad potencial de un ecosistema o determinada porción del paisaje para soportar beneficios (ej. mantenimiento de un caudal de agua de calidad), estos últimos exigen la intervención humana para concretarse (ej. entrega domiciliaria de agua potable). Uno de los principales aportes de este modelo consiste en la clara distinción entre funciones (o servicios intermedios) y SE finales, reconociendo implícitamente que una misma función puede aportar a distintos SE y que un mismo SE puede depender de distintas funciones; por lo tanto, los beneficios no se vinculan directa y biunívocamente con las funciones. Esta distinción también resulta importante para evitar el doble conteo en las evaluaciones económicas de los SE. Actualmente se reconoce que los SE y los mapas producidos bajo este enfoque siguiendo el modelo de cascada pueden ser indicadores ambientales poderosos para apoyar una toma de decisiones informada, particularmente en procesos de OTR (Latterra and Nahuelhual, 2014) por cuanto ellos vinculan decisiones, factores de cambio, ecosistemas y bienestar humano (Burkhard et al., 2012; Daily and Matson, 2008).

Como se mencionó anteriormente, uno de los pasos necesarios para la implementación del enfoque de SE en la toma de decisiones es el mapeo de la oferta de SE. En los últimos años los trabajos sobre mapeo aumentaron notablemente (Seppelt et al., 2011), sin embargo, a pesar de los importantes avances en este área,

revisiones recientes de literatura dan cuenta de la falta de consistencia y adecuación de los enfoques de evaluación para la toma de decisiones (Palomo et al., 2008; Seppelt et al., 2011), lo cual cuestiona la confiabilidad de los métodos. Esta situación presenta un problema para los tomadores de decisiones y quienes elaboran políticas y también para los investigadores en el tema, ya que limita el desarrollo de metodologías consistentes y, consecuentemente, dificulta evaluar la credibilidad de los resultados y reduce su comparabilidad (Nahuelhual et al., 2013). Por su parte, los enfoques de evaluación ecológica de funciones y SE generalmente carecen de alcance (número de SE) y escala (espacial y temporal) como para ser relevantes a la mayoría de las preguntas asociadas a la toma de decisiones y diseño de políticas (Nelson et al., 2009). Por lo tanto, uno de las limitantes en la aplicación del enfoque de SE es la falta de herramientas y metodologías para la evaluación espacial de SE, en estos aspectos se concentra el capítulo I de esta tesis.

Evaluación de los servicios ecosistémicos

Los enfoques y técnicas empleados hasta el momento para cuantificar y evaluar la provisión de SE pueden agruparse en: evaluaciones biofísicas (ej. Barral and Maceira, 2012; Egoh et al., 2008; Nelson et al., 2009; Viglizzo and Frank, 2006), valoraciones socio-económicas (ej. Constanza et al., 1997; Núñez et al., 2006) y valoraciones socio-ecológicas (ej. Palomo et al., 2013). Cada uno de estos trabajos considera, en mayor o menor medida, una serie de aspectos como el número de SE evaluados, la inclusión de compromisos y sinergias entre los SE, la demanda de la sociedad atribuida al potencial que ofrecen los SE y la vulnerabilidad del sistema frente a la pérdida del SE, entre otros (Ferraro et al., 2011). Sin embargo, se encontraron pocos antecedentes que en su análisis contemplen e integren no sólo la generación del SE sino también su propagación espacial y su captura/utilización por parte de la sociedad (Bagstad et al., 2013; Fisher et al., 2009; Hauck et al., 2013; Serna-Chavez et al., 2014).

Los SE involucran una trama compleja de interacciones entre el lugar donde estos servicios se generan y aquel donde se capturan o utilizan (Verón et al., 2011). Estas interacciones se manifiestan en distintas escalas de tiempo y espacio y son percibidas en forma diferente por la sociedad de acuerdo a sus pautas culturales. Por ejemplo, un humedal ubicado en la parte alta de una cuenca contribuye al SE de disponibilidad de agua limpia al filtrar los contaminantes generados de las actividades agrícolas en dicho sector pero el beneficio es capturado por los habitantes de una ciudad ubicada en la parte baja de la cuenca. La propagación espacial del SE (es decir, hasta dónde llega

ese SE y dónde se convierte en beneficio) dependerá de las propiedades biofísicas de ese humedal, de las condiciones climáticas y de aspectos vinculados al contexto espacial de la cuenca.

La propagación y captura de los SE dependen también de la escala temporal. En el caso de la regulación hidrológica, esto se observa cuando la transformación de la cobertura en territorios muy planos provoca un proceso lento pero sostenido de ascenso freático y transporte de sales (Jobbagy, 2011) que se traduce, después de décadas o de más de un siglo, en anegamiento y salinización de suelos y aguas. La generación del servicio de regulación hidrológica se interrumpe, entonces, mucho antes de que se traduzca en un problema para la sociedad (Verón et al., 2011).

Por lo tanto, la captura es un aspecto que debe tenerse en cuenta en la evaluación de SE para que sea de utilidad en la toma de decisiones, en especial para los SE de regulación, que en su mayoría, presentan los mencionados desacoples espaciales y/o temporales. El SE de amortiguación de inundaciones es un claro ejemplo de esta situación y, dada su relevancia en muchas zonas del mundo, los esfuerzos por su cuantificación cada vez son mayores (Stürck et al., 2014). Este SE representa la capacidad del ecosistema para atenuar los riesgos de inundación causados por los excesos de precipitaciones, reduciendo la fracción de escorrentía. La idea de que el paisaje (es decir, la estructura y composición de la vegetación y uso del suelo) tiene la capacidad de impactar en la frecuencia, duración y magnitud de las inundaciones se discute y estudia desde hace muchos años (Andréassian, 2004). La provisión de este SE es muy dependiente de la configuración espacial del ecosistema (ej. Humedal o pastizal) que lo genera, como por ejemplo la ubicación, la forma y la conectividad (Bastian et al., 2012; Stürck et al., 2014).

En ciertas zonas de la región Pampeana, los episodios cíclicos de inundaciones y anegamientos han sido informados desde mediados del siglo XVI, comprometiendo tierras agrícolas y ganaderas y afectando las actividades socio-económicas de la región (Moncaut, 2001). En un estudio realizado para la cuenca de Mar Chiquita ubicada en el sudeste bonaerense (área de estudio de esta tesis), se registraron dentro de un período de 20 años más de cinco inundaciones, como en el año 2002 donde 3.200km² de la superficie de la cuenca (20%) quedaron bajo agua (Zelaya, 2011). Por lo tanto, en la zona de estudio el servicio ecosistémico de amortiguación de inundaciones es muy relevante y es importante conocer bajo que combinaciones de uso de la tierra y patrones del paisaje la provisión y la propagación del servicio resultan más efectivas (este aspecto se aborda en el capítulo II).

Identificación de sitios prioritarios para la conservación y/o restauración: biodiversidad y servicios ecosistémicos

Una vez definidos los criterios y métodos para la cuantificación y mapeo de SE, los mapas resultantes tienen numerosas potencialidades como herramientas para el OTR, una de las cuales es la identificación de sitios prioritarios para la conservación. Tradicionalmente las estrategias de conservación se enfocaron en la biodiversidad, pero a partir del surgimiento y creciente aceptación del enfoque de SE, el interés por conservar tanto la biodiversidad como la provisión de SE ha sido creciente (Naidoo et al., 2008). Desde esta perspectiva surge un primer gran interrogante: ¿es posible conservar ambos aspectos en simultáneo?

El modelo de cascada (Figura 1, recuadros grises) pone de manifiesto cómo la estructura y los procesos ecosistémicos (funciones ecosistémicas) dependen del tipo y distribución de especies de plantas y animales presentes (estructura biológica) y de variables abióticas que regulan la manera en que circula la materia y fluye la energía dentro y fuera de los límites del ecosistema (Odum, 1984). La biodiversidad, entendida como la trama de los componentes vivos de los ecosistemas, es la base del bienestar humano ya que afecta, y a menudo sostiene, la provisión de SE (Díaz et al., 2011; Hooper et al., 2005).

El rol que cumple la biodiversidad en la provisión de SE es un aspecto muy debatido (Swift et al., 2004). El MEA (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) y muchas publicaciones subsecuentes sugieren que la biodiversidad y la provisión de SE están positivamente relacionadas (Balvanera, 2001; Balvanera et al., 2006, 2005; Giller and Donovan, 2002; Hector and Bagchi, 2007; Pywell et al., 2011a; Srivastava and Vellend, 2005). Sin embargo, algunos estudios indican que la congruencia espacial entre las áreas relevantes para la conservación de la biodiversidad y las áreas en donde se generan los SE es en todo caso parcial y dependiente del tipo de SE considerado y la escala de análisis (Anderson et al., 2009; Chan et al., 2006; Egoh et al., 2008; Eigenbrod et al., 2010; Naidoo et al., 2008; Nelson et al., 2009). La identificación de estas áreas es un aspecto muy importante en el diseño de políticas de ordenamiento territorial ya que permitiría concentrar esfuerzos y facilitar la aplicación de medidas de conservación (Anderson et al., 2009; Chan et al., 2006; Turner et al., 2007). En estos aspectos se enfoca el capítulo III.

Por último, en línea con lo anterior, una de las estrategias que comenzó a implementarse en los últimos años para revertir pérdidas de biodiversidad y/o provisión

de SE es la restauración de ecosistemas (Bullock et al., 2011; Rey Benayas et al., 2009b). La restauración ecológica es una actividad deliberada que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema con respecto a su salud, integridad y sostenibilidad. Con frecuencia, el ecosistema que requiere restauración se ha degradado, dañado, transformado o resultó totalmente destruido como resultado directo o indirecto de las actividades del hombre (SER, 2004).

Si bien la evidencia reciente indica que la restauración puede incrementar exitosamente la biodiversidad y los SE, no debería asumirse que restaurar biodiversidad inevitablemente mejorará los SE o viceversa (Bullock et al., 2011). Distintos niveles de biodiversidad y distintos SE pueden mostrar trayectorias contrarias durante la restauración, provocando conflictos y compromisos (*trade-offs*). Las acciones de restauración enfocadas en un SE particular podrían conducir a impactos negativos sobre la biodiversidad o la provisión de otros SE; por lo tanto es necesario considerar todos estos aspectos cuando se planifican acciones de restauración (Bullock et al., 2011). Benayas y colaboradores (2009) en un estudio de nivel global donde analizaron 89 casos de restauración ecológica para un rango amplio de ecosistemas, encontraron que la restauración incrementó la provisión de SE y los niveles de biodiversidad en un 25 y 44% respectivamente. En el caso de Argentina y otros países donde la producción agrícola es un componente importante de la economía nacional, resulta especialmente importante evaluar cómo acciones de restauración enfocadas específicamente en los agroecosistemas influyen sobre estas dos variables. Este tema se aborda en el capítulo IV.

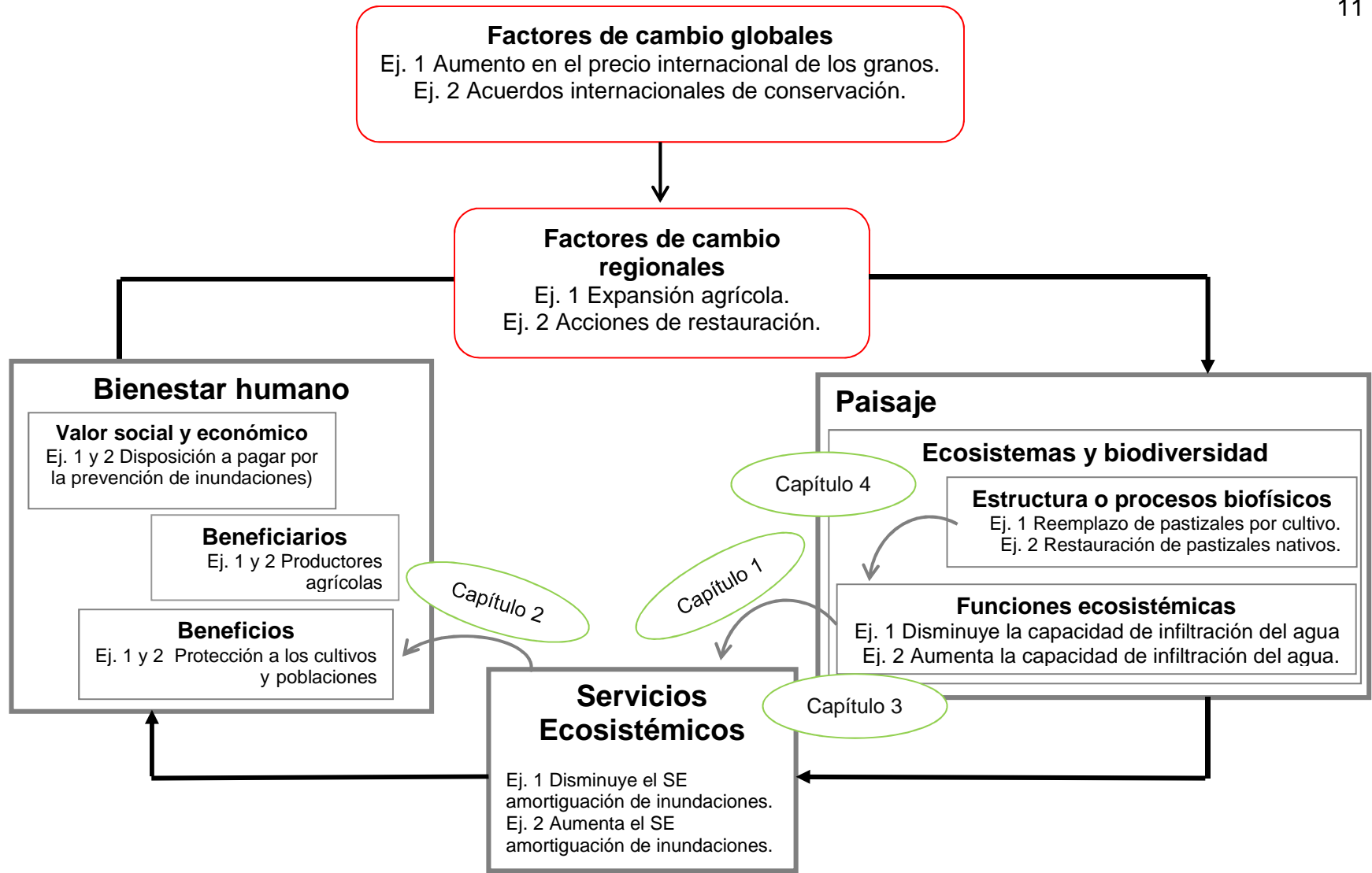


Figura 1. Esquema síntesis del marco conceptual utilizado en esta tesis (adaptado de Haines-Young & Potschin (2010)). Los recuadros grises representan el modelo conceptual de “cascada” de los SE. Las elipses verdes indican dónde se posicionan los capítulos de la tesis.

1.1. Hipótesis de trabajo y objetivos

H1. La provisión de SE en paisajes rurales está asociada positivamente con la biodiversidad (diversidad del paisaje y de especies) y negativamente con la agricultura (superficie ocupada por cultivos).

P1. Al aumentar la superficie bajo agricultura disminuye la biodiversidad y la provisión de algunos SE como la amortiguación de inundaciones, la regulación climática y la disponibilidad de agua limpia.

P2. Acciones de restauración ecológica orientadas a mejorar la biodiversidad en agroecosistemas mejoran simultáneamente la provisión de servicios ecosistémicos y viceversa.

H2. La captura del servicio ecosistémico de amortiguación de inundaciones, expresada como áreas cultivadas no inundadas en una determinada cuenca, depende de la estructura del paisaje de la cuenca en términos de proporción, ubicación y conexión de las áreas que proveen ese servicio (p.e. pastizales y humedales).

P1. Para un rango determinado de precipitaciones, existe una proporción mínima de pastizales y humedales en la cuenca a partir de la cual el riesgo de inundación de las áreas cultivadas crece abruptamente.

P2. Para una misma proporción de áreas de pastizales y humedales, un patrón espacial caracterizado por una mayor cantidad de áreas pequeñas pero interconectadas será más efectivo en la propagación del servicio ecosistémico que un patrón de pocas áreas más grandes pero escasamente conectadas.

OBJETIVOS GENERALES

1. Describir funcional y espacialmente la provisión, propagación y captura de servicios ecosistémicos relevantes en paisajes agropecuarios pampeanos.
2. Analizar las relaciones espaciales entre servicios ecosistémicos y biodiversidad y la posibilidad de su mejora a través de procedimientos de restauración ecológica.
3. Proveer criterios y herramientas para el empleo de esta información en planes de ordenamiento territorial rural.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

O1- Ajustar los protocolos y modelos disponibles para la evaluación y mapeo de la provisión de los siguientes servicios ecosistémicos en paisajes agropecuarios: amortiguación de inundaciones, regulación climática, disponibilidad de agua limpia superficial y subterránea y producción potencial de cultivos (Capítulo 1).

O2- Generar modelos que permitan describir y evaluar patrones espaciales de propagación y captura del servicio ecosistémico de amortiguación de inundaciones (Capítulo 2).

O3- Analizar las relaciones espaciales y eventuales conflictos entre las áreas de provisión de servicios ecosistémicos y las áreas relevantes en términos de biodiversidad (Capítulo 3).

O4- Estudiar cómo las acciones de restauración ecológica en agroecosistemas pueden afectar la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos (Capítulo 4).

1.2. Descripción del área de estudio

El área de estudio seleccionada para el desarrollo de esta tesis es la cuenca de la laguna costera Mar Chiquita, ubicada en el sudeste de la provincia de Buenos Aires (Figura 2). Esta cuenca presenta un ensamble de diferentes ambientes agroecológicos pampeanos en un área aproximada de un millón y medio de hectáreas; incluye un sector de sierras (pedemonte del sistema de Tandilia) y tierras altas correspondiente a la subregión de la Pampa Austral, y otro sector de tierras bajas correspondiente a la Pampa Deprimida (León, 1991). La cuenca se emplaza dentro de los límites de 11 partidos, de los cuales sólo dos están incluidos en su totalidad en la misma (Mar Chiquita y Pinamar) (Figura 2).

En el sector de la cuenca correspondiente a la Pampa Austral, el área de sierras presenta riesgos altos de erosión hídrica, con suelos someros de escasa capacidad de almacenamiento de agua y pendientes elevadas; en las tierras altas vecinas a las sierras se ubican los suelos de mayor aptitud agrícola de la cuenca, pero los relieves son aún pronunciados, persistiendo los riesgos de erosión. En el sector correspondiente a la Pampa Deprimida existen limitaciones edáficas para la agricultura, asociadas a suelos heterogéneos con alto contenido de sodio y drenaje deficiente. En esta zona, la ausencia de pendientes y las malas condiciones de drenaje dificultan la generación de escurrimiento y dan lugar a lagunas y humedales. Estos factores condicionan el uso del suelo en la cuenca, conformando un sector principalmente agrícola con presencia de explotaciones destinadas a la horticultura (cinturón hortícola de Mar del Plata) en la zona de Pampa Austral, y un sector con predominio ganadero dedicado principalmente a la cría bovina en la Pampa Deprimida, en el cual se registró en las últimas décadas un avance relativo importante de la agricultura mediada por la tecnología de siembra directa (Herrera et al., 2009). Dentro

de esta última subregión se diferencia un tercer sector correspondiente a la zona costera y de la laguna Mar Chiquita, de alto valor turístico y para la conservación de la biodiversidad.

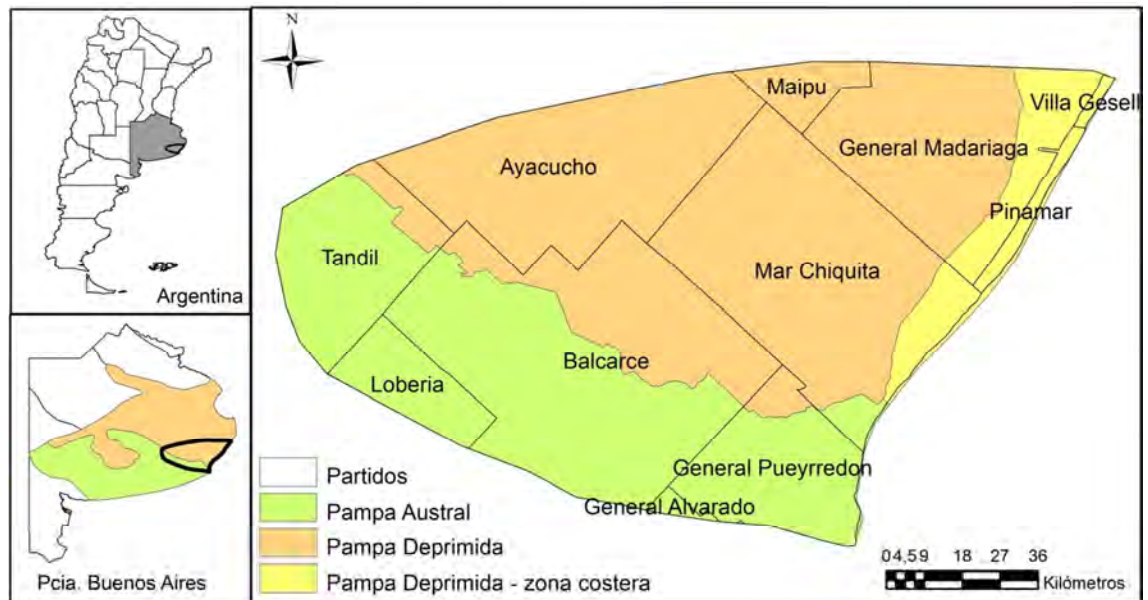


Figura 2. Ubicación geográfica de la cuenca Mar Chiquita, división política y subregiones ecológicas

El área se caracteriza por tener un clima de tipo templado-húmedo según la clasificación de Köppen (Kruse, 1986). Las precipitaciones medias anuales en la región varían entre 860 y 925 mm, mientras que la temperatura media en verano ronda los 25°C y en invierno los 11 °C (Zelaya, 2011).

La red de drenaje está bien definida y formada por arroyos encajonados que bajan de las sierras y luego se tornan temporarios o se insumen en la llanura (Figura 3). También hay lagunas, bañados y bajos anegables. Una particularidad de la cuenca es la laguna costera Mar Chiquita (37°43'S; 57°24'O) declarada Reserva por el programa “El hombre y la biósfera” (MAB) de la UNESCO en la cual desembocan la mayor parte de los arroyos como Grande, El Invierno, Bachicha, Crespo, Pantanoso, Del Junco, Las Negras, Dulce, Grande y Vivoratá (Booman, 2013; Zelaya, 2011).

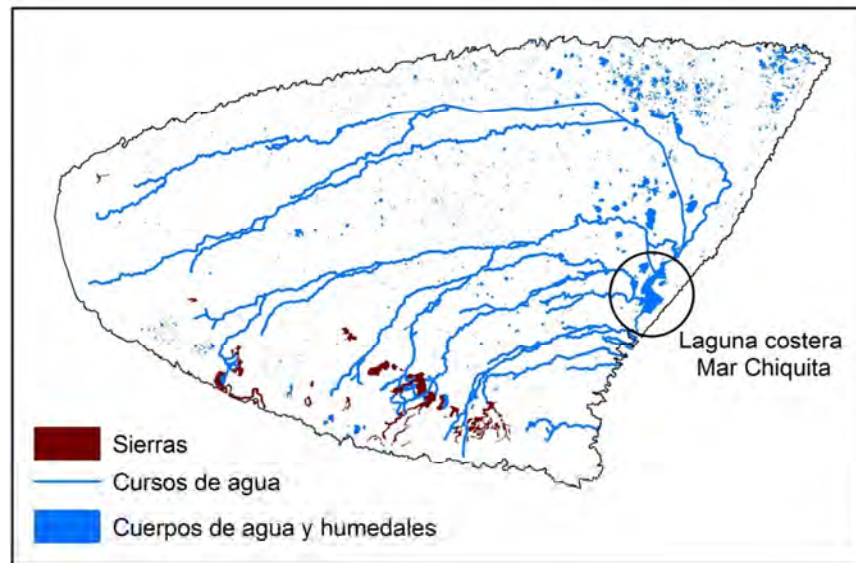


Figura 3. Hidrografía de la cuenca Mar Chiquita

Como se mencionó anteriormente, la configuración del terreno se caracteriza por la presencia de las sierras del Sistema de Tandilia, rodeadas a su vez de una zona de lomadas y de una zona de llanura fluvioeólica (Martinez, 1999). El sistema serrano se ubica en el SO de la cuenca con alturas máximas de 445 m.s.n.m. Las lomadas que circunscriben a la zona de sierras presentan alturas que varían entre los 50 y 250 m.s.n.m. La zona delimitada por la llanura fluvioeólica cubre la mayor extensión del área de la cuenca, comprendiendo alturas entre los 0 y 50 m.s.n.m (Figura 4).

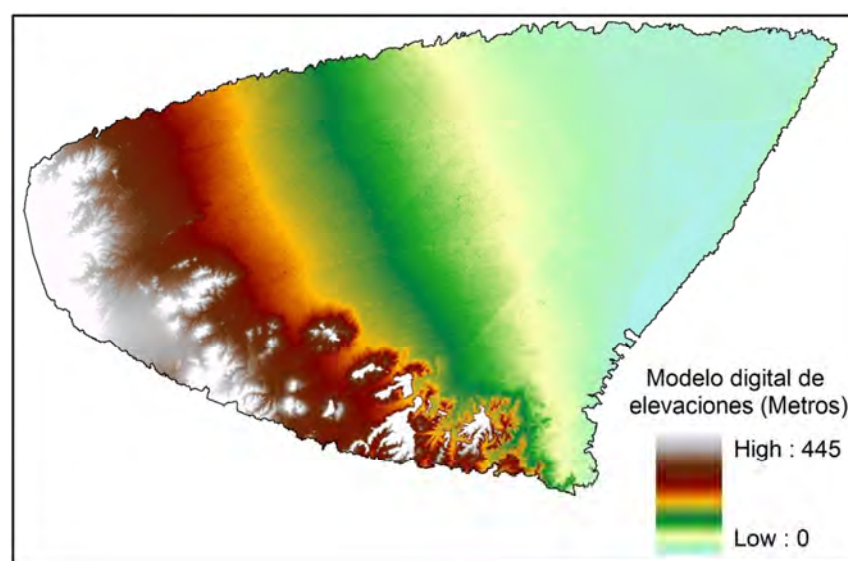


Figura 4. Elevaciones de la cuenca Mar Chiquita (m.s.n.m)

Los suelos de la cuenca son variados y pueden caracterizarse de acuerdo a la clasificación de capacidad de uso (Figura 5), la cual interpreta a las características y propiedades intrínsecas del suelo, del medio físico y del nivel tecnológico de los agricultores, distinguiendo clases homogéneas de tierras basadas en el grado de limitación del uso. El sistema toma en cuenta limitaciones permanentes de la tierra, relacionándolas con las posibilidades y limitaciones de uso de la misma, dividiéndose en ocho categorías (Tabla 1). Los mejores suelos (en términos productivos) de la cuenca se encuentran en el sector correspondiente a la Pampa Austral (este de la cuenca).

Tabla 1. Clases de capacidad de uso agrícola de los suelos los suelos (INTA, 1989)

Clase	Características
I	Suelos con ninguna a leves limitaciones para el cultivo. Requieren medidas comunes de manejo para conservar y/o aumentar la productividad.
II	Suelos con ligeras limitaciones. Exigen medidas simples de manejo.
III	Suelos con moderadas limitaciones que requieren medidas de manejo más intensivas.
IV	Suelos con fuertes limitaciones que requieren complejas medidas de manejo para ser cultivados; son más apropiados para pasturas y otros usos.
V	Suelos con fuertes limitaciones y mayores restricciones que la clase anterior, con requerimientos más intensivos y complejos para ser cultivados.
VI	Suelos con graves limitaciones que por lo general los hacen ineptos para el cultivo. Apropriados para pasturas, bosques, pasturas naturales, etc.
VII	Suelos con muy graves limitaciones que los hacen ineptos para el cultivo, quedando restringidos al uso de pasturas naturales, bosques, etc.
VIII	Estos suelos, debido a las extremas limitaciones que presentan, carecen de valor agrícola o ganadero y su utilidad se reduce a la conservación de la fauna o recreación.

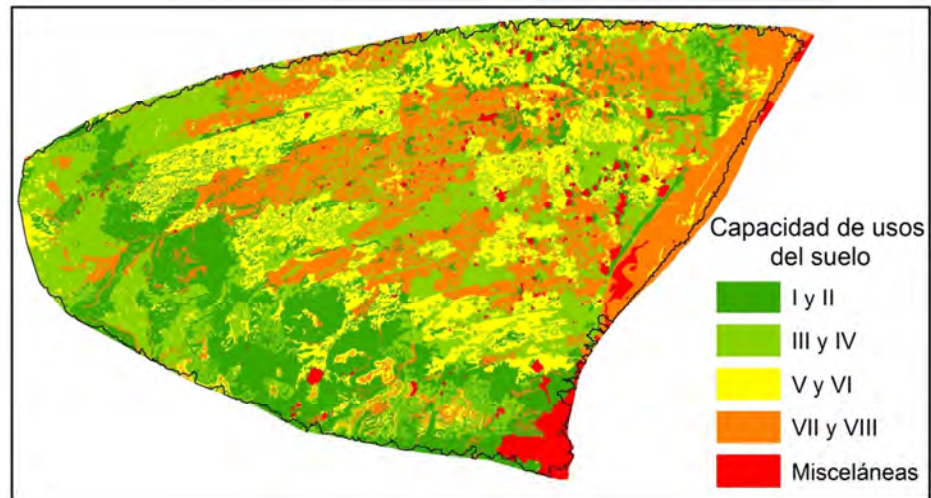


Figura 5. Suelos de la cuenca de Mar Chiquita clasificados por su capacidad de uso agrícola

Con respecto a la población y vías de acceso, existe una ruta nacional, ocho rutas provinciales y diversos caminos rurales que comunican las ciudades y los pueblos de la cuenca (Figura 6). Por orden de importancia en número de habitantes (Censo Nacional, 2010) se encuentran las localidades de Mar del Plata (593.337 habitantes), Tandil (116.916 habitantes), Balcarce (38.376 habitantes), Santa Clara del Mar (7.713 habitantes), Coronel Vidal (6.611 habitantes), General Pirán (2.934 habitantes), Mar Azul (1.797 habitantes), Vivoratá (956 habitantes), Mar de Cobo (760 habitantes), Mar Chiquita (487 habitantes), Las Armas (385 habitantes), Napaleofú (374 habitantes), Los Pinos (337 habitantes), Villa Laguna La Brava (115 habitantes) y Ramos Otero (95 habitantes).

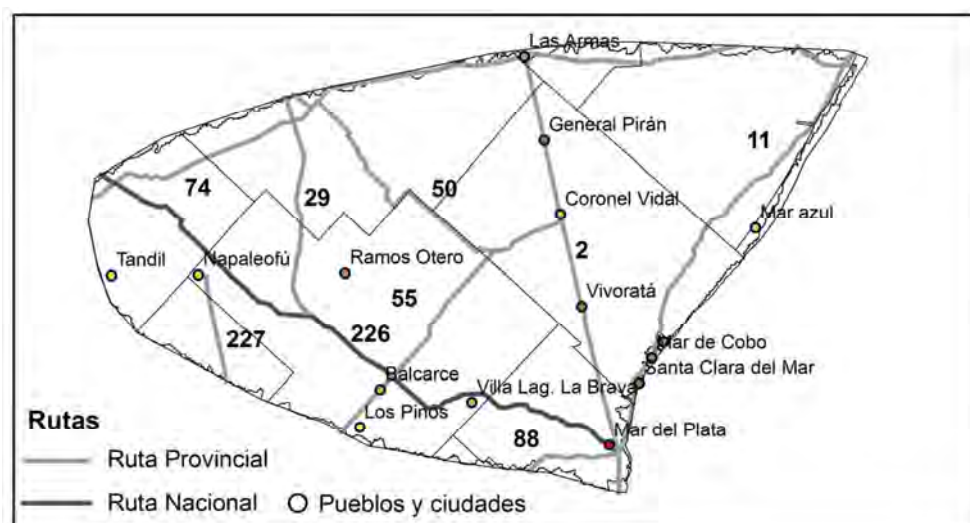


Figura 6. Rutas, pueblos y ciudades de la cuenca Mar Chiquita

Es importante señalar que en varias de estas localidades han tenido o tienen lugar procesos de ordenamiento territorial rural, con diferentes características y que se encuentran en diferente grado de avance. Algunos han sido disparados por conflictos en el uso de la tierra, vinculados por ejemplo a intereses contrapuestos entre el sector minero y el sector turístico (Tandil) o entre el sector agropecuario y el sector urbano (Mar del Plata), mientras que otros han surgido a partir de propuestas del sector científico-tecnológico que han sido tomadas por los gobiernos municipales y el gobierno provincial (Balcarce, Benito Juárez, Tres Arroyos). En los últimos casos referidos, el proceso de OTR en Balcarce ya generó un Plan de OTR que se encuentra en tratamiento en el Honorable Concejo Deliberante (Maceira and Zelaya, 2014; Maceira et al., 2011), mientras que en las otras dos localidades se está avanzando con características propias en cada caso, según el enfoque elegido por la autoridad municipal local. El proceso seguido en Balcarce es uno de los ejemplos más completos y valiosos, tanto por la amplia participación institucional y ciudadana como por la incorporación de aspectos novedosos en este tipo de procesos en Argentina, como es específicamente la introducción del enfoque de SE en el OTR (Barral y Maceira. 2011; 2012).

Si bien esta tesis no incursiona en los aspectos sociales asociados a este tipo de procesos, en otras líneas que se llevan a cabo dentro del grupo de investigación están siendo abordados, procurando así alcanzar una comprensión más integral de los procesos vinculados al OTR y desarrollo rural en la región que permita contribuir más efectivamente a los mismos desde el aporte conceptual y metodológico, el soporte técnico y la participación en el terreno.

1.3. Síntesis de las metodologías implementadas

Los cuatro objetivos específicos planteados en esta tesis se desarrollan cada uno en un capítulo particular. Para cumplir con dichos objetivos se integraron diferentes herramientas y metodologías que se explican en detalle en las secciones de materiales y métodos de cada capítulo. La figura 7 ilustra gráficamente cuáles son las principales metodologías empleadas en cada capítulo y los productos generados en cada caso.

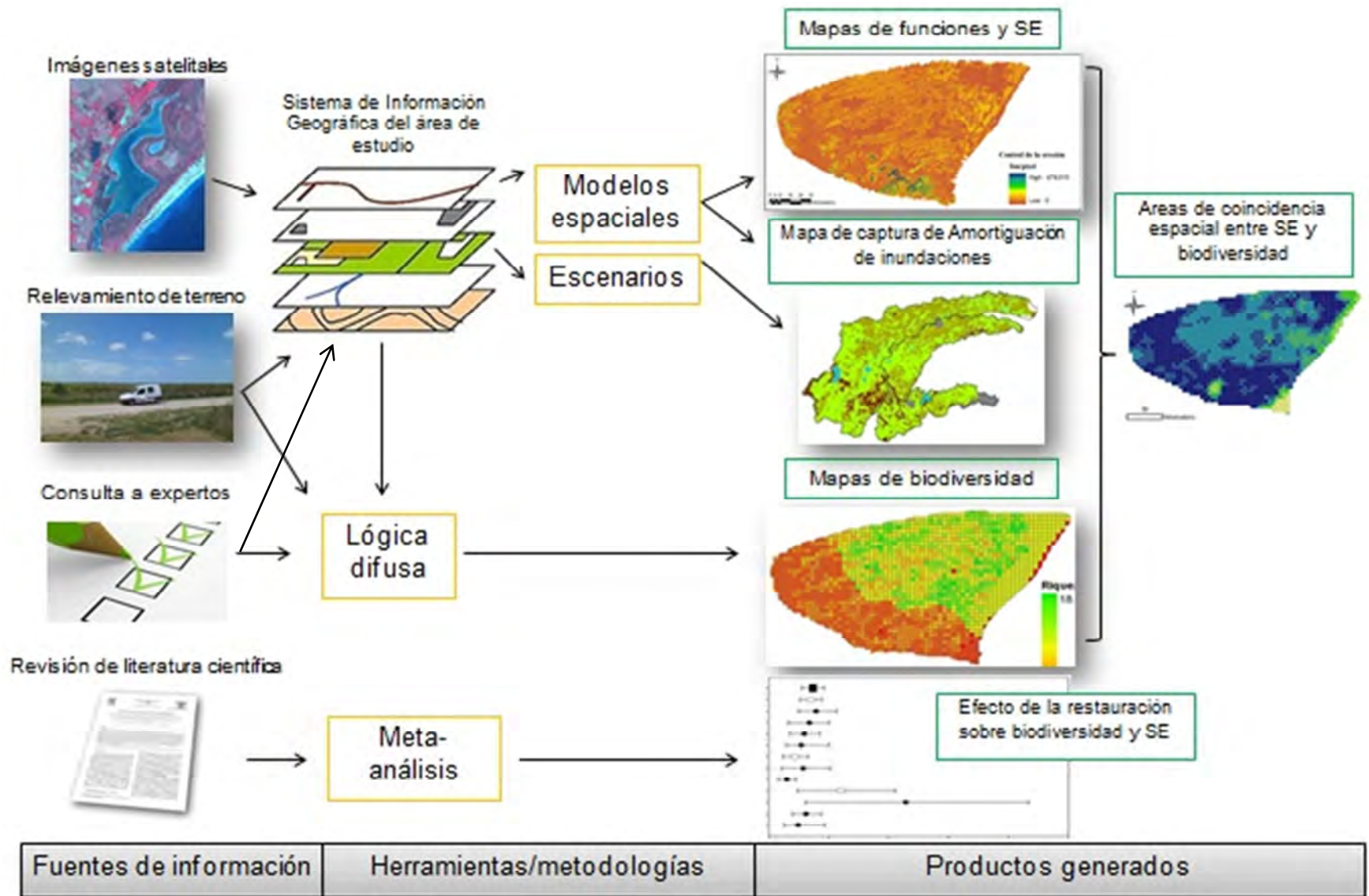


Figura 7. Esquema síntesis de las metodologías empleadas

CAPITULO I

Evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos

2. CAPITULO I: Evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos

2.1. Introducción

La información espacial sobre los SE tiene un papel crucial para hacer frente a muchas cuestiones políticas pendientes, por ejemplo, a la hora de decidir dónde y cuánto conservar o restaurar ecosistemas para asegurar la provisión continua de SE claves para determinada población, como el control de inundaciones o la provisión de leña. Todos estos aspectos dependen de la disponibilidad de información espacial que describa a los ecosistemas y la provisión de sus SE (Maes et al., 2012), por este motivo varios autores identificaron la cuantificación explícita y el mapeo de SE como instrumentos clave para mejorar la implementación del enfoque en los procesos de toma de decisión (Daily and Matson, 2008; Maes et al., 2012).

En respuesta a esto, la literatura científica sobre esta temática creció notablemente en los últimos años (Seppelt et al., 2011) así como también la variedad de enfoques metodológicos para cuantificar y mapear SE (Tabla 2).

Enfoque metodológico	Transferencia de beneficios	Los beneficios se calculan para un determinado ecosistema y esos valores se transfieren a regiones completas o el planeta en su totalidad. Por ejemplo, Costanza et al. (1997).
	Funciones de producción	La producción de un SE se modela, en un área acotada, a través de una función de producción ecológica que relaciona el flujo del SE con las variables ecológicas locales. Por ejemplo, Ricketts et al. (2004).
	Evaluación socio-ecológica	Se enfatiza en los valores y las prioridades sociales por sobre los indicadores económicos. En base a entrevistas en profundidad y a técnicas de mapeo conducidas conjuntamente con los tomadores de decisiones del ámbito del manejo de los recursos y los representantes de la comunidad, se cuantifican y mapean los valores de los SE. Por ejemplo, Palomo et al. (2013).

Tabla 2. Tipos de enfoques metodológicos para la cuantificación y mapeo de SE

A pesar de los importantes avances, en ciertas ocasiones esta diversidad resulta en la falta de consistencia y adecuación de los enfoques y herramientas para la toma de decisiones (Crossman et al., 2013; Martínez-harms and Balvanera, 2012; Nahuelhual et al., 2013; Seppelt et al., 2011). En muchas aplicaciones de mapeo no queda claro que componente del modelo de cascada (ver Introducción general, Figura 1) se está evaluando, y en ciertos casos estos elementos se utilizan indistintamente y hasta se combinan entre sí en mapas agregados (Nahuelhual et al., 2013). Claramente, un mapa de capacidad de retención de excesos de precipitación por los humedales de una región (función ecosistémica), un mapa de capacidad de amortiguación de inundaciones por esos humedales (dependiendo de su capacidad de almacenaje, pero también del área de amortiguación), un mapa de los beneficios asociados (ej. hectáreas de cultivos no inundados), y el mapa del valor de esos beneficios (ej. a partir de las pérdidas o costos evitados), son muy diferentes entre sí y poseen distinta relevancia para una propuesta de ordenamiento territorial.

Palomo et al. (2008) encontraron que la mayoría de los estudios que aparentemente mapean SE, en realidad mapearon funciones ecosistémicas (FE). Esto muestra la confusión que aún existe entre los conceptos de función, servicio y beneficio (Nahuelhual et al., 2013). Esta situación presenta un problema al limitar el desarrollo de metodologías consistentes y consecuentemente dificulta evaluar la credibilidad de los resultados y reduce su comparabilidad (Seppelt et al., 2011).

A pesar de estas limitaciones, propias de un enfoque reciente, existen indicios favorables en torno al desarrollo y perfeccionamiento de herramientas de evaluación y mapeo de SE. La disponibilidad de herramientas cada vez más sofisticadas de análisis espacial basado en sistemas de información geográfica (SIG), ha sentado las bases para el crecimiento exponencial de los métodos de mapeo en la última década (Seppelt et al., 2011). Ejemplos de estas herramientas son Invest, Solves, ARIES o ECOSER. Invest es una familia de herramientas ancladas a ArcGIS (software para la gestión de sistemas de información geográfica), que permite el mapeo y la valoración de una amplia gama de SE cuyo producto principal son mapas de flujos y de beneficios y análisis de compromisos bajo distintos escenarios simulados (Tallis et al., 2008). Solves constituye una herramienta de valoración social de SE, que responde a la necesidad de efectuar una valoración complementaria a la valoración económica y enfatiza la información primaria obtenida a partir de grupos de interés (Sherrouse et al., 2011). ARIES es una metodología para cuantificar SE que reconoce la complejidad

inherente a estos procesos pero mantiene sus modelos lo suficientemente sencillos para que sean manejables, generales y aplicables a diferentes niveles de detalle y disponibilidad de datos (Villa et al., 2014). Por último, ECOSER, es un protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socio-ecológica (Latterra et al., 2012).

En cuanto a los métodos comúnmente utilizados para la cuantificación y el mapeo pueden clasificarse en tres grupos (Egoh et al., 2012). El primero grupo se basa en la recolección de datos primarios, es decir, la cuantificación se realiza a través de observaciones directas. En el segundo grupo se encuentran los métodos *proxy* en los cuales un indicador o una combinación de varios indicadores son utilizados para definir el SE. Por ejemplo, Carreño et al. (2012) y Viglizzo et al. (2011) proponen indicadores basados en productividad primaria neta para cuantificar un conjunto de SE. Por último, el tercer grupo es el modelado de procesos donde se emplean modelos empíricos o mecanicistas que vinculan atributos de los ecosistemas o paisajes con la provisión de la función/servicio (por ejemplo, Latterra et al., 2012).

Protocolo ECOSER

En esta tesis se trabajó específicamente con el protocolo ECOSER (Protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socio-ecológica para el ordenamiento territorial), el cual se encuentra en desarrollo en el grupo de investigación del cual la autora de esta tesis forma parte¹.

ECOSER es una herramienta desarrollada como soporte para la toma de decisiones sobre uso de la tierra en el marco de procesos de ordenamiento territorial rural, así como para el diseño de políticas de desarrollo sostenible espacialmente explícitas. Básicamente, esta herramienta consiste en un protocolo o conjunto de procedimientos que permiten evaluar y mapear servicios ecosistémicos (SE) y estimar la vulnerabilidad socio-ecológica frente a la pérdida de los mismos, a partir de:

- La cuantificación y representación espacial del flujo de SE.
- El grado de exposición del flujo de SE ante escenarios de cambio, tomando en consideración el tipo de presión y su magnitud.

¹ Grupo de Estudio de Agroecosistemas y Paisajes Rurales – Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata – www.geap.com.ar y Grupo en Recursos Naturales y Gestión Ambiental, INTA.

- La sensibilidad del socio-ecosistema frente a un escenario de cambio, expresada como el cambio marginal en el flujo de beneficios derivados de SE a la sociedad.
- La capacidad de adaptación del socio-ecosistema frente la pérdida del flujo de SE y beneficios dado por el escenario de cambio. Ésta se expresa como su capacidad de moderar los daños potenciales, aprovechar las oportunidades o para hacer frente a las consecuencias.

ECOSER comprende dos etapas o módulos (Figura 8): 1) la evaluación del flujo de SE en una unidad de paisaje y el cálculo de sus beneficios asociados y 2) la evaluación de la vulnerabilidad socio-ecológica frente a la pérdida del flujo de SE y beneficios.

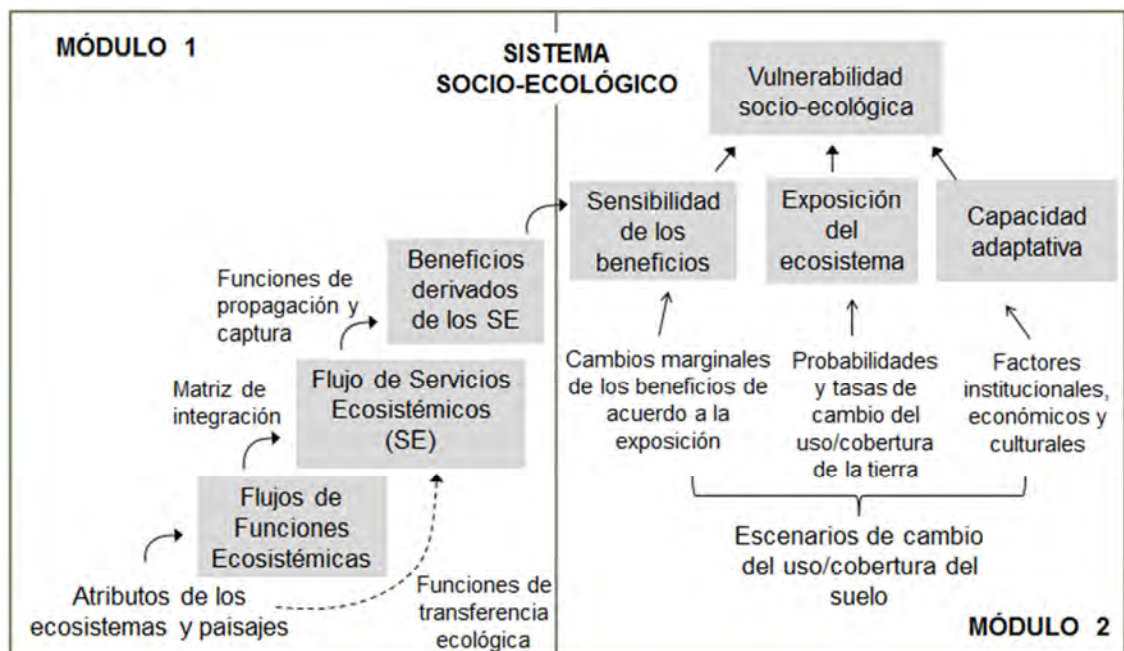


Figura 8. Estructura general de ECOSER

Los índices y modelos propuestos en ECOSER están orientados al mapeo de FE, las cuales presentan distinta relevancia como soporte de distintos SE (Figura 9). Esa importancia depende fundamentalmente del conocimiento disponible para vincular atributos estructurales locales y del contexto de los ecosistemas con su capacidad funcional, y de la capacidad técnica e información disponible para caracterizar la distribución de esos atributos dentro del área de interés.

La integración de los mapas de FE en los mapas de SE hace necesaria su transformación previa a una escala relativa (por ejemplo, 0-1). Luego, en una matriz se

consigna el aporte relativo de cada FE a cada SE. Para completar la matriz se emplea una consulta con expertos.

Los SE evaluados para la zona bajo estudio dependen de diferentes FE (Figura 9). Por SE de regulación climática se entiende a la capacidad de los ecosistemas de mitigar el aumento global de la temperatura, de eventos climáticos extremos y del cambio de los regímenes de precipitaciones. El SE de amortiguación de inundaciones hace referencia a la reducción de la extensión, duración y frecuencia de las inundaciones producidas por excesos de precipitación y/o desborde de cuerpos de agua. Los SE de disponibilidad de agua limpia, tanto superficial como subterránea, hacen referencia a la capacidad de los ecosistemas para filtrar los contaminantes y evitar que los mismos alcancen los cursos o cuerpos de aguas superficiales y/o el agua subterránea. El término “limpia” variará dependiendo el uso (por ejemplo, riego, consumo animal, consumo humano, uso recreativo, uso industrial). Por último el SE de producción potencial de cultivos describe la capacidad de los ecosistemas para dar el soporte necesario para la producción de granos. Se vincula a diferentes funciones como la fertilidad del suelo, el control de la erosión, entre otras.

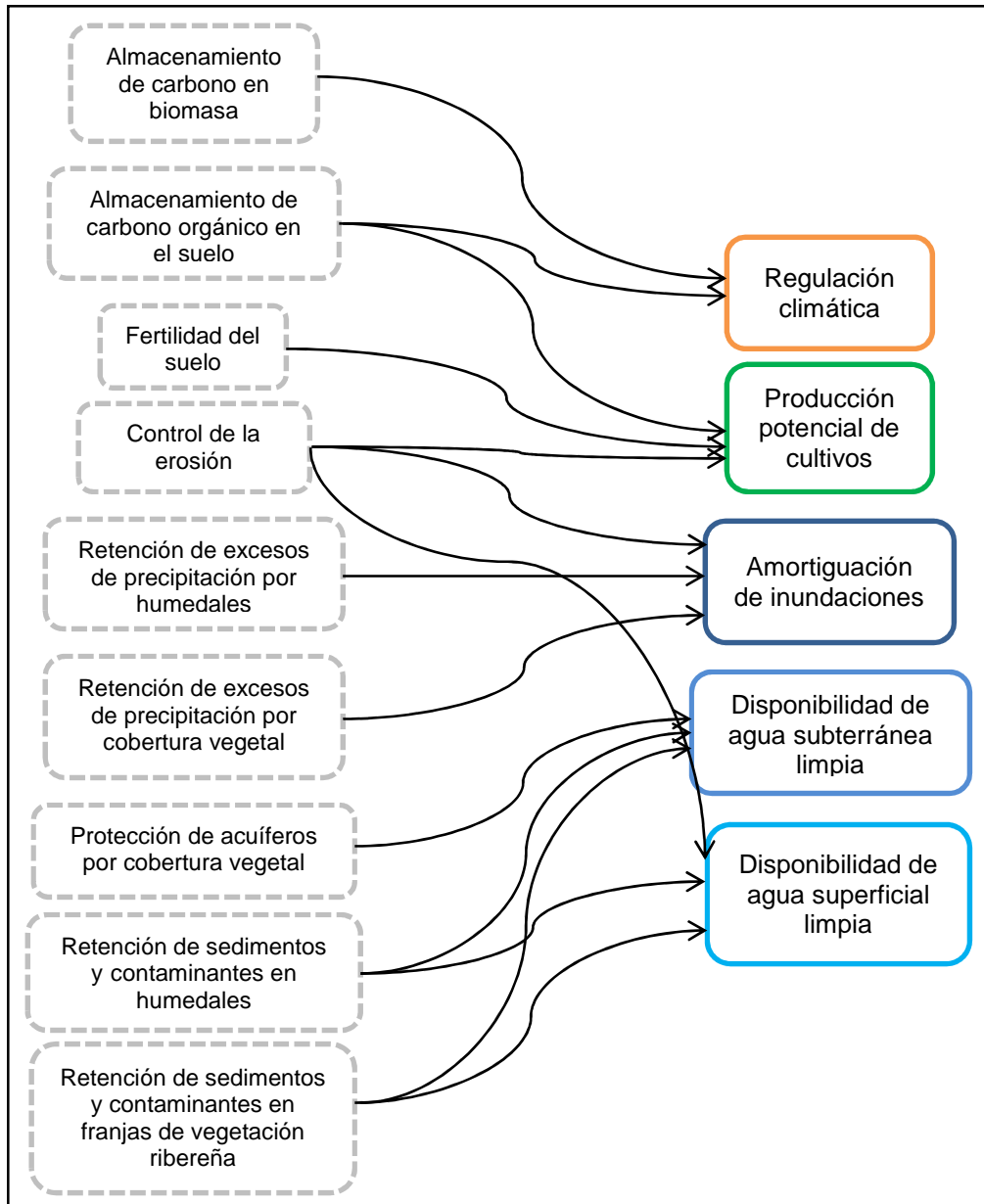


Figura 9. Funciones (cajas líneas discontinuas) y servicios ecosistémicos (cajas líneas continuas) evaluados en el área de estudio. Las flechas indican las vinculaciones relevantes entre las funciones y SE.

El objetivo de este capítulo es ajustar y mejorar los procedimientos de evaluación y mapeo de funciones y servicios ecosistémicos. El aporte metodológico de este capítulo no solo contribuirá al desarrollo de los mapas necesarios para los análisis propuestos en la presente tesis sino que también aportará a la mejora de la cuantificación y representación espacial del flujo de SE propuesto en el módulo 1 de ECOSER.

2.2. Materiales y métodos

2.2.1. Sistema de Información Geográfica del área de estudio

Toda la información espacial necesaria para el desarrollo de los mapas se compiló en un Sistema de Información Geográfica (SIG). El modelo digital de elevaciones, el mapa de humedales (Booman et al., 2012) y el mapa de suelos (Salazar et al., 1980) fueron provistos por el Laboratorio de Geomática de la Unidad Integrada Balcarce (UIB)², mientras que el resto de la información espacial fue elaborada como parte del trabajo de esta tesis. Algunas de las capas de información espacial se muestran en la Introducción general (1.2. Descripción del área de estudio).

La clasificación de coberturas es una de las capas más utilizadas en los índices/modelos propuestos en este capítulo. Para su elaboración se utilizó una imagen satelital LandSat, escena 224/86 del 18 de enero de 2011 (tamaño del píxel: 30mx30m). La imagen fue georreferenciada empleando 17 puntos de control tomados del Google Earth, la proyección utilizada fue Gauss-Kruger (zona 6) y el *datum* fue WGS84. Se empleó el método del vecino más cercano de grado polinomial 1 (RMS total obtenido= 0.0071).

En una primera instancia se realizó una clasificación no supervisada de toda la cuenca con la técnica ISODATA (20 iteraciones, 95% de convergencia, *clusters* entre 15 y 30). Se utilizaron todas las bandas de la imagen (menos la 6) y se aplicaron mascararas (humedales, bajos inundables, sector de dunas y sector urbano y periurbano). Luego, a la clasificación obtenida, se aplicó un filtro de moda 5x5.

En una segunda instancia, los *clusters* obtenidos se reagruparon con información de terreno obtenida de tres relevamientos (enero, febrero y junio de 2011). De los 14000 píxeles con información de terreno, el 40% se destinó a la clasificación y el 60% a la validación. El error medio obtenido fue de 0.11 y el índice Kappa global fue de 0.76. Las coberturas identificadas fueron (Figura 10):

- Cultivo: superficie con cultivos agrícolas anuales, de verano o invierno.
- Pastura y pastizal: en esta categoría entran las pasturas sembradas y las comunidades vegetales espontáneas de diferente origen. Esta categoría incluyó pastizales naturales de pastos cortos, y de pastos altos (pajonales, cortaderales, espartillares y juncales, entre otros), así como pastizales sucesionales derivados de cultivos abandonados y de pasturas implantadas.

² EEA INTA Balcarce y Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Mar del Plata

- Forestal: Áreas con vegetación arbórea natural o plantada con fines comerciales o de protección.
- Humedal, bajo inundable y curso de agua: se utilizó un mapa realizado por Booman et al. (2012) donde se identificaron las "áreas probable de humedal" como aquellas superficies no lineales que están temporal o permanentemente cubiertas por agua. Dichas áreas fueron identificadas utilizando las bandas 3, 5 y 7 de una serie de imágenes Landsat que fueron agregadas en una misma capa (diferentes fechas) y se consideraron como áreas probables de humedal y bajos inundables sólo aquellos píxeles en los cuales aparecía agua en el 85% y 70% de las fechas respectivamente. Para los cursos de agua se utilizó una digitalización en base a Google Earth.
- Dunas: Sector costero de playas.
- Urbano y periurbano: superficie con ciudades y sus alrededores.

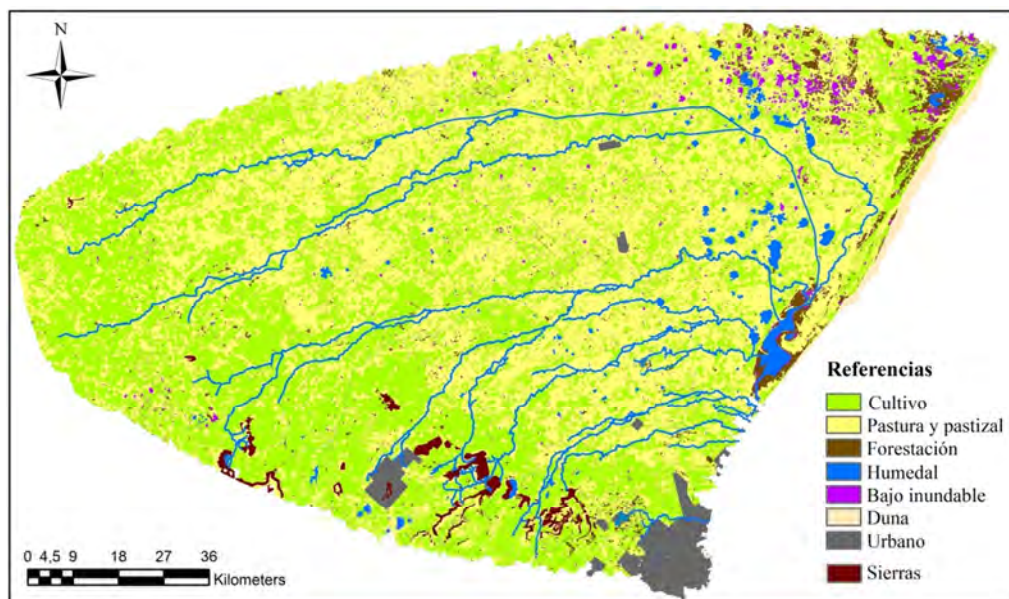


Figura 10. Clasificación de coberturas de la tierra de la Cuenca de Mar Chiquita, año 2011

2.2.2. Indicadores y modelos para el mapeo de funciones ecosistémicas

A continuación se plantean una serie de indicadores y modelos de FE consideradas importantes para la evaluación de la capacidad funcional de los paisajes del área de estudio. Los modelos no sólo se basan en las propiedades locales del sitio,

sino que dependiendo de las funciones, también consideran los atributos biofísicos de los pixeles vecinos (contexto espacial).

2.2.2.1. Almacenamiento de carbono orgánico en el suelo

Para estimar la FE de almacenamiento de carbono orgánico en el suelo (COS) se emplea la metodología propuesta por el IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC, 2006a) (Ecuación 1):

$$COS_i = COS_{Ref} \times F_{lu} \times F_{Fmg} \times F_a$$

Ecuación 1

Donde COS_i es la cantidad de COS (Mg/ha) estimado en el píxel i , COS_{ref} es el contenido de COS (Mg/ha) bajo la condición de referencia (vegetación nativa sin disturbar), F_{lu} es el factor de cambio relacionado al tipo de cobertura/uso del suelo, F_{mg} es el factor de cambio relacionado a las diferentes prácticas de labores y F_a es el factor de cambio que representa los distintos niveles de aporte de carbono al suelo. Los valores correspondientes a cada cobertura para el cálculo de COS_i fueron tomados del IPCC empleando como criterios de selección los utilizados por Villarino et al. (2014).

En el caso del COS_{ref} se aplicó un valor de 88 Mg/ha que fue corregido por el área del píxel (7.92 Mg de COS por píxel). Este valor es el correspondiente para los suelos minerales en una región de clima templado cálido húmedo (IPCC, 2006b). A cada cobertura de la clasificación de la cuenca se le asignaron los siguientes factores de cambio (Tabla 3):

Tabla 3. Factores relativos de cambio de existencias de carbono

Cobertura	F_{lu}	F_{mg}	F_a
Cultivo	0.69	1.08	1
Pastura y pastizal	0.95	1	1
Forestación	1	1	1
Humedal	1	1	1
Bajo inundable	1	1	1
Urbano	0	0	0
Duna	-	-	-

2.2.2.2. Almacenamiento de carbono en biomasa

Para estimar el almacenamiento de carbono en biomasa (carbono arbóreo, arbustivo y herbáceo y hojarasca sobre el suelo) se asignó a cada uso/cobertura los valores por defecto del IPCC (2006a) (Tabla 4).

Tabla 4. Coeficientes por defecto de biomasa del IPCC

Cobertura/uso	Coeficiente de biomasa (toneladas de C/píxel)
Cultivo	5.67
Pastura y pastizal	1.22
Forestación	6.34
Humedal	0
Bajo inundable	0
Urbano	0
Duna	0

2.2.2.3. Control de la erosión

La erosión y sedimentación son procesos naturales pero en exceso pueden ocasionar impactos negativos como la reducción de la productividad agrícola, la contaminación de cuerpos de agua superficiales, entre otros. La magnitud del transporte de sedimentos en una cuenca se determina por varios factores. La variación natural en las propiedades del suelo, los patrones de precipitación y la pendiente crean patrones de erosión y de flujo de sedimentos. Mientras que otros factores como la cobertura vegetal mantienen el suelo en su lugar y capturan los sedimentos durante su transporte (Tallis et al., 2010).

Para estimar el control de la erosión se utilizó la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE, Renard et al., 1991). Esta ecuación predice pérdidas de sedimentos medias anuales de acuerdo a factores climáticos, topográficos, edáficos y de uso y cobertura del suelo según la siguiente ecuación:

$$A_i = R_i * K_i * LS_i * C_i * P_i$$

Ecuación 2

En donde A_i es la pérdida media anual de sedimentos por erosión hídrica en el píxel i (Ton/año), R_i es el factor erosivo de las lluvias o índice de erosividad, el factor K_i es la susceptibilidad del suelo a la erosión, LS_i es un factor que combina la longitud del flujo y el grado de la pendiente, los factores C_i de cobertura y P_i de prácticas de conservación representan una reducción de las pérdidas de sedimentos por protección de cobertura vegetal y buenas prácticas de manejo.

Para estimar la capacidad de la vegetación de un determinado píxel (i) para mantener el suelo en su lugar (control de la erosión) se comparó la tasa de erosión en ese píxel versus la tasa de erosión que tendría ese píxel sin vegetación presente (suelo desnudo). La estimación RUSLE para suelo desnudo se calculó como:

$$A_{\max_i} = R_i * K_i * LS_i$$

Ecuación 3

Por lo tanto, el control de la erosión de un píxel i es igual a la diferencia entre $A_{\max_i} - A_i$. A continuación se explican los procedimientos y fuentes de información empleados para el cálculo de cada factor en el área de estudio:

- Índice de erosividad de precipitaciones (R). El factor R se define como el producto acumulado para un periodo de interés (generalmente 1 año) con cierta probabilidad de ocurrencia (50%) de la energía cinética de una precipitación por su máxima intensidad en 30 minutos. Este factor está determinado por la cantidad total de precipitación anual y por la forma en que éstas se producen, siendo más erosivas cuanto mayor cantidad de agua cae en un menor espacio de tiempo. Para la zona de estudio se obtuvieron valores puntuales de R para distintas posiciones geográficas tomadas de Scotta y Paparotti (1989), se georreferenciaron y posteriormente se realizó una interpolación con el método *Kriging*. El valor de este parámetro se expresa en unidades de energía por unidad de superficie, en este caso J/píxel.

- Factor K (erodabilidad). K es una medida de la susceptibilidad de las partículas de suelo para separarse y ser transportadas por la lluvia y escorrentía. Este factor se obtuvo aplicando la ecuación propuesta por Wischmeier y Smith (1978). Los datos empleados para el cálculo de la ecuación 4 fueron obtenidos del Atlas de Suelos de la República Argentina a escala 1:500000 (Salazar et al., 1980):

$$K_i = \left(1.292 * \left(2.1 * M_i^{1.14} * 10^{-4} * (12 - MO_i) + 3.25 * (E_i - 2) + 2.5 * (P_i - 3) \right) / 100 \right)$$

Ecuación 4

Siendo:

$M = (100 - \% \text{ arcilla}) * (\% \text{ limo} + \% \text{ arena muy fina})$

MO = % materia orgánica

E = código (curva) de estructura

P = código (curva) de permeabilidad

- Factor LS. LS es el producto de los sub-factores longitud (L) y pendiente (S) del terreno y representa el efecto de la topografía sobre la pérdida de sedimentos por erosión. Existen diferentes métodos para su cálculo, a continuación se resumen los seleccionados:

$$LS = \left(\frac{\lambda}{22.13}\right)^m (0.065 + 0.045S + 0.0065S^2) \text{ (Wischmeier and Smith, 1978)}$$

Ecuación 5

Donde LS representa la proporción de pérdida de suelo en comparación con un sitio de referencia "estándar" con 9% de pendiente y 22.13 metros de longitud de la pendiente. S es la pendiente en grados mientras que el exponente m toma los siguientes valores:

m = 0.5 si la pendiente es mayor a 5%

m = 0.4 para pendientes entre 3.5% y 4.5%

m = 0.3 para pendientes entre 1% y 3%

m = 0.2 para pendientes menores a 1%.

Por otro lado, λ se calcula como:

$$\lambda = \left(\frac{\text{Acumulación de flujo} * \text{longitud del píxel}}{3.1416}\right)^{0.5} \text{ (Bolton et al., 1995)}$$

Ecuación 6

Donde la acumulación de flujo de un píxel (se calculó empleando la herramienta *Flow Accumulation* de ArcGIS) indica cuántos píxeles drenan al mismo. La longitud de la pendiente es la distancia horizontal, pendiente abajo, desde el punto donde se genera el escurrimiento hasta el punto donde la pendiente decrece de forma que comienza la deposición de sedimentos.

- Factor C y P: estos factores representan la reducción de las pérdidas de sedimentos por protección de cobertura vegetal y buenas prácticas de manejo. Para la zona bajo estudio no se consideraron las prácticas conservacionistas y se tomaron los siguientes valores de C:

- o Cultivos: 0.4

- Pasturas y pastizales: 0.02
- Forestaciones: 0.006
- Humedales: 0
- Bajos inundables: 0.001
- Urbano: 0

2.2.2.4. *Fertilidad del suelo*

Para estimar la capacidad de los ecosistemas en brindar el soporte necesario para la producción agrícola se empleó como estimador de la fertilidad el Índice de Productividad (Riquier et al., 1970) el cual permite establecer una valoración numérica de la capacidad productiva de los suelos (asumiendo que bajo condiciones óptimas de manejo la capacidad productiva de los suelos depende de sus propiedades intrínsecas). La productividad se expresa como producto de los siguientes factores: humedad, drenaje, profundidad efectiva, textura, estructura, saturación en bases del complejo absorbente, concentración de sales solubles, contenido en materia orgánica, naturaleza de la arcilla y reservas minerales. Para la zona de estudio los valores de este índice se obtuvieron de las Cartas de Suelos 1:50.000 de INTA. Cada factor se valora en una escala de 0-100 y como referencia general se pueden establecer los siguientes rangos:

- 100 a 70 muy buena productividad
- 69 a 50 buena productividad
- 49 a 30 regular productividad
- 29 a 0 baja productividad

2.2.2.5. *Retención de excesos de precipitación por cobertura vegetal*

Si bien el clima y la topografía son considerados factores de primer orden en el control de las condiciones hidrológicas (Sørensen et al., 2006), el reconocimiento del papel de los ecosistemas como reguladores del ciclo hidrológico ha crecido en las últimas tres décadas (Jobbagy, 2011). Hay muchos caminos que el agua puede tomar en su ciclo continuo desde que cae de la atmósfera como precipitación hasta que regresa a la misma como vapor. La vegetación desempeña un papel importante en este ciclo a través del intercambio de energía, agua, carbono, y otras sustancias (Zhang et al., 1999). Su rol principal sobre la circulación de agua es la partición de las precipitaciones en “flujos evaporativos” que retornan a la atmósfera y “flujos líquidos”

que alimentan cuerpos superficiales y subterráneos de agua y que, eventualmente, alcanzan el océano (Jobbagy, 2011).

En muchas ocasiones a través de la intercepción de la lluvia, la evapotranspiración y el almacenamiento del agua en el suelo, los ecosistemas terrestres amortiguan las inundaciones de manera significativa aguas abajo de la cuenca (Jobbagy, 2011; Jobbágy et al., 2008). Esta FE quedó evidenciada en varios lugares del mundo, por ejemplo en China donde una de las principales causas de la gran inundación de la cuenca del río Yangtze en 1998 fue el gran deterioro de los ecosistemas aguas arriba (Fu et al., 2013).

La FE de retención de excesos de precipitación por cobertura vegetal se define como la lluvia interceptada por el ecosistema en un año. El cálculo se realiza para cada evento de tormenta y se emplea el método del Número de Curva (NC) desarrollado por el *Soil Conservation Service* (SCS)³ del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. De acuerdo al índice propuesto por Fu et al. (2013), la cantidad de agua de inundación mitigada anualmente por un ecosistema puede ser calculada restando el escurrimiento a la precipitación de una tormenta:

$$REP_i = \left(P - \frac{(P-0.2IE_i)^2}{P+0.8IE_i} \right) * \text{días}_{\text{tormenta}}$$

Ecuación 7

Donde REP_i es la regulación de excesos de precipitación por cobertura vegetal en el píxel i (mm); P es la lluvia de un evento de tormenta (mm); $\text{días}_{\text{tormenta}}$ es el número de días de tormenta en un año; e IE es la cantidad de lluvia retenida por el ecosistema antes de que ocurra el escurrimiento.

El Número de Curva (NC) es un método ampliamente difundido y utilizado (Alonso, 2001), es un índice empírico cuyo objetivo es calcular la precipitación neta o escorrentía generada por una tormenta. Representa la probabilidad de que la lluvia se convierta en escurrimiento como resultado del tipo de cobertura vegetal y su interacción con propiedades del suelo (NRCS, 1986).

La ecuación básica de este método es:

$$ES = \frac{(P-0.2IE)^2}{P+0.8IE}$$

Ecuación 8

³ desde 1994 *National Resources Conservation Service* (NRCS).

en donde ES es el escurrimiento superficial (mm), P es la precipitación en mm de un evento de lluvia dado, y IE es la pérdida inicial por infiltración y evapotranspiración, calculada como:

$$IE = \frac{25400}{(254+NC)}$$

Ecuación 9

Siendo NC el valor de curva número para determinado tipo hidrológico de suelo, condición de humedad previa y uso de la tierra. Un NC de valor 100 representa una condición nula de retención potencial (IE=0), esto es, una cuenca completamente impermeable. Contrariamente, un número de curva de valor 0 corresponde a una retención potencial ilimitada ($S=\infty$), esto es, una cuenca capaz de retener toda precipitación. Lo ideal sería emplear valores NC locales, pero en el caso de cuencas no aforadas se suministran tablas en las que éstos varían para cada complejo uso del terreno-suelo-vegetación (Alonso, 2001). A continuación se resumen los factores que determinan el valor NC:

- *Uso del suelo y cobertura vegetal.* El SCS reconoce numerosas categorías de usos/coberturas, entre las cuales se encuentran: barbecho, cultivos en línea, cultivos densos, forrajeras y leguminosas, pasturas en rotación, pastura natural, forestaciones, urbanizaciones, entre otras.

- *Grupo hidrológico de suelo.* Existen cuatro categorías de tipo hidrológico del suelo. El tipo A tienen una alta capacidad de infiltración; el tipo D posee una baja capacidad de infiltración, es decir, produce escorrentía fácilmente. Los suelos de tipo B y C tienen propiedades hidrológicas intermedias. De una forma más concreta el SCS hace la siguiente descripción para los cuatro tipos de suelos:

- o Grupo A: suelos con bajo potencial de escurrimiento por su gran permeabilidad y con elevada capacidad de infiltración, aún cuando estén húmedos. Se trata principalmente de suelos profundos y con texturas gruesas (arenosa o areno-limosa).
- o Grupo B: suelos con moderada capacidad de infiltración cuando están saturados. Principalmente consisten en suelos de mediana a alta profundidad, con buen drenaje. Sus texturas son moderadamente gruesas (franca, franco-arenosa o arenosa).
- o Grupo C: suelos con escasa capacidad de infiltración una vez saturados. Su textura va de moderadamente fina a fina (franco-arcillosa

o arcillosa). También se incluyen aquí suelos que presentan horizontes someros bastante impermeables.

- o Grupo D: suelos muy arcillosos con elevado potencial de escurrimiento y, por lo tanto, con muy baja capacidad de infiltración cuando están saturados. También se incluyen aquí los suelos que presentan una capa de arcilla somera y muy impermeable así como suelos jóvenes de escaso espesor sobre una roca impermeable, ciertos suelos salinos y suelos con nivel freático alto.

- *Condición de humedad del suelo.* La condición de humedad del suelo en la cuenca de drenaje antes de que ocurra el escurrimiento es otro factor de importancia en la determinación del valor final de NC. En este método la condición de humedad antecedente se clasifica en tres clases (por sus siglas en inglés, AMC) y se determinan en función de la lluvia en un período de 5 días previos al evento en consideración:

- AMC I: Los suelos en la cuenca se encuentran muy secos.
- AMC II: Condición hidrológica promedio.
- AMC III: Los suelos de la cuenca están próximos a la saturación debido a lluvias anteriores.

- *Pendientes.* El modelo originalmente no contempla la pendiente del terreno entre sus parámetros. Esto se debe a que en los EE.UU las tierras cultivadas se encuentran comprendidas, generalmente, en pendientes menores al 5%, y dentro de este rango no tienen mayor influencia en el número de curva NC. Dado que la zona bajo estudio presenta características similares (pendientes baja) no se consideró la pendiente como factor influyente en el cálculo del NC.

Para generar el mapa de NC para la Cuenca de Mar Chiquita se utilizó un mapa con los grupos hidrológicos de suelo generado a partir de una clasificación de textura de suelos de la zona (Zelaya y Cabria, 2008) y el mapa de coberturas. Los valores de NC para las diferentes combinaciones se muestran en la tabla 5.

Tabla 5. Valores del número de curva derivados de categorías estándar para condición de humedad antecedente media (NRCS, 1986)

Uso de la Tierra	Tipo hidrológico de suelo			Categoría de referencia en tabla general del NRCS (1986)
	b	c	d	
Cultivo	81	88	91	<i>“Straight row crops-poor condition”</i>
Pastura y pastizal	63	75	81	Promedio de categorías: <i>“Pasture, grassland, or range-continuous forage for grazing-fair condition”</i> y <i>“meadow”</i>
Forestal	55	70	77	<i>“Woods-good condition”</i>
Humedal	NC	NC	NC	La tabla del NRCS considera que este tipo de superficies son completamente impermeables, es decir, que todo lo que precipita sobre ellas se convierte en escorrentía. Sin embargo, estas zonas no siempre están completamente saturadas. Además, la categoría de humedales involucra lagunas endorreicas y cursos de agua. Dado que la función de los humedales es valorada mediante otro índice y que los valores de NC no se ajustan a esta situación, esta categoría se descartó del análisis.
Bajo inundable	58	71	78	Esta categoría no se encuentra en la tabla del NRCS. Dado que los bajos inundables se encuentran en el sector con predominio ganadero de la cuenca, se asignaron los mismos valores que la categoría: <i>“meadow”</i>
Urbano	85	90	92	<i>“Residential districts”</i>
Dunas	NC	NC	NC	No corresponde. Superficie no generadora de escurrimiento.

En el caso de la precipitación se consideró como evento generador de excesos aquellos de más de 40mm en 24hs (Fu et al., 2013; Irigoyen et al., 1997). Se utilizaron los registros de precipitaciones diarias del Sistema de Información y Gestión Agrometeorológico de INTA del año 2012 (SIGA-INTA, 2014). La cantidad de días en el año 2012 que superaron los 40mm de precipitaciones fueron 6.

2.2.2.6. Retención de excesos de precipitación por humedales

Los humedales desempeñan un rol importante en el ciclo hidrológico al interceptar el escurrimiento superficial y almacenar los excesos de agua. De esta forma, dependiendo de sus características y el contexto espacial donde se encuentren, pueden influir sobre las inundaciones, la recarga de acuíferos y los flujos de base (Bullock and Acreman, 2003; Daigneault et al., 2012).

La eficacia de los humedales para amortiguar inundaciones puede variar dependiendo de su capacidad de almacenaje en relación al volumen del agua de inundación, la saturación de los suelos de los humedales antes de la inundación, del tipo y condición de la vegetación, de la pendiente, la ubicación de los humedales en la red de drenaje y de los cursos de agua y planicies de inundación aguas arriba (Daigneault et al., 2012; Hauer and Smith, 1998).

El índice propuesto a continuación pretende jerarquizar los humedales en función de su capacidad potencial para retener excesos de precipitación y considera sólo dos de los factores mencionados más arriba. Este índice asume que la capacidad de retención de un píxel de humedal depende de la influencia combinada del área del humedal al cual pertenece el píxel y su ubicación en la red de drenaje de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$REH_i = AH_i * ITH_i$$

Ecuación 10

REH_i representa la capacidad de los humedales para retener excesos de precipitación en el píxel i y toma valores de 0 (capacidad baja/despreciable con respecto al resto de los humedales analizados) a 1 (capacidad máxima con respecto al resto de los humedales analizados). AH_i es el área del humedal al cual pertenece el píxel i , e ITH es el valor que toma el Índice Topográfico de Humedad en dicho píxel.

El índice topográfico de humedad (ITH) fue propuesto por Beven y Kirkby (1979) con el objetivo de modelar la distribución espacial de la humedad en una cuenca de manera sencilla. Considerando que la topografía es un factor de primer orden en el control de la variación espacial de las condiciones hidrológicas (Sørensen et al., 2006), el ITH fue ampliamente utilizado para modelar diferentes procesos, por ejemplo: niveles y flujo de aguas subterráneas (Zinko et al., 2005), distribución espacial de la humedad del suelo (Sørensen et al., 2006), determinación del escurrimiento superficial y determinación de áreas potenciales de inundación (Roa-Lobo and Kamp, 2012).

El ITH puede ser empleado para modelar la dinámica de los flujos superficiales y subsuperficiales ya que se basa en el control topográfico sobre el escurrimiento. De esta forma puede utilizarse para predecir los de sitios que, por saturación y alta concentración del escurrimiento, puedan actuar como rutas iniciales a procesos mayores de inundación (Roa-Lobo and Kamp, 2012). El ITH combina el área de flujo acumulado (cuantos píxeles drenan hacia el píxel de interés) y la pendiente (Beven and Kirkby, 1979):

$$ITH_i = \ln \left(\frac{a_i}{\tan \beta_i} \right)$$

Ecuación 11

Donde a_i es el área que drena al píxel i y $\tan \beta_i$ es la pendiente direccional del píxel i . Este índice expresa parcialmente el volumen relativo y la cantidad de movimiento del flujo que pasará por cada punto del terreno (por cada píxel i). A mayor área drenada y menor pendiente se incrementa la concentración y saturación hídrica en los suelos, áreas con valores altos de ITH representan zonas de generación de escurrimiento superficial y mayor riesgo de inundación (Roa-Lobo and Kamp, 2012).

Los mapas con los valores del área y pendiente fueron calculados con el modelo digital de elevaciones empleando las herramientas y el enfoque propuesto por Tarboton (1997). El área de los humedales se calculó empleando el mapa de clasificación de coberturas.

2.2.2.7. Protección de acuíferos por cobertura vegetal

El agua subterránea es la fuente de agua más importante y, en muchos casos, la única fuente usada para consumo humano, producción agrícola e industrial. Existen dos tipos de vulnerabilidad de las aguas subterráneas (Aller et al., 1987). La vulnerabilidad intrínseca o natural del acuífero, que se define en función de las condiciones naturales del mismo y no considera los atributos ni el comportamiento de contaminantes específicos y la vulnerabilidad específica que hace referencia a un contaminante o un grupo de contaminantes de propiedades similares (Lima, 2012).

Aquellas zonas donde el acuífero es muy vulnerable a la contaminación determinados tipos de cobertura vegetal (ej. bosques o pastizales) pueden ejercer un rol importante de protección. Si bien no existen estudios locales sobre la dependencia de la calidad de agua sobre la cobertura vegetal (excepto para algunos nutrientes, Costa et al., 2002), puede asumirse que la relevancia de los ecosistemas en la

protección de la calidad del agua subterránea en un píxel depende del riesgo intrínseco del acuífero a ser contaminado (Laterra et al., 2012).

Exceptuando las áreas protegidas, el sector rural se encuentra en su mayor parte bajo algún uso productivo (agrícola, ganadero o forestal). Para estimar la FE de protección de acuíferos se asume que cada cobertura vegetal presenta una determinada capacidad de protección frente a la contaminación (en función del nivel de agroquímicos que requiera para el desarrollo de la actividad productiva) y que dicha protección cobra mayor relevancia en los píxeles más vulnerables:

$$PAC_i = 1 - (ID_{rel_i} * P_i)$$

Ecuación 12

Donde PAC_i es la protección de acuíferos por cobertura en el píxel i , P_i es un factor que refleja el rol de protección de la cobertura vegetal en el píxel i en función del nivel de insumos necesarios para el desarrollo de la actividad productiva, se asume que un ecosistema más complejo (en términos de su funcionamiento y estructura) requiere menos insumos (potenciales contaminantes) para llevar a cabo una actividad productiva (toma valores de 0-1). ID_{rel_i} es el índice DRASTIC relativizado empleado como medida de la vulnerabilidad del acuífero en el píxel i . El DRASTIC toma valores de 23-226 que luego deben relativizarse en una escala de 0-1.

El método DRASTIC (Aller et al., 1987) clasifica y pondera parámetros intrínsecos, reflejo de las condiciones naturales del medio como: D (profundidad del nivel freático), R (recarga), A (litología del acuífero), S (naturaleza del suelo), T (pendiente del terreno), I (naturaleza de la zona no saturada) y C (conductividad hidráulica del acuífero - permeabilidad). A cada uno de los siete parámetros se les asigna un valor en función de los diferentes tipos y rangos definidos (ver Tabla 6). Además, al valor de cada parámetro se aplica un índice de ponderación entre 1-5 que cuantifica la importancia relativa entre ellos y puede modificarse en función del contaminante (Tabla 7).

$$ID_i = D_i * D_w + R_i * R_w + A_i * A_w + S_i * S_w + T_i * T_w + I_i * I_w + C_i * C_w$$

Ecuación 13

Siendo "i" el píxel evaluado y "w" el índice de ponderación de cada parámetro (Tabla 7). La profundidad del nivel freático (D_i) representa el espesor de suelo que debe atravesar el contaminante antes de alcanzar al agua subterránea. Se le asigna

un valor según la tabla 6 a cada rango de profundidad. La máxima puntuación (10) se asigna cuando el acuífero se encuentra a muy poca profundidad (Ej. entre 0 - 1.5m). La recarga neta (R_i) indica la tasa de infiltración por unidad de superficie. Para valores superiores a 250mm de infiltración se asigna el valor máximo de puntuación. El tipo de acuífero (A_i) representa la capacidad del medio poroso y/o fracturado para transmitir los contaminantes. Los valores son asignados de acuerdo a la litología de la zona. El parámetro naturaleza del suelo (S_i) se refiere a la zona no saturada y representa la capacidad del suelo en frenar el movimiento de los contaminantes. El valor se asigna de acuerdo a la textura del suelo, las texturas gruesas como arenas y gravas obtienen la máxima puntuación. La topografía representa la pendiente de la superficie según la cual se incrementa o disminuye el escurrimiento superficial. Si las pendientes (T_i) son bajas, mayor es la probabilidad de infiltración de contaminantes por lo tanto se asigna mayor puntuación. El impacto de la zona no saturada (I_i) representa la textura del suelo de la zona no saturada y por último la conductividad hidráulica del acuífero (C_i) representa la capacidad del acuífero en transmitir horizontalmente los contaminantes, a mayor conductividad mayor puntuación.

La caracterización de los siete parámetros para la zona bajo estudio quedó definida como:

- D: se utilizó un mapa de la profundidad del nivel freático del sudeste bonaerense (Suero et al., 2000). Para el sector correspondiente a la cuenca el nivel freático toma valores de 0 a 200 metros, los cuales fueron reclasificados de acuerdo a la Tabla 6.
- R: se utilizaron dos valores de recarga, 185 mm para el sistema geomorfológico de Lomadas (valor 8) y 150 mm para el sistema de Llanura (valor 6). Estos valores fueron calculados por Lima (2012) para una subcuenca perteneciente al área de estudio (Arroyo Dulce).
- A: se utilizaron los valores identificados por Lima (2012). Se diferenciaron dos unidades principales correspondientes al sistema de Lomadas (valor 6) y al sistema de Llanura (valor 4).
- S: se asignaron los valores de la tabla 6 al mapa de suelos de INTA (Salazar et al., 1980).
- T: los valores fueron extraídos del mapa de pendientes de la cuenca (mapa generado con el modelo digital de elevaciones) y reclasificados de acuerdo a la Tabla 6.

- I: se asignó un valor de 6 a toda la cuenca en base a la caracterización de Reynoso et al. (2005) para el acuífero pampeano.
- C: se seleccionó el rango de 12-28 m/día (valor 4) de acuerdo a los valores reportados por Lima (2012).

Tabla 6. Rango de valores de los parámetros empleados en el Índice DRASTIC (Aller et al., 1987)

Parámetro D		Parámetro R	
Rango (m)	Valor	Rango (mm)	Valor
<1.5	10	0-50	1
1.5-5	9	50-100	3
5-10	7	100-180	6
10-20	5	180-255	8
20-30	2	>255	9
>30	1		

Parámetro S	
Rango	Valor
Arcilla no expansiva y agregada	1
Suelo orgánico	2
Marga arcillosa	3
Marga limosa	4
Marga	5
Marga arenosa	6
Arcilla expansiva y/o agregada	7
Turba	8
Arena	9
Grava	10
Delgado o ausente	10

Parámetro T		Parámetro C	
Rango (%)	Valor	Rango (m/día)	Valor
0-2	10	<4	1
2-6	9	4-12	2
6-12	5	12-28	4
12-18	3	28-40	6
>18	1	40-80	8
		>80	10

Parámetro A	
Descripción	Rango
Arcillas, margas, limos	2
Ígneas/metamórficas	3
Ígneas/metamórficas/alteradas	4
Alternancia de areniscas, arcillas y calizas	6
Areniscas masivas	6
Calizas masivas	6
Arenas, gravas y conglomerados	8
Volcánicas	9
Calizas carstificadas	10

Parámetro I	
Descripción	Valor
Arcilla, limo, margas	1
Esquistos, pizarras	3
Calizas	4
Areniscas	6
Alternancia de calizas, areniscas y arcillas	6
Arenas y gravas con contenido de arcilla	6
Metamórficas, ígneas	6
Arenas y gravas	8
Volcánicas	9
Calizas carstificadas	10

Tabla 7. Índices de ponderación empleados en el Índice DRASTIC (Aller et al., 1987)

Parámetro	Índice de ponderación (w)
D – Profundidad del nivel freático	5
R - Recarga	4
A- Naturaleza del acuífero	3
S - Naturaleza del suelo	2
T – Pendiente del terreno	1
I – Impacto de la zona no saturada	5
C – Conductividad hidráulica	3

Para asignar el factor P_i se realizó una consulta a expertos en la UIB donde las coberturas vegetales se ponderaron en forma comparativa en función de los insumos anuales que requieren para el uso productivo de las categorías.

Tabla 8. Factor P asignado a cada cobertura

Cobertura	Factor P_i
Cultivo	0.95
Pastura y pastizales	0.30
Forestaciones	0.01
Humedales	No corresponde
Bajos inundables	0.30
Dunas	No corresponde
Urbano y periurbano	No corresponde

2.2.2.8. Filtrado de sedimentos y contaminantes en humedales

Como fue planteado anteriormente, el aumento progresivo en el uso de agroquímicos y la creciente expansión de la frontera agrícola refuerzan la necesidad de implementar buenas prácticas de manejo a fin de disminuir las cargas de contaminantes que alcanzan el agua. En este sentido, resulta fundamental identificar los elementos del paisaje que pueden ofrecer FE relacionadas con el mejoramiento de la calidad de las aguas (Orúe et al., 2011). Los humedales tienen la habilidad de reducir significativamente los niveles de ingreso de sedimentos y contaminantes de

fuentes no puntuales de contaminación hacia las aguas superficiales. Por este motivo diversos estudios han enfocado sus esfuerzos en la identificación de humedales que por su ubicación en el paisaje resultan críticos para el mantenimiento de la calidad del agua en las cuencas (Booman, 2013).

Dado que los humedales tienen la habilidad de reducir significativamente los niveles de ingreso de nitrógeno y fósforo de fuentes no puntuales de contaminación hacia las aguas superficiales, diversos estudios han enfocado sus esfuerzos en la identificación de humedales que por su ubicación en el paisaje resultan críticos para el mantenimiento de la calidad del agua en las cuencas (Booman, 2013).

Para evaluar la capacidad de los humedales de mejorar la calidad del agua superficial al reducir la carga de nutrientes transportados por el escurrimiento se aplicó un modelo propuesto por Booman (2013) con modificaciones en algunos de los procedimientos. En un primer paso el modelo integra procesos de exportación, transporte y decaimiento y acumulación de nutrientes en función de diferentes atributos del paisaje capaces de influenciar esos procesos, tales como el tipo de suelo, la topografía y la composición y configuración espacial del uso de la tierra (Jeje, 2006). En un segundo paso, en función de la cantidad de nutrientes que llegarían a cada humedal se calcula la capacidad potencial de filtrado de los mismos. A continuación se describe cada paso del modelo.

PASO 1. Modelado de los flujos de nutrientes: exportación y transporte

Los nutrientes son sustancias no conservativas por lo tanto decaen en función del tiempo a partir del momento en el que comienzan su transporte en el escurrimiento superficial. Para el caso de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) se adoptó el siguiente modelo general de decaimiento (cinética de primer orden) propuesto por Skop y Sørensen (1998):

$$NT_t = NT_0 * e^{-k*t}$$

Ecuación 14

$$PT_t = PT_0 * e^{-k*t}$$

Ecuación 15

Donde NT_t y PT_t es la cantidad de nutrientes (kg) que persistirá en el escurrimiento (para determinado evento de tormenta) luego de ser transportada desde cada píxel durante un tiempo de viaje t (días) hasta el cauce o humedal más cercano, NT_0 y PT_0

es la cantidad inicial (kg) que es exportada de cada píxel y k es el coeficiente de decaimiento (días^{-1}).

Para el caso del nitrógeno se aplicó un coeficiente de decaimiento de 0.1/día, mientras que 0.05/día para el fósforo (Neitsch et al., 2005). Las cargas de nutrientes provenientes de los diferentes usos de una cuenca (NT_0 y PT_0 , Ecuación 14 y Ecuación 15) que se transportarían por el escurrimiento hacia los cauces y humedales se calcularon a través de coeficientes de exportación (McFarland and Hauck, 2001). Dichos coeficientes se obtuvieron de Harper (1999, tabla 9):

Tabla 9. Coeficientes de exportación de NT y PT

Cobertura/uso de la Tierra	NT (mg/l)	PT (mg/l)
Agua	1.6	0.19
Cultivo	2.68	0.56
Urbano	2.83	0.43
Pastura y pastizal	1.86	0.26
Forestal	1.09	0.04

Los coeficientes de exportación (mg/l) fueron transformados a kilogramos utilizando la capa de escurrimiento superficial por píxel. Dicha capa fue calculada empleando el método del Número Curva explicado más arriba (ver Regulación de excesos de precipitación por cobertura vegetal) utilizando un evento de precipitación de 40mm (evento considerado generador de excesos en 24hs, Fu et al., 2013; Irigoyen et al., 1997).

El tiempo de viaje de los nutrientes hacia los cauces y/o humedales se calculó a través de la distancia y la velocidad (tiempo = distancia/velocidad). El cálculo de las distancias desde cualquier píxel hasta el cauce/humedal más cercano respetando la topografía se realizó mediante la aplicación de la herramienta “*D8 Distance to streams* de TauDEM” (Tarboton and Mohammed, 2013). Para el cálculo de la velocidad del flujo superficial no encauzado se utilizó la siguiente ecuación (Brown et al., 2001):

$$V = k * \sqrt{S}$$

Ecuación 16

En donde v es la velocidad de la escorrentía (m/s), k es el coeficiente de intercepción de flujo (que depende del uso de la tierra y el radio hidrológico, en m/s) y S es la pendiente (m/m). Los valores empleados para el coeficiente k se obtuvieron de Brown et al. (2001, Tabla 10).

Tabla 10. Valores del coeficiente de intercepción de flujo para el cálculo de velocidad (k)

Uso de la Tierra	K
Humedales	0.457
Cultivo	0.274
Urbano	0.619
Pastura y Pastizal	0.219
Forestal	0.076

Una vez conocida la tasa de entrega de contaminantes (NT_t y PT_t) píxel a píxel se calculó la acumulación hasta el margen de los cauces y humedales aplicando la herramienta “*flow accumulation*” del análisis hidrológico de ArcGIS.

Paso 2. Modelado de la capacidad potencial de filtrado de las cargas de nutrientes por humedales

La retención de nitrógeno por los humedales es controlada básicamente por tres procesos: denitrificación, absorción en biomasa y sedimentación. Dado que la denitrificación es el proceso más importante (Saunders and Kalff, 2001) y explica entre 60 y 90% de la retención de NT en los humedales (Booman, 2013) se contempló solo este proceso. Se aplicó una ecuación empírica exponencial que contempla tanto el área del humedal como los ingresos del nutriente al mismo propuesta por Bystrom (1998):

$$N_{ret} = 7.56 * N_{in}^{0.49} * A^{0.51}$$

Ecuación 17

En donde N_{ret} es el NT retenido por el humedal (kg/año), N_{in} es la cantidad de NT (kg/año) que ingresa al humedal por año y A es el área del humedal (valores relativos). El fósforo retenido por los humedales fue calculado a partir de una ecuación empírica obtenida por Kadlec y Wallace (2009) para un gran número de humedales:

$$P_{\text{ret}} = P_{\text{in}}^{0.96} * 0.34$$

Ecuación 18

En donde P_{ret} es el PT (Kg/año) a la salida del humedal y P_{in} es la carga de PT de fuentes no puntuales que ingresa al humedal (Kg/año). A los mapas de flujo de nutrientes que ingresarían a los humedales por evento de precipitación (calculados en el paso anterior), se los multiplicó por la cantidad de días en el año que llovió más de 40mm (6 días) para obtener un valor anual (kg/año).

2.2.2.9. Filtrado de sedimentos y contaminantes en franjas de vegetación ribereña

Al igual que los humedales, las franjas de vegetación ribereña (FVR) forman parte de los elementos del paisaje que contribuyen a evitar la contaminación de las aguas superficiales. Las FVR actúan como barreras de protección de los tributarios de una cuenca (Orúe et al., 2011) al retener y reducir la carga de sedimentos y contaminantes del escurrimiento superficial. La eficacia de filtrado es sitio específica y depende tanto de características propias de los filtros como de las áreas colectoras que determinan la cantidad de escurrimiento y sedimentos que llegarán a los mismos (Bystrom, 1998; Johnston et al., 1990).

Los distintos segmentos de FVR varían en su área de drenaje y en la combinación de tipos de suelo, topografía y usos que ocurren en ella. De esta manera, a los distintos segmentos les llega diferente carga de sedimentos. Para evaluar la exportación y transporte de sedimentos hacia los cauces y simular la capacidad de retención de las FRV se aplicaron los procedimientos propuestos por Orúe et al. (2011).

PASO 1. Modelado de los flujos de sedimentos: exportación y transporte

La exportación de sedimentos se estimó a partir de la ecuación RUSLE (“Revised Universal Soil Loss Equation”, Renard et al., 1991) la cual predice pérdidas de sedimentos medias anuales de acuerdo a factores climáticos, topográficos, edáficos y de uso y cobertura del suelo (la aplicación de esta ecuación se explica en detalle en la FE “control de la erosión”).

Para estimar la carga de sedimentos que alcanza los cauces es necesario tener en cuenta la deposición de los mismos durante su transporte. La tasa de entrega de sedimentos (“*sediment delivery rate*”, SDR) se relaciona de manera inversa con el tamaño del área de drenaje de una cuenca, ya que a mayor tamaño existen más

probabilidades de que los sedimentos se depositen durante su transporte hasta la salida de la cuenca (Ouyang and Bartholic, 1997). Para describir esa relación se aplicó el modelo obtenido por Vanoni (1975) a partir de más de 300 cuencas (Lim et al., 2005):

$$SDR = 0.4724 * A^{-0.125}$$

Ecuación 19

Siendo A el área de la cuenca en km². Con el modelo digital de elevaciones se generó un mapa con las subcuencas del área de estudio (con la herramienta "basin" de ArcGIS). Con las 26772 subcuencas obtenidas se calculó la SDR aplicando la ecuación 19. Con el mapa de SDR se corrigió el mapa de exportación de sedimentos y se calculó la acumulación hasta el margen de los cauces y dentro de los mismos aplicando la herramienta "*flow accumulation*" del análisis hidrológico de ArcGIS.

PASO 2. Filtrado de sedimentos en franjas de vegetación ribereña

Para estimar la eficacia de retención de cada parche de FVR en función de diferentes parámetros locales se empleó el siguiente índice (Laterra et al., 2012; Orúe et al., 2011):

$$FS_{FVRi} = C * EFS$$

Ecuación 20

Donde FS_{FVR} representa la eficacia de retención de sedimentos en el parche de FVR i, C es la carga de sedimentos que llegan al parche de FVR (calculada en el PASO 1) y EFS es la eficacia de filtrado de sedimentos propia de cada franja de vegetación.

Para estimar la EFS de las FVR de la zona de estudio se utilizó la ecuación propuesta por Orúe et al. (2011):

$$EFS_i = 53.35 + 235 * \left(\frac{\text{área FVR}_i}{\text{área de drenaje}_i} \right)$$

Ecuación 21

Esta ecuación se generó a partir de la aplicación del modelo VFSSMOD 2.x (Muñoz-Carpena and Parsons, 2003), el cual consiste en una serie de módulos que simulan el comportamiento del agua y sedimentos a través de FVR, y da como resultados el porcentaje de retención de sedimentos y de escurrimiento. Orúe et al. (2011) siguiendo el método propuesto por Dosskey (2001) en las simulaciones del modelo cambió de

forma progresiva el ancho de las FVR y se mantuvieron constantes todos los otros parámetros (lluvia, duración de la lluvia, área de drenaje, tipo de suelo y cobertura vegetal, pendiente). Luego, mediante regresión lineal obtuvieron la ecuación 21 ($R^2=0.55$).

Dado que las FVR en el área de estudio se caracterizan por tener un ancho menor a la resolución espacial que ofrecen las imágenes satelitales disponibles, caracterizar su composición (tipo de vegetación) y tamaño resulta muy difícil. Por este motivo para simular la FE de filtrado de sedimentos se consideró como FVR a todos los márgenes de los cursos de agua (15 metros a cada lado del curso) y se asumió una longitud de 300m. Por lo tanto, los valores de ERS estimados dependieron básicamente de la variación en el área de drenaje correspondiente a la ecuación 21. El mapa con los valores del área de drenaje de cada FVR se realizó con la herramienta “*watershed*” de ArcGis.

2.2.3. Provisión relativa de cada tipo de SE

La provisión relativa de servicios ecosistémicos se obtuvo a partir de la integración de los mapas de FE generados con los indicadores/modelos explicados más arriba. Como los mapas de funciones tienen unidades diferentes (p.ej. TonC, kg de N, etc.) se llevaron a una escala relativa (0-1) para su integración. Para la relativización de cada FE se consideró el valor máximo potencial del área de estudio.

Luego, en la matriz (Tabla 11) se consignó el aporte relativo de cada FE (filas) a cada SE (columnas). Donde 0: la FE_j tiene un aporte bajo o despreciable al SE_i y, 1: para los SE donde esa función ejerce su máxima contribución. Para completar la matriz se llevó a cabo una consulta a expertos a través de una encuesta online (<http://geap.com.ar/encuesta/encuesta.html>). Participaron 7 expertos que trabajan en la temática y en el área de estudio.

Tabla 11. Matriz de integración. Valoración del aporte relativo de cada función (filas) a cada servicio (columnas). 0: aporte bajo o despreciable, y 1: para la/s función/es que ejerce/n la máxima contribución dentro de cada servicio.

<div style="text-align: center;">Servicios ecosistémicos</div> <div style="text-align: center;">Funciones Ecosistémicas</div>	Regulación climática	Amortiguación de inundaciones	Disponibilidad de agua superficial limpia	Disponibilidad de aguas subterránea limpia	Producción potencial de cultivos
Almacenamiento de carbono orgánico en el suelo	0,9	0,2	0,3	0,3	0,8
Almacenamiento de carbono en biomasa	1,0	0,2	0,2	0,2	0,3
Control de la erosión	0,4	0,7	0,9	0,6	0,8
Fertilidad del suelo	0,2	0,2	0,1	0,2	1,0
Retención de excesos de precipitación por cobertura vegetal	0,4	1,0	0,7	0,6	0,7
Retención de excesos de precipitación por humedales	0,3	1,0	0,7	0,6	0,7
Protección de acuíferos por cobertura vegetal	0,0	0,3	0,4	1,0	0,3
Filtrado de sedimentos y contaminantes en humedales	0,0	0,3	1,0	0,8	0,2
Filtrado de sedimentos y contaminantes en franjas de vegetación ribereña	0,0	0,3	1,0	0,8	0,2

Luego se integraron los mapas para obtener la provisión relativa de cada tipo de SE (PSE_i) en el área de estudio, donde cada elemento de la matriz se calculó como la combinación lineal del flujo de cada función ecosistémica (FE_j) ponderado por su aporte relativo (b_j) al correspondiente SE, según:

$$PSE_i = \sum b_j * FE_j$$

Ecuación 22

2.3. Resultados

2.3.1. Mapas de funciones ecosistémicas

A continuación se presentan los mapas de FE obtenidos para el área de estudio y en la Tabla 12 se resumen los valores obtenidos en cada uno.

Tabla 12. Valores obtenidos en la cuantificación de funciones ecosistémicas

Función ecosistémica	Unidad	Rango	Promedio	SD
Almacenamiento de carbono en biomasa	Ton C/píxel	0-6.34	3.14	2.32
Almacenamiento de carbono orgánico en suelo	Mg de COS /píxel	0-7.92	5.53	1.98
Control de la erosión	Ton/píxel	0-479	0.75	2.21
Fertilidad de suelos	Valores adimensionales	0-90	38.5	26.04
Retención de excesos de precipitación	Mm/píxel	200.6-208.3	204	2.07
Retención de excesos de precipitación por humedales	Valores adimensionales	0-0.91	0.07	0.016
Protección de acuífero por cobertura	Valores adimensionales	0.05-1	0.59	0.24
Retención de nutrientes en humedales	Kg NT/píxel	0-344	1.73	11
	Kg PT/píxel	0-988	0.16	6.2
Retención de sedimentos por franjas de vegetación ribereña	Valores adimensionales	0-1	0.03	0.002

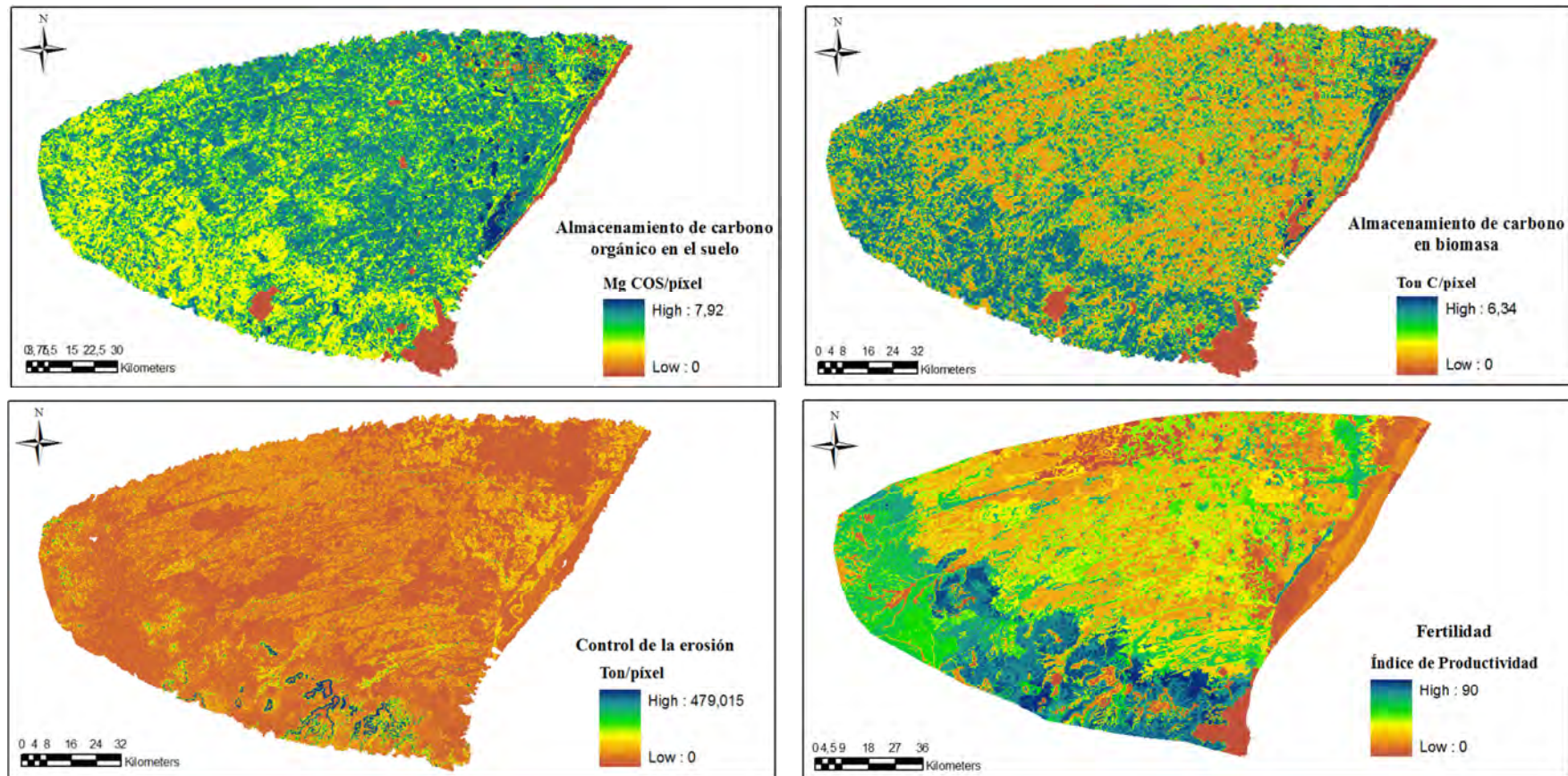


Figura 11. Mapas de funciones ecosistémicas de almacenamiento de carbono orgánico en suelo y en biomasa (arriba) y control de la erosión y fertilidad (abajo).

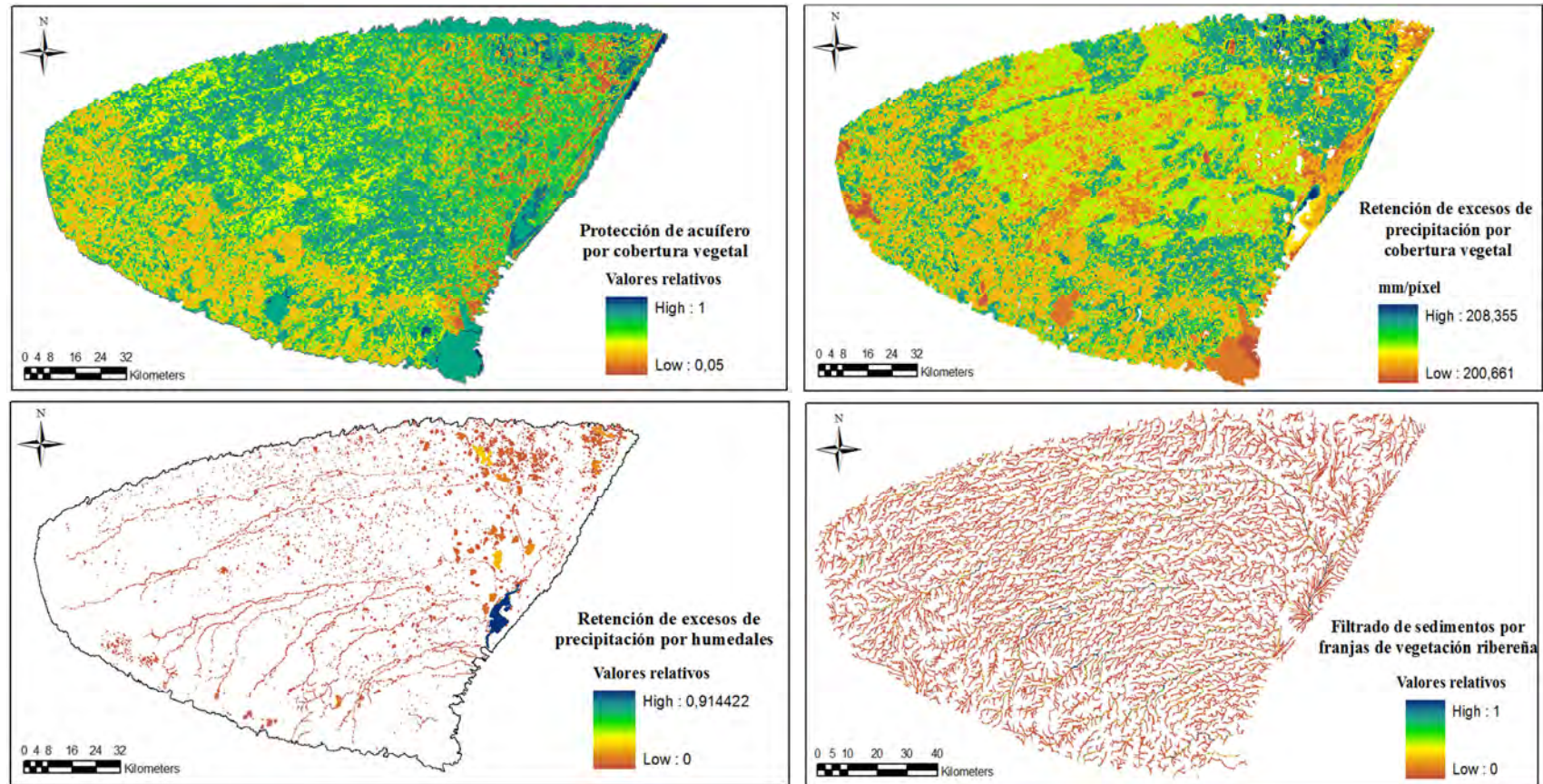


Figura 12. Mapas de funciones ecosistémicas de protección de acuíferos y retención de excesos de precipitación por cobertura vegetal (arriba) y retención de excesos de precipitación por humedales y filtrado de sedimentos por franjas de vegetación ribereña (abajo).

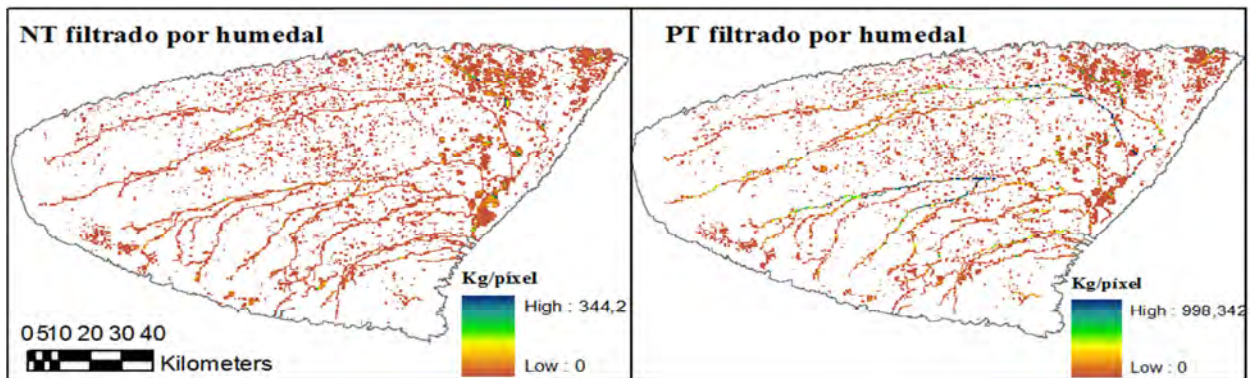


Figura 13. Mapas de filtrado de nitrógeno total (NT) y fosforo total (PT) por los humedales de la Cuenca de Mar Chiquita.

2.3.2. Mapas de servicios ecosistémicos

Con la integración de los mapas de FE se obtuvieron cinco mapas de SE (Figura 14 y Figura 15).

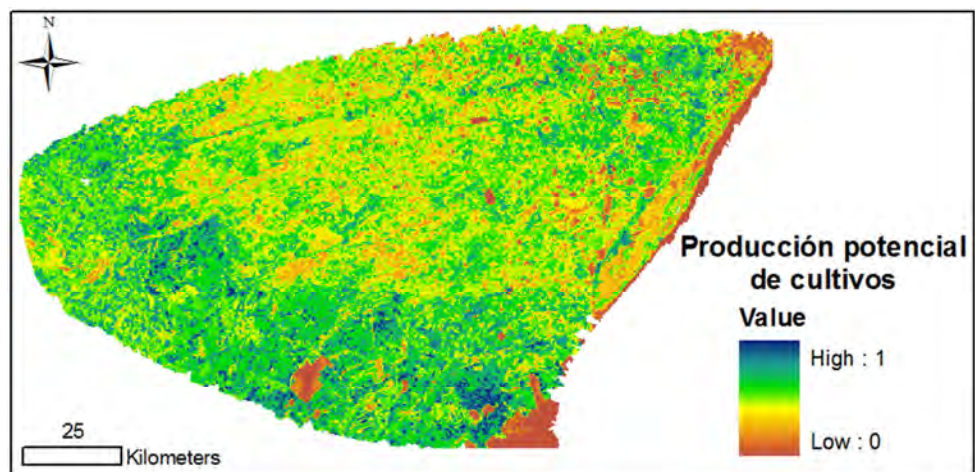


Figura 14. Mapa de SE producción potencial de cultivos

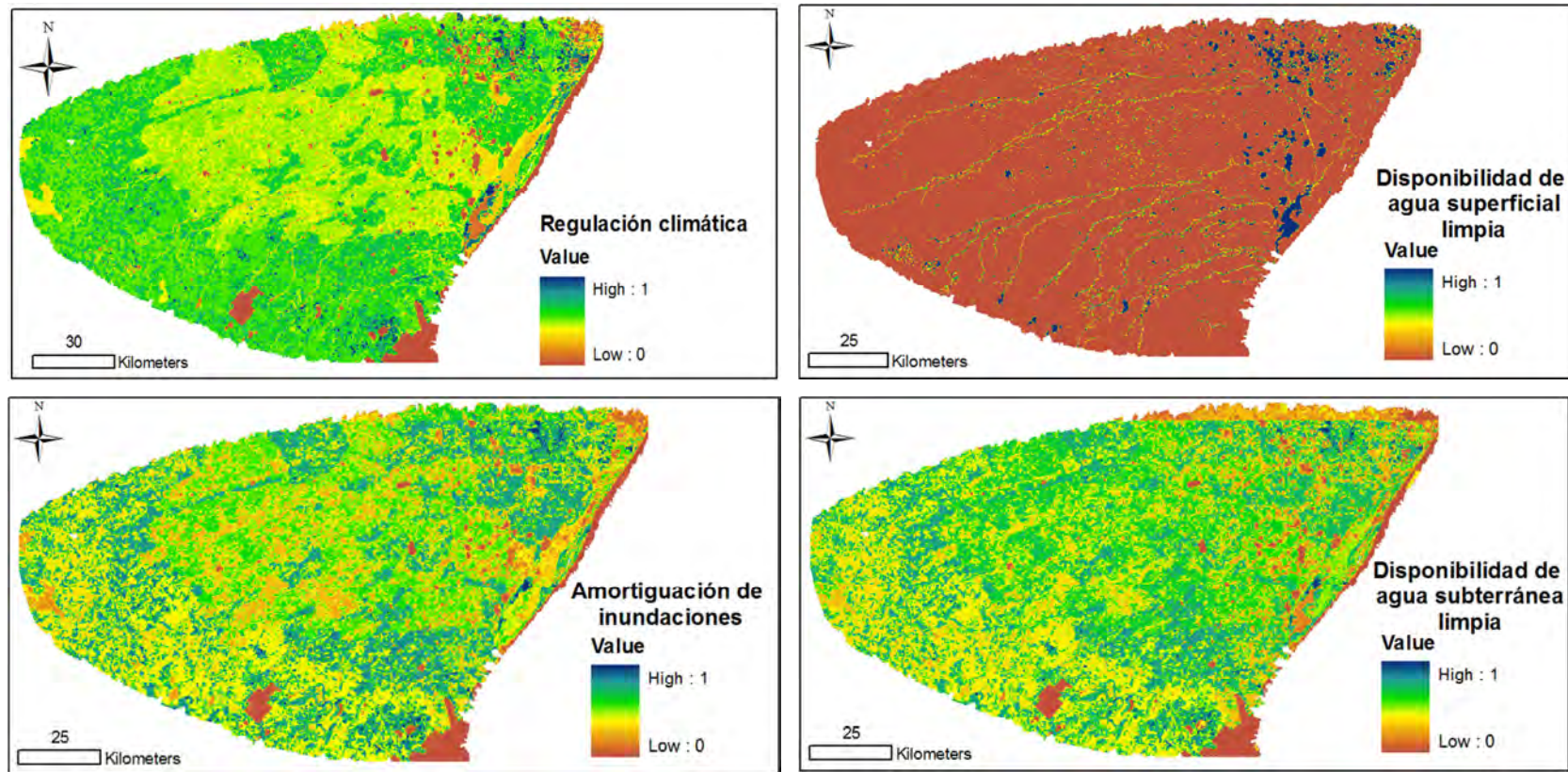


Figura 15. Mapa de SE de regulación climática y disponibilidad de agua superficial limpia (arriba) y amortiguación de inundaciones y disponibilidad de agua subterránea limpia (abajo)

2.4. Discusión

La cuantificación explícita y el mapeo de SE han sido identificados como instrumentos clave para mejorar la implementación del enfoque de SE en los procesos de toma de decisión (Burkhard et al., 2013; Daily and Matson, 2008). Nahuelhual et al. (2013) consideran que el progreso e incidencia de los métodos de mapeo de SE pueden ser mejorados a partir de un ordenamiento orientativo de los mismos según su capacidad para satisfacer los distintos tipos de decisiones (finalidades), por ejemplo pago por servicios ambientales, planificación del uso de la tierra, evaluaciones de sustentabilidad, objetivos biocéntricos de conservación, entre otros. Estos autores plantean que la finalidad de la aplicación del enfoque de SE (el “para qué”) determina los componentes a ser considerados (el “qué” mapear) y estos a su vez determinan los enfoques y sus atributos (el “cómo” mapear).

Siguiendo esta idea y considerando que el presente trabajo de tesis se planteó con miras a generar criterios y herramientas para la planificación del uso del territorio (el “para qué”) los procedimientos propuestos en este capítulo permitieron generar productos diferentes (el “qué” mapear) que podrían presentar distinta relevancia para distintos tipos de decisiones. Los mapas de FE permiten jerarquizar elementos del paisaje claves por su rol funcional (Figura 11 y Figura 13), por ejemplo cuáles son las áreas de pasturas y pastizales o parches de forestaciones con mayor capacidad de retener excesos de precipitación. Algunos de estos mapas podrían servir como insumo en la planificación de estrategias de conservación y/o restauración. Por ejemplo, identificar aquellos humedales claves por su rol depurador o amortiguador de inundaciones (Booman, 2013) o las franjas de vegetación ribereña que por su ubicación en el paisaje resultan críticas para el mantenimiento de la calidad del agua superficial en la cuenca (Orúe et al., 2011).

En cuanto a la escala de aplicación utilizada, la cuenca de Mar Chiquita (más de 10000 km²) resultó ser adecuada para evaluar las FE y los SE que operan a escalas amplias y dependen de las condiciones locales y del contexto, como la amortiguación de inundaciones y la disponibilidad de agua limpia tanto superficial como subterránea. Sin embargo, se necesitan enfoques adaptados a escalas locales, donde ocurren la mayor parte de las decisiones en relación al uso y manejo de los ecosistemas (Burkhard et al., 2012; Laterra and Nahuelhual, 2013; Nelson et al., 2009). En el caso del área bajo estudio, la escala mínima a la que se toman las decisiones es el

municipio. La cuenca estudiada abarca el partido de Mar Chiquita y Pinamar en su totalidad y 9 partidos en forma parcial, por lo tanto los mapas generados en este capítulo podrían aportar información, al menos, para cuatro partidos facilitando la toma de decisiones en torno a sitios prioritarios.

En cuanto al “cómo” mapear, los índices y modelos empleados son diversos en cuanto a su complejidad de aplicación e información necesaria, por ejemplo el índice empleado en la FE de almacenamiento de carbono orgánico en suelo (fácil aplicación y poca información) versus los modelos empleados para la FE de retención de contaminantes por humedales (requiere más información y muchos procedimientos en SIG). Si bien ninguno está calibrado ni validado en la región estudiada, muchos de ellos se basan en ecuaciones ampliamente utilizadas y validadas en otros países (por ejemplo la ecuación universal de pérdida de suelo, Renard et al., 1991) .

En su actual estado de desarrollo estos índices y modelos son exploratorios (Bankes, 1993) y pueden ser utilizados para evaluar las consecuencias de distintos supuestos e hipótesis sobre la capacidad funcional de los paisajes del área de estudio. Un desafío por delante, es la calibración y validación de los índices de aquellas FE que soportan los SE más relevantes para la sociedad del área donde se quieran aplicar. Por ejemplo se podría validar a nivel local el método del curva número ya que aporta información hidrológica relevante para el cálculo de varias FE como lo hicieron Ares et al. (2012) para una cuenca de la provincia de Buenos Aires.

La matriz de integración basada en la consulta a expertos proporciona una herramienta útil ya que integra el conocimiento de los expertos y se evalúan las FE y los SE en forma conjunta y no aisladamente como suele hacerse. Por otro lado, el empleo de escalas relativas o “neutrales” (0-1) permite armonizar una variada fuente de datos, como censos estadísticos, conocimiento experto, revisión de literatura, entre otros (Burkhard et al., 2012).

Otro aspecto importante a considerar en la evaluación de SE es la elección adecuada de la escala temporal. Cuando los SE se evalúan en periodos anuales (como en este trabajo de tesis) se omiten cambios temporales en la provisión del SE dentro del año analizado. Los cambios temporales en la capacidad de provisión de SE son diferentes en función del tipo de SE (Kandziora et al., 2013) y este es un aspecto que debería quedar explícito cuando se informan los resultados de una evaluación.

CAPITULO II

Patrones espaciales de propagación y captura del servicio ecosistémico amortiguación de inundaciones

3. CAPITULO II: Patrones espaciales de propagación y captura del servicio ecosistémico amortiguación de inundaciones

3.1. Introducción

En el capítulo anterior se ajustaron diferentes índices y modelos para cuantificar espacialmente la provisión de SE, los mapas resultantes indican la cantidad de SE que se genera en cada celda. Pero bajo el marco conceptual adoptado en esta tesis (Haines-Young and Potschin, 2010, ver Introducción general), los beneficios representan la fracción de la provisión de SE que es capturada o transformada en bienestar de la población local. Es decir que, dos sitios con igual provisión de SE pueden representar una oferta distinta de beneficios según la propagación espacial del SE y la accesibilidad al mismo (Boyd and Banzhaf, 2007; Laterra et al., 2014).

La estimación de los beneficios requiere conocer cómo el SE de “mueve” en el espacio hasta que se convierte en un beneficio para alguien, ya que por lo general los SE involucran una trama compleja de interacciones entre el lugar donde se generan y aquel donde se capturan o utilizan (Fisher et al., 2009). La mayoría de los SE se “transportan” desde las áreas donde se generan hacia las áreas donde se “consumen” a través de procesos biofísicos (de aquí en adelante “propagación natural”) o acciones humanas (de aquí en adelante “propagación antrópica”, Serna-Chavez et al., 2014). Un ejemplo de propagación natural podría ser el caso de un humedal ubicado en la parte alta de una cuenca, el cual amortigua las inundaciones a productores agrícolas ubicados en la parte baja de la misma. En este caso la propagación espacial del SE depende de las propiedades biofísicas de ese humedal, de las condiciones climáticas y de aspectos vinculados al contexto espacial de la cuenca. Mientras que otros SE como la disponibilidad de agua subterránea limpia, dependen para transformarse en beneficios para una determinada población humana, de infraestructura específica, como una red de distribución de agua potable.

Por lo tanto, en muchos casos se presenta un desacople espacial entre las áreas donde se generan los SE y las áreas donde se localizan las personas que disfrutan del beneficio (Bagstad et al., 2014, 2013; Brauman et al., 2007; Chan et al., 2006; Serna-Chavez et al., 2014). Fisher et al. (2009) describieron los diferentes patrones de propagación espacial (Figura 16), los cuales pueden variar dependiendo del SE, la escala y el contexto socioeconómico que se analice.

Si en la evaluación sobre SE se contempla también el patrón espacial de propagación, especialmente en el caso de los SE con propagación direccional (Figura 16, recuadro 3), los productos generados serían de mayor utilidad para los tomadores de decisiones ya permitirían planificar intervenciones específicas considerando con mayor precisión los beneficiarios alcanzados por las mismas (Bagstad et al., 2013; Villa et al., 2014). Por ejemplo, para evitar acciones que interrumpan la provisión del mismo (ej. la eliminación de un bosque que ejerce protección contra aluviones) o para promover acciones de conservación mediante mecanismos de pago por SE (ej. compensar económicamente a quienes conservan el ecosistema proveedor del SE).

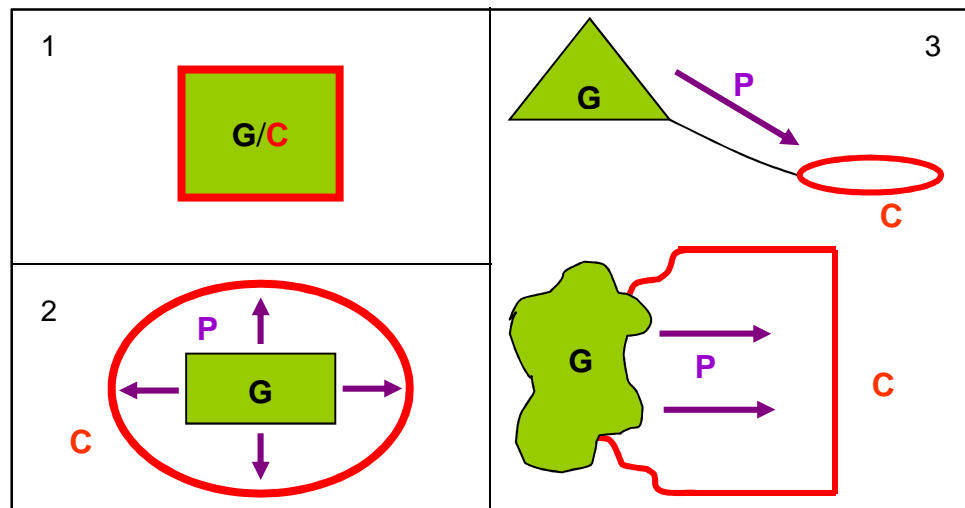


Figura 16. Tipos de propagación espacial (P) natural, adaptado de Fisher et al (2009). Sin propagación: el SE se genera (G) y se captura (C) en el mismo sitio (recuadro 1). Propagación omnidireccional: el SE se genera en determinado sitio y se propaga sin sesgo direccional; la captura puede ocurrir en cualquier sitio (recuadro 2). Propagación direccional: el SE se genera en un área y se propaga con una dirección generalmente determinada por la topografía (recuadro 3).

A pesar de que la caracterización y cuantificación de la propagación de algunos SE es un aspecto relevante a considerar en la formulación de políticas (Bagstad et al., 2013; Fisher et al., 2009), los estudios sobre el tema son aún escasos y más bien de carácter conceptual. De los trabajos más recientes, algunos evaluaron la demanda a través de la cuantificación y superposición de las áreas de provisión del SE y las áreas de uso (por ejemplo, Burkhard et al., 2012; Serna-Chavez et al., 2014) o conceptualizaron geográficamente la provisión, el uso y la propagación (por ejemplo, Bastian et al., 2012; McDonald, 2009; Palomo et al., 2013). Sin embargo, estos

estudios no abordan el problema de forma consistente, ni teórica ni metodológicamente (Bagstad et al., 2014). El desafío es aún más grande cuando se trata de SE de regulación con propagación direccional como el caso del SE de amortiguación de inundaciones (de aquí en adelante, AI). El SE de AI es muy relevante, por ejemplo, en ciertas zonas de la región Pampeana donde los episodios cíclicos de inundaciones y anegamientos han sido informados desde mediados del siglo XVI, comprometiendo tierras agrícolas y ganaderas y afectando las actividades socio-económicas de la región (Moncaut, 2001). En un estudio realizado para la cuenca de Mar Chiquita se registraron dentro de un período de 20 años (1986-2006) más de cinco inundaciones, siendo la más intensa la del año 2002 donde 3.200km² de la superficie de la cuenca (20%) quedaron bajo agua (Zelaya, 2011).

Las inundaciones, como las tormentas violentas o sequías severas, son eventos climáticos que ocurren en frecuencias de tiempo variables en muchas zonas del mundo. Son procesos naturales que pueden ser importantes para los ecosistemas; sin embargo, por acciones humanas estos regímenes pueden alterarse provocando serios daños (Logsdon and Chaubey, 2013). Argentina se ve afectada por inundaciones en diferentes regiones que, dependiendo del grado del evento, pueden alterar significativamente el desarrollo económico regional y nacional. Aunque es difícil calcular los daños y los costos asociados con una inundación, no hay duda de que son generalmente altos (Seiler et al., 2002).

En el capítulo I se realizó la cuantificación espacial del SE de AI a partir de la combinación de diferentes funciones ecosistémicas, principalmente de la retención de los excesos de precipitación, tanto de coberturas vegetales como humedales y cursos de agua. En el caso de la vegetación, a través de la interceptación de la lluvia, la evapotranspiración y el almacenamiento del agua en el suelo, los ecosistemas terrestres amortiguan las inundaciones de manera significativa aguas abajo de la cuenca (Jobbagy, 2011; Jobbágy et al., 2008). Mientras que los humedales y cursos de agua, dependiendo de sus características, interceptan el escurrimiento superficial y almacenan los excesos de agua (Bullock and Acreman, 2003; Daigneault et al., 2012).

En la zona bajo estudio este SE es muy relevante y sería importante conocer, además de las áreas de provisión (Figura 15, capítulo I), cómo es su propagación y captura. La provisión de este SE es muy dependiente de la configuración espacial del ecosistema (ej. Humedal o pastizal) que lo genera, como por ejemplo la ubicación, la

forma y la conectividad (Bastian et al., 2012; Stürck et al., 2014). A través del manejo y/o gestión de los usos del suelo se puede influenciar los niveles del SE de AI controlando el efecto de la coberturas sobre la escorrentía (Fohrer et al., 2001). Por lo tanto, entender bajo qué combinaciones de uso de la tierra y patrones del paisaje la provisión y propagación del servicio resultan más efectivas proporcionaría criterios relevantes para la planificación del uso del suelo en la cuenca.

Como hipótesis se propuso que la captura del servicio ecosistémico de amortiguación de inundaciones, expresada como áreas cultivadas no inundadas en una determinada cuenca depende de la estructura del paisaje de la cuenca en términos de proporción, ubicación y conexión de las áreas que proveen ese servicio (p.e. pastizales y humedales). Bajo la misma se plantearon dos predicciones:

1) Para un rango determinado de precipitaciones, existe una proporción mínima de pastizales y humedales en la cuenca a partir de la cual el riesgo de inundación de las áreas cultivadas crece abruptamente.

2) Para una misma proporción de áreas de pastizales y humedales, un patrón espacial caracterizado por una mayor cantidad de áreas pequeñas pero interconectadas será más efectivo en la propagación del servicio ecosistémico que un patrón de pocas áreas más grandes pero escasamente conectadas.

3.2. Materiales y Métodos

Para abordar la temática propuesta en este capítulo se plantearon dos aproximaciones metodológicas complementarias. Con la primera se intentó demostrar empíricamente el efecto de la estructura del paisaje en la cuenca alta sobre la amortiguación de inundaciones en la cuenca baja. Mientras que con la segunda aproximación se evaluó la propagación y captura del SE de AI, no de forma empírica, sino a través de la evaluación de escenarios empleando supuestos con base teórica que fueron integrados en un modelo de simulación.

3.2.1. Caracterización de las subcuencas

Para este capítulo se utilizaron como unidad de análisis las subcuencas del área de estudio (Figura 17), las cuales fueron delimitadas en base al modelo digital de terreno y cartas topográficas (De Marco et al., 2012). En la aplicación del enfoque metodológico 1 se emplearon las siete subcuencas, mientras que en el enfoque 2 sólo

las tres para las cuales se contaba con información catastral (Vivoratá, Tapera y Seco).

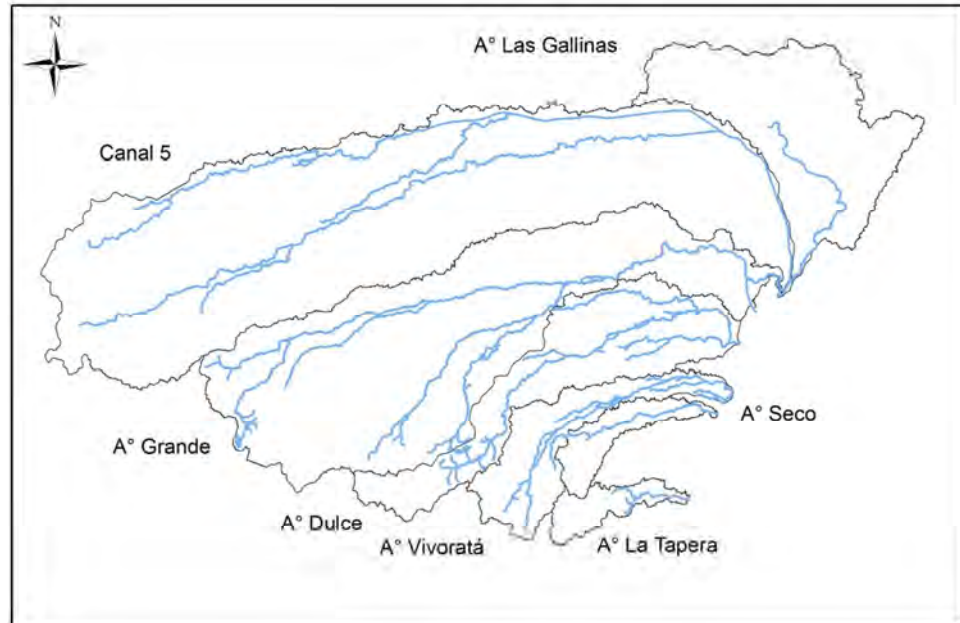


Figura 17. Subcuencas seleccionadas para el análisis.

En cada subcuenca se delimitó la zona alta y la zona baja tomando como criterio la altitud (León, 1999), para lo cual se clasificó el modelo digital de elevaciones con el método “*Natural Breaks (Jenks)*” en cinco clases y se tomó la categoría del medio como corte en la zonificación (Tabla 13).

Tabla 13. Subcuencas analizadas y límites de altitud empleados en la zonificación.

Subcuenca	Zona baja	Zona alta
Arroyo Las Gallinas	0 - 5 msnm	5-31 msnm
Canal 5	0-83 msnm	83-255 msnm
Arroyo Grande	0-86 msnm	86-255 msnm
Arroyo Dulce	0-81 msnm	81-255 msnm
Arroyo Vivoratá	0-67 msnm	67-255 msnm
Arroyo Seco	1-55 msnm	55-251 msnm
Arroyo La Tapera	7-71 msnm	71-229 nm

Como información climática se utilizó la información histórica que posee el INTA en el marco del convenio con el Servicio Meteorológico Nacional, en sus estaciones de Gral. Pueyrredón, Balcarce, Ayacucho, Maipú y Tandil. La misma fue recopilada a partir de 1978 y se utilizó la precipitación anual acumulada (ver Tabla I, apéndice). El dato de precipitación en cada subcuenca se asignó en función de la ubicación de las estaciones meteorológicas; en los años en que alguna estación no presentó datos se utilizó el dato de la estación más cercana a dicha cuenca.

Para la caracterización de la composición y configuración del paisaje se contaba con una serie de 11 mapas de cobertura del suelo (1978, 1986, 1997-2005) provistos por el Laboratorio de Geomática de la UIB (Zelaya, 2011). Las clases de coberturas en los mapas eran seis: cultivo, pastura, pastizal, forestal, agua y urbano. Para calcular los píxeles de agua de inundación, a los píxeles totales de la clase agua se les restaron los píxeles de agua pertenecientes a los cursos y cuerpos de aguas permanentes. Dichos píxeles de agua permanente se estimaron a partir de la clasificación correspondiente al año más seco (1999), asumiendo que no existieron píxeles de inundación en este año. Luego para cada zona (alta y baja) de cada subcuenca se calculó la superficie de las diferentes coberturas vegetales (cultivo, pastura, pastizal y forestaciones) y la superficie cubierta por agua de inundación. De los 11 mapas de cobertura, seis tuvieron que ser descartados debido a que presentaban errores de clasificación que afectaban la consistencia del análisis. Por tal motivo, se trabajó con cinco mapas de coberturas (correspondientes a los años 1986, 1998, 2000, 2001, 2003) para cada subcuenca.

3.2.2. Enfoque metodológico 1



Para estimar el efecto de los ecosistemas en la amortiguación de inundaciones se ajustaron en primera instancia modelos lineales para predecir el porcentaje de área inundada en la cuenca baja a partir de la precipitación anual y de variables que describían la estructura del paisaje en la cuenca alta. Dichas variables fueron: proporción de cultivos, proporción de pasturas, proporción de pastizales, proporción de humedales y grado de conectividad de los pastizales y de humedales (índice de proximidad). Debido a que, por las limitantes mencionadas en el punto anterior, sólo pudieron utilizarse cinco mapas y por lo tanto solo se obtuvieron cinco datos de porcentaje de área inundada por año analizado, no pudieron ajustarse los modelos con todas las variables predictoras que se pretendía. Por lo tanto, se ajustaron todas las

combinaciones posibles del siguiente modelo: Porcentaje de área inundada cuenca baja = precipitación anual + variable descriptora del paisaje en la cuenca alta (ej. proporción de cultivo).

3.2.3. Enfoque metodológico 2

El SE de AI es un servicio de regulación cuya propagación es natural y, dependiendo de la ubicación de los beneficiarios, puede ser *in situ* o direccional (Tabla 14 y Figura 16). Atento a que la segregación espacial en cuenca alta y baja empleada en el primer modelo de análisis no considera la amortiguación *in situ* y considerando que los efectos de atenuación de inundaciones podrían diluirse demasiado aguas abajo por una cuestión de escala espacial, se empleó en esta segunda aproximación un enfoque de análisis que contemplaba ambos tipos de efecto (*in situ* y direccional) en áreas más acotadas.

Tabla 14. Tipos de propagación del SE de amortiguación de inundaciones en función de los beneficiarios evaluados

Beneficiarios	Tipo de Propagación
Habitantes de un pueblo o ciudad	Natural - Direccional  <p> → Dirección de la propagación del SE (por topografía) ■ Pueblo ---- Limite de alcance de la propagación del SE </p>
Productores agropecuarios	Natural - In situ y direccional  <p> □ Establecimientos agropecuarios ■ Establecimiento agropecuario ejemplo, se captura el flujo de AI que se genera <i>in situ</i> más el flujo de AI que generan los establecimientos vecinos aguas arriba (→) </p>

Bajo este análisis los beneficiarios evaluados fueron los productores agropecuarios. La delimitación de los establecimientos agropecuarios fue obtenida del mapa de catastro rural (laboratorio de Geomática de la UIB). Dado que el catastro disponible no abarcaba toda el área de estudio, este ejercicio se realizó sólo para tres subcuencas: Vivoratá, Tapera y Seco (Figura 17). En este análisis no se empleó el mapa de SE generado en el capítulo I, sino que se utilizó como indicador del SE la función de retención de excesos de precipitación por coberturas vegetales con el objetivo de describir la variación en la captura de acuerdo a cambios en el uso del suelo y explorar estas variaciones en términos absolutos (mm de precipitación retenidos por el ecosistema). Esta función se calcula empleando el índice propuesto por Fu et al. (2013) pero a diferencia del capítulo I el cálculo no se realizó para un año, sino sólo para un evento de tormenta (Ecuación 23). El índice emplea el método del Número de Curva (NC) desarrollado por el *Soil Conservation Service* (SCS) del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. La cantidad de agua de inundación mitigada en un evento de tormenta por un ecosistema puede ser calculada restando el escurrimiento a la precipitación de una tormenta:

$$REP_i = P - \frac{(P - 0.2IE_i)^2}{P + 0.8IE_i} \quad \rightarrow \quad IE = \frac{25400}{(254 + NC)}$$

Ecuación 23

Donde REP_i es la retención de excesos de precipitación por cobertura vegetal en el píxel i (mm); P es la lluvia de un evento de tormenta (mm); e IE es la cantidad de lluvia retenida por el ecosistema (intercepción y evapotranspiración) antes de que ocurra el escurrimiento. El NC representa la probabilidad de que la lluvia se convierta en escurrimiento como resultado del tipo de cobertura vegetal y su interacción con propiedades del suelo (NRCS, 1986). Para más detalles del método ver las páginas 33-37 del capítulo I. Los cambios en el uso del suelo que se consideraron para el análisis consistieron en escenarios alternativos de uso de la tierra en las subcuencas analizadas, los cuales se describen a continuación.

3.2.3.1. Escenarios alternativos de uso de la tierra

Un escenario puede ser considerado simplemente como un estado del mundo o sistema de interés (imagen del futuro) o incluir una secuencia de eventos posibles o

hipotéticos que lleva a ese estado, construido con el objeto de focalizar la atención en los procesos causales y puntos de decisión. La importancia de considerar los escenarios como corrientes de eventos es que se dirige la atención al despliegue de alternativas y a las bifurcaciones en las que las acciones humanas tienen el potencial de afectar significativamente el futuro (Gallopín, 2004). Por lo general, en la construcción de escenarios de cambio de uso del suelo se consideran varios aspectos como: capacidad de uso de la tierra, cercanía a caminos, probabilidades de transición basadas en trayectorias pasadas, entre otros (Lima et al., 2011).

En este ejercicio se construyeron dos alternativas de usos de la tierra basadas en el mapa de cobertura (2011) y la capacidad de uso. La clasificación por capacidad de uso interpreta las características y propiedades intrínsecas del suelo, del medio físico y del nivel tecnológico de los agricultores, distinguiendo clases homogéneas de tierras basadas en el grado de limitación del uso. Dicha clasificación define la capacidad de uso potencial considerando el control de la degradación de los suelos, especialmente la asociada a procesos de erosión acelerada y toma en cuenta limitaciones permanentes de la tierra, relacionándolas con las posibilidades y limitaciones de uso de la misma, dividiéndose en ocho categorías (ver Tabla 1 en 1.2. Descripción del área de estudio).

En el primer escenario (que llamaremos Agrícola) todas las pasturas y los pastizales de la clasificación de coberturas se transformaron a cultivos, exceptuando las pasturas y los pastizales que se encontraban en suelos con capacidad de uso VII y VIII. Los píxeles de la clasificación que tenían cultivos se mantuvieron, al igual que el resto de las coberturas (forestaciones, humedales, urbano, sierras). En el segundo escenario (que llamaremos Ganadero), todos los cultivos presentes en suelos con capacidad de uso IV, V, VI y VII se reemplazaron por pasturas y pastizales. Solo se mantuvieron los cultivos en suelos con capacidad I, II y III.

3.2.3.2. Cálculo de captura del SE de AI en los diferentes escenarios

Para cada mapa de coberturas de la tierra (actual y escenarios 1 y 2) se calculó para un evento de 80mm de precipitación la retención de excesos ejercida por los diferentes ecosistemas aplicando los procedimientos generados en el capítulo I. Se seleccionó un evento de 80mm ya que fue la precipitación máxima (evento de 24hs) durante el año 2011 (mapa de cobertura actual). Luego, la captura y propagación del

SE de AI para los diferentes establecimientos agropecuarios en los tres escenarios se calculó empleando el siguiente índice (Ecuación 24):

$$\text{Captura_AI}_{ij} = \text{AI_insitu}_i + \text{AI_prop}_k$$

Ecuación 24

Donde la captura del SE de AI en el establecimiento agropecuario i perteneciente a la subcuenca j (Captura_AI_{ij}) es igual a la provisión capturada en el establecimiento (la retención de precipitación *in situ*) más la amortiguación de inundaciones que se propaga desde los k establecimientos ubicados aguas arriba (la retención de precipitación que se genera aguas arriba).

Para estimar el componente AI_insitu_i , se calculó la retención de excesos de precipitación y , luego, se promediaron los valores por establecimiento agropecuario. Para identificar los k establecimientos aguas arriba se utilizó el modelo digital de elevaciones. Se generó un mapa con la altura promedio de cada establecimiento y luego se clasificaron en tres grupos usando la técnica “*natural breaks*” para cada subcuenca analizada (Tabla 15):

Tabla 15. Clasificación de establecimientos agropecuarios por altitud promedio (msnm)

Grupo	Subcuenca Tapera	Subcuenca Seco	Subcuenca Vivotatá
Cuenca baja	0-47	5-35	0-27
Cuenca media	48-81	36-65	28-77
Cuenca alta	82-226	66-218	78-255

En este análisis se asume que los establecimientos pertenecientes al grupo “cuenca baja” reciben la propagación del SE generado en los establecimientos del grupo “cuenca media”. Lo mismo ocurre en los establecimientos del grupo “cuenca media” con respecto a los del grupo “cuenca alta”. Para estimar este efecto se promedió la retención de excesos de precipitación de todos los establecimientos presentes en cada grupo (AI_prop_k). Para comprobar si la captura *in situ*, la propagación y la captura total difería entre escenarios se realizó un ANOVA utilizando el software R (R, 2012).

3.2.3.3. Cambios en la propagación del SE de amortiguación de inundaciones como consecuencia de la transición de escenarios

Se calculó el escurrimiento superficial (ES) generado durante el evento de tormenta para las tres coberturas. Luego se calcularon las diferencias en el ES como consecuencia del cambio de coberturas de la tierra (ES cobertura actual - ES escenario 1 y ES cobertura actual - ES escenario 2). Las diferencias se realizaron con los valores promedio de ES por establecimiento agropecuario. Para comprobar si las diferencias eran significativas se realizó un ANOVA utilizando el software R (R, 2012).

3.3. Resultados

3.3.1. Enfoque metodológico 1

La mayoría de los modelos ajustados no fueron significativos y todos presentaron ajustes muy bajos ($R^2 < 0.2$). Por otro lado, aquellos que resultaron significativos carecen de sentido ya que el coeficiente de la variable precipitación en todos los casos es muy pequeño y negativo (lo que indicaría que las inundaciones disminuyen con el aumento de la precipitación).

Tabla 16. Modelos ajustados para predecir el porcentaje de área inundada en la cuenca baja (y)

Modelo	Coeficiente de correlación parcial	Significancia (p)		R ²
		Variables	Modelo	
y = precipitación + proporción de cultivos cuenca alta.	-0.00002 -0.0013	0.26 0.52	0.39	0.002
y = precipitación + proporción de pasturas cuenca alta.	-0.00003 -0.0157	0.05 0.01	0.02	0.15
y = precipitación + proporción de pastizales cuenca alta.	-0.00001 0.003	0.17 0.006	0.01	0.19
y = precipitación + proporción de humedales cuenca alta.	-0.00005 0.05	0.23 0.7	0.09	0.08
y = precipitación + proporción de pasturas y pastizales cuenca alta	-0.00002 0.0034	0.17 0.018	0.02	0.14

3.3.2. Enfoque metodológico 2

3.3.2.1. Escenarios alternativos

La proporción de las principales coberturas en los diferentes escenarios muestra diferencias marcadas (Figura 18 y 19). El escenario 1 (Agrícola) representa un estado de intensificación agrícola muy alto, la cobertura actual un estado intermedio y el escenario 2 (Ganadero) es, por el contrario, el que menor proporción de cultivos y mayor cantidad de pastizales y pasturas presenta.

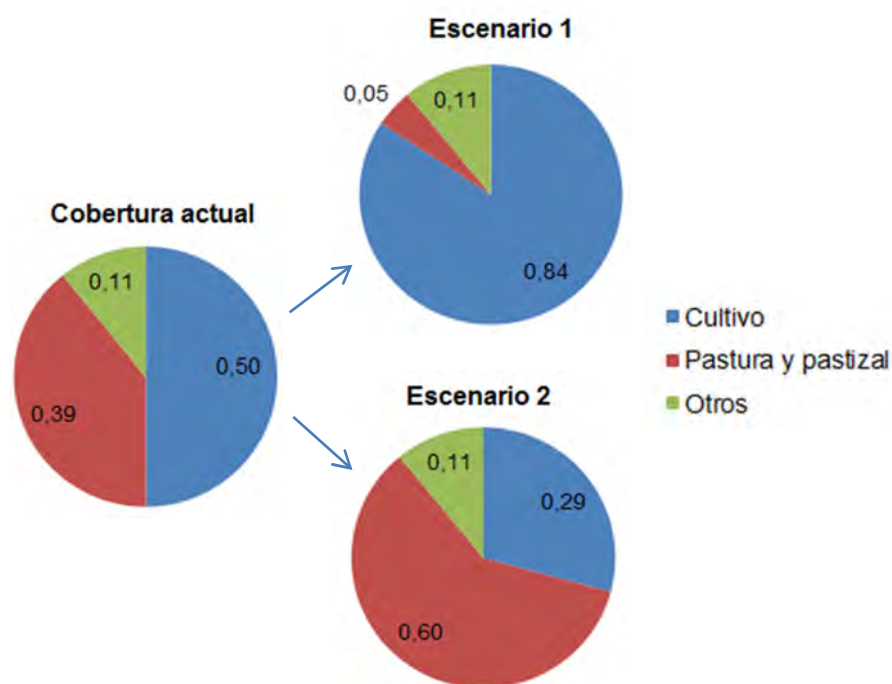


Figura 18. Proporción de coberturas en los distintos escenarios

En el mapa de cobertura actual (2011), el 58% de los cultivos se encuentran en suelos con capacidad de uso I y II, el 23% sobre suelos con capacidad de uso VII⁴, mientras que el 19% en las categorías restantes. En el caso de las pasturas y los pastizales, el 38% se encuentran en suelos con capacidad de uso VI, el 35% sobre suelos con capacidad de uso II mientras que el 27% sobre las otras categorías. En el escenario 1 (Agrícola), el 60% de los cultivos se emplazan en suelos con capacidad de uso de I-III mientras que el 100% de las pasturas y pastizales sólo ocupan suelos

⁴ La presencia aparente de cultivos en suelos de clase de uso VII probablemente refleje situaciones de suelos heterogéneos que incluyen áreas de mayor y menor aptitud de uso asociadas en patrones complejos, en las cuales pequeños parches con aptitud de uso ligeramente superiores a la media del área son cultivados.

con capacidad VII y VIII. Por último, en el escenario 2 (Ganadero) la totalidad de los cultivos se emplazan en suelos con capacidad de I-III y el 70% de las pasturas y pastizales en suelos con capacidad igual o mayor a IV.

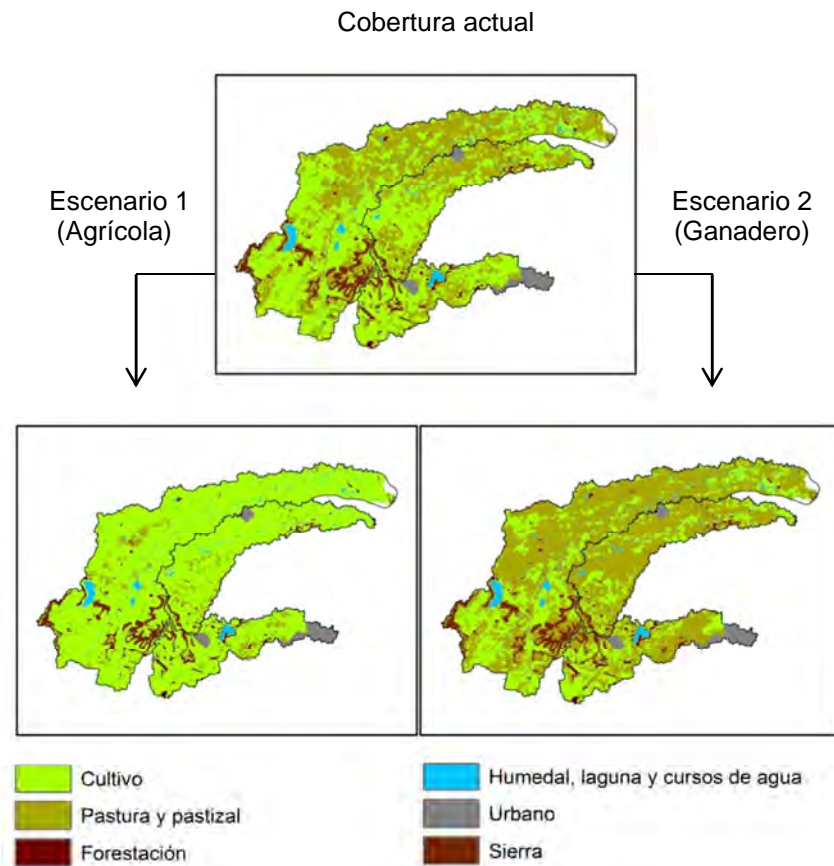


Figura 19. Escenarios alternativos de cobertura de la tierra

3.3.2.2. Captura del SE de amortiguación de inundaciones en los diferentes escenarios

La retención de excesos de precipitación promedio por establecimiento agropecuario (captura *in situ*, Figura 20) difiere significativamente ($p < 0.0001$) entre los tres escenarios analizados, no así entre subcuencas (Tabla 17). Al pasar de la cobertura actual al escenario Agrícola el 80% de los establecimientos pierde capacidad de captura *in situ*. Por el contrario, cuando se pasa al escenario Ganadero, el 60% de los establecimientos ganan capacidad.

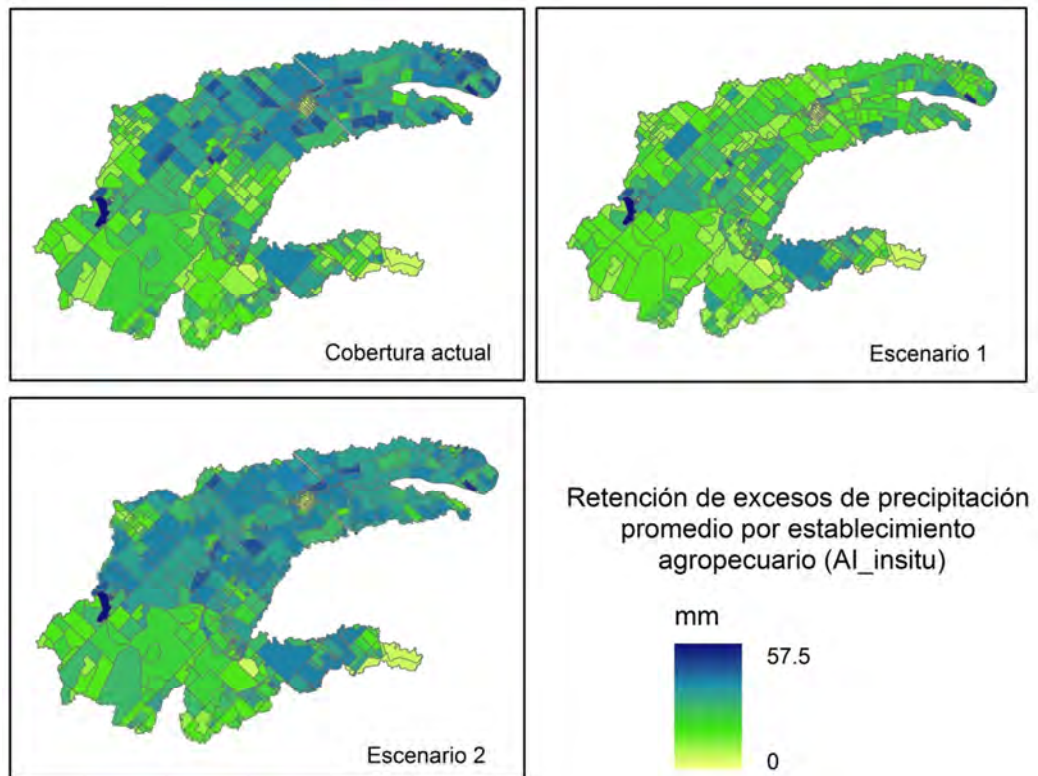


Figura 20. Captura *in situ* de amortiguación de inundaciones por establecimiento agropecuario (mm)

Tabla 17. Promedio y desvío estándar de los valores promedio por establecimiento de captura *in situ* del SE de amortiguación de inundaciones de las cuencas analizadas, bajo los tres escenarios analizados

Escenario	Subcuenca Tapera	Subcuenca Seco	Subcuenca Vivotatá
Actual	50.51 (0.95)	50.76 (1.02)	50.77 (0.70)
Escenario 1 (Agrícola)	50.18 (0.90)	50.18 (0.88)	50.07 (0.53)
Escenario 2 (Ganadero)	50.96 (1.02)	51.08 (1.05)	51.04 (0.68)

La propagación del SE (AI_{prop_k} , Tabla 18) difiere significativamente entre escenarios ($p < 0.001$), entre subcuencas ($p < 0.01$) y entre grupos, es decir, entre los establecimientos ubicados en la cuenca alta y la cuenca media ($p < 0.05$). Los valores obtenidos de captura total ($Captura_{AI_{ij}}$) del SE de AI (Figura 21) muestran diferencias significativas entre las subcuencas ($p < 0.001$), pero no así entre escenarios.

Tabla 18. Promedio y desvío estándar de los valores de propagación media del SE de amortiguación de inundaciones en los establecimientos de las cuencas analizadas, en los grupos 2 (cuenca media) y 3 (cuenca alta), bajo los tres escenarios analizados

Escenario	Grupo	Subcuenca Tapera	Subcuenca Seco	Subcuenca Vivoratá
Actual	Cuenca alta	49.23 (8.67)	50.88 (0.56)	49.77 (5.54)
	Cuenca media	50.67 (0.51)	50.59 (0.68)	50.81 (0.70)
Escenario 1 (Agrícola)	Cuenca alta	48.93 (8.62)	50.26 (0.55)	49.38 (5.47)
	Cuenca media	50.11 (0.31)	50.27 (0.54)	50.10 (0.55)
Escenario 2 (Ganadero)	Cuenca alta	49.51 (8.72)	51.10 (0.57)	50.07 (5.58)
	Cuenca media	50.95 (0.42)	51.46 (0.54)	51.15 (0.66)

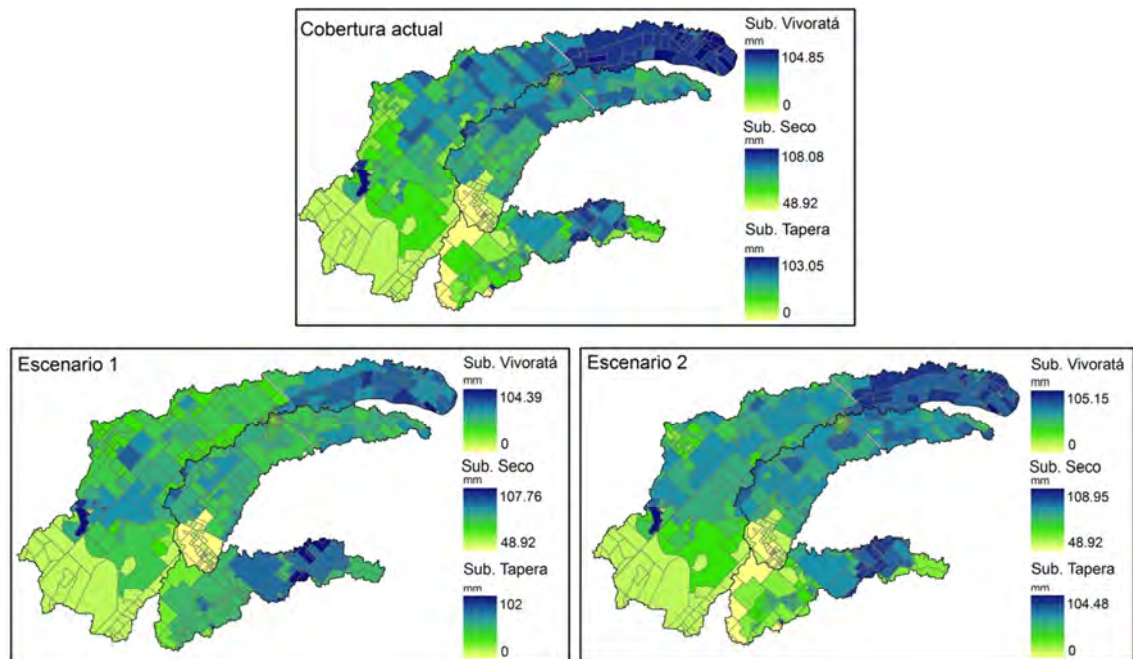


Figura 21. Captura total de amortiguación de inundaciones (mm de precipitación retenidos) por establecimiento agropecuario en los diferentes escenarios

3.3.2.3. Cambios en la propagación del SE de amortiguación de inundaciones como consecuencia de la transición de escenarios

Los valores obtenidos de escurrimiento superficial promedio por establecimiento generados durante el evento de tormenta difieren significativamente entre escenarios ($p < 0.001$), así como también las diferencias entre el escurrimiento superficial de los establecimientos bajo la cobertura actual y ambos escenarios ($p < 0.001$, Figura 22). Al pasar de la cobertura actual al escenario 1 (Agrícola) en el 10 % de los establecimientos el escurrimiento superficial promedio aumenta entre 8 y 30 mm bajo un evento de tormenta de 80mm. En el caso de la transición al escenario 2 (Ganadero), el 20% de los establecimientos generan menos escurrimiento (hasta 8 mm menos).

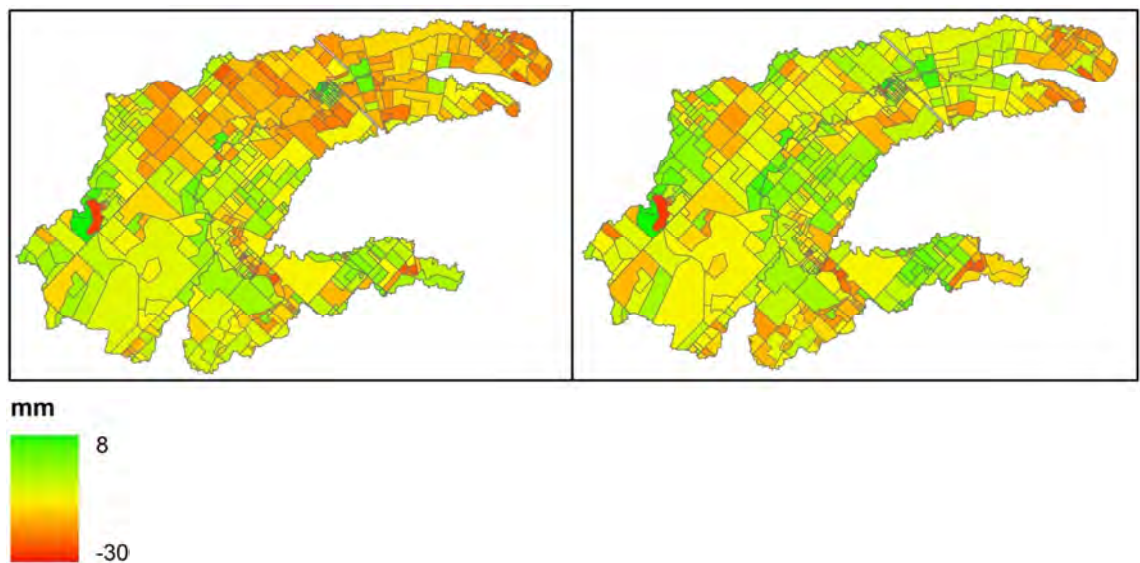


Figura 22. Diferencias entre el escurrimiento superficial (ES) generado entre la cobertura actual y el escenario 1 (Agrícola) (izquierda) y la cobertura actual y el escenario 2 (Ganadero) (derecha).

3.4. Discusión

En este capítulo se ilustra la importancia de considerar los procesos de propagación y captura en las evaluaciones sobre servicios ecosistémicos, sobre todo en el caso de servicios con propagación natural y direccional como la amortiguación

de inundaciones, donde estos procesos pueden jugar un rol muy importante en la planificación territorial.

El enfoque metodológico 1 no permitió poner a prueba la hipótesis planteada por falta de datos y error en los mismos. Por un lado, los mapas de cobertura de la tierra con los que se contaba presentaron problemas en la discriminación de la clase “agua” aspecto por el cual el número de datos disminuyó considerablemente. Otra limitación importante que puede haber afectado el ajuste de los modelos fue la escasez de los datos de precipitación ya que en algunos años para algunas estaciones no se contó con información. A su vez, la distribución espacial de las estaciones y la forma alargada de las cuencas (Tabla I y Figura I, apéndice) pone en duda que los datos de cada estación sean representativos de la subcuenca donde se ubican (o la más cercana). Sin embargo, este enfoque no deja de ser interesante y representa un desafío pendiente ya que la mejora de la base de datos espacial, a través del uso de otro tipo de imágenes satelitales u otros procedimientos para la detección del agua (ver por ejemplo Booman et al., 2012), puede representar la solución para hallar los modelos que se pretendían. Dichos modelos permitirían encontrar umbrales de suma relevancia para orientar las decisiones, como por ejemplo qué porcentaje de determinados ecosistemas (pastizales, humedales) deberían conservarse en las zonas altas de las cuencas para mantener ciertos niveles de amortiguación de inundaciones en la parte baja de las mismas. Un estudio similar fue realizado por Ogawa y Male (1986) donde estudiaron la capacidad de los humedales para mitigar inundaciones y encontraron distintos resultados en función de la ubicación en la cuenca (zona alta-baja) y el orden del humedal.

El empleo de escenarios alternativos de uso de la tierra resultó ser una herramienta útil ya que permitió cuantificar los cambios en la propagación y captura del SE y, en cierta forma, poner de manifiesto la existencia del mismo. La amortiguación de inundaciones es un SE de regulación y, como la mayoría en este grupo, al ser intangibles son difíciles de percibir por la población. De esta forma, el uso de escenarios es una herramienta con gran potencial para comunicar a los actores involucrados en el territorio sobre cómo sus decisiones pueden repercutir en el bienestar de la población local. Si bien para los fines ilustrativos de este ejercicio los escenarios utilizados fueron adecuados, sólo fueron construidos en base a dos criterios (uso actual de la tierra y capacidad de uso), por lo tanto para un análisis más

detallado deberían tenerse en cuenta otros factores y técnicas (por ejemplo, escenarios basados en agentes, ver Pocewicz et al., 2008). Por otro lado, de acuerdo a la definición propuesta por Gallopín (2004) en este ejercicio se utilizaron imágenes no escenarios, ya que el escenario es una trayectoria, mientras que la imagen es como una fotografía de la situación futura; el escenario incluye la imagen más la historia de desarrollos que llevaron a ella.

Para calcular la retención de excesos de precipitación se utilizó un índice basado en el método del número curva que contempla la interacción de la cobertura vegetal, el tipo de suelo y la condición de humedad previa. En las subcuencas analizadas para este ejercicio la información sobre el tipo de suelos es bastante homogénea por lo tanto los valores de retención quedaron fuertemente determinados por las coberturas. Con respecto a la influencia de la topografía, el método de número curva originalmente no contempla la pendiente del terreno entre sus parámetros. Esto se debe a que fue desarrollado en los EE.UU y en dicho país las tierras cultivadas se encuentran comprendidas, generalmente, en pendientes menores al 5%, y dentro de este rango no tienen mayor influencia en el número de curva. Dado que la zona bajo estudio presenta características similares (predominan las áreas llanas a excepción de las zonas más altas de las cuencas donde se encuentran las sierras), no se consideró la pendiente como factor influyente en el cálculo del número de curva.

En el mapa de captura in situ (Figura 20) los establecimientos que presentan mayores valores de SE son aquellos que contienen más proporción de pasturas y pastizales, ya que de las coberturas presentes en los escenarios utilizados, junto con las forestaciones, son las que mayor capacidad de retención de precipitación representan (por interceptación y evapotranspiración). Una sobre simplificación de este mapa, y por ende también del mapa de propagación, es que se utilizaron valores promedios, es decir, se promediaron los valores de retención de precipitación de los píxeles que caen dentro de los límites de cada establecimiento. Considerando que hay establecimientos que abarcan más de 4000 hectáreas es muy probable que gran parte de los procesos de propagación entre establecimientos vecinos estén diluidos y no se capturen con la metodología propuesta. Otro factor relevante que no se tuvo en cuenta es el rol de la configuración de coberturas dentro de cada establecimiento; determinadas configuraciones del paisaje pueden ser más efectivas en amortiguar las inundaciones de los establecimientos vecinos (Syrbe and Walz, 2012). Otra de las

limitaciones de este enfoque, y su aplicación, es que es sólo válido para evaluar el SE generado durante un evento aislado de precipitación (en este caso 80mm). A su vez, el método utilizado para el cálculo de retención (curva número) es adecuado en el caso de lluvias entre 15-85mm (Ares et al., 2012), por lo tanto para precipitaciones superiores este enfoque no podría aplicarse. Las llanuras, como en este caso, se caracterizan por un notorio predominio de los movimientos verticales respecto de los laterales, por lo que dominan los procesos de infiltración, evapotranspiración y oscilación de la superficie freática, sobre el flujo lateral (Auge and Hernandez, 1984). Por lo tanto, este ejercicio de simulación refleja el rol de los ecosistemas en amortiguar las inundaciones sólo durante un evento de tormenta aislado y no permite evaluar dicho proceso durante tormentas más intensas o prolongadas.

Otro aspecto a considerar es que si bien en este SE la propagación es natural, la misma puede verse alterada por factores antrópicos dirigidos específicamente a modificar la frecuencia e intensidad de las inundaciones (ej. albardones protectores, dragado de arroyos, trazado de canales) u otros factores antrópicos destinados a otros propósitos que sin embargo podrían afectar estos procesos (ej. rutas, terraplenes de ferrocarril, ver Buchanan et al., 2013).

No obstante, considerando la dificultad de cuantificar y modelar estos procesos, el enfoque metodológico 2 permitió generar diferentes productos que podrían representar distinta relevancia para la toma de decisiones. Por ejemplo, el mapa de captura *in situ* permitió jerarquizar los establecimientos agropecuarios por su capacidad de retener precipitaciones y cómo dicha capacidad podría verse afectada por cambios en el uso del suelo. Desde otra perspectiva, los mapas de escurrimiento superficial dimensionan las consecuencias, tanto positivas como negativas, de los cambios en la modalidad de uso del suelo. Como plantean Serna-Chavez et al. (2014) el estudio de estos procesos permitiría destacar aquellas áreas claves para impulsar programas de restauración ecológica. Un ejemplo de esto es China, donde la extensa inundación del río Yangtze en 1998 motivó al estado a reducir la erosión y mejorar la retención de agua en las zonas altas de las cuencas conservando y reforestando (Brauman et al., 2007). En este ejercicio por ejemplo, aquellas áreas que, en el análisis de ganancias y pérdidas en la captura del SE en los distintos escenarios, presentan mayores contrastes podrían ser áreas estratégicas para impulsar la conservación de pastizales y promover la ganadería (ej. establecimientos que en la transición de la cobertura actual al

escenario Ganadero aumentan su capacidad de amortiguar (Figura 20 y Figura 22). Complementariamente, la clasificación de establecimientos de acuerdo a su ubicación en la cuenca y su capacidad de amortiguación (propagación del SE) podrían contribuir al desarrollo de un esquema de pago por SE ya que se identifican aquellos establecimientos que contribuyen a la amortiguación de otros aguas abajo.

En este estudio, y en los antecedentes mencionados, se destaca la importancia de considerar, además de la provisión, la propagación y la captura de los SE. Además se pone de manifiesto que estos procesos son específicos de acuerdo al SE que se considere (Serna-Chavez et al., 2014). Si bien los marcos conceptuales y desarrollos metodológicos consistentes aún son un desafío, si el objetivo último de la evaluación es asistir formulación de políticas, deberían utilizarse herramientas flexibles que se adapten a la información disponible y al contexto que se analice.

CAPITULO III

**Relaciones espaciales entre servicios ecosistémicos y
biodiversidad**

4. CAPITULO III: Relaciones espaciales entre servicios ecosistémicos y biodiversidad

4.1. Introducción

Los esfuerzos de conservación tradicionalmente se enfocaron en la biodiversidad, pero recientemente el interés por conservar tanto la biodiversidad como la provisión de SE ha sido creciente (Naidoo et al., 2008). La identificación de sitios prioritarios para la conservación de ambos aspectos en simultáneo sería un insumo de gran utilidad para el OTR ya que permitiría concentrar esfuerzos y recursos.

La biodiversidad y los SE están intrínsecamente relacionados (Bai et al., 2011) ya que la estructura y los procesos ecosistémicos dependen del tipo y distribución de especies de seres vivos presentes (estructura biológica) y de variables abióticas que regulan la manera en que circula la materia y fluye la energía dentro y fuera de los límites del ecosistema (Odum, 1984). Estas estructuras y procesos se expresan en funciones ecosistémicas que sostienen la provisión de los SE (de Groot et al., 2002). A su vez, la biodiversidad, entendida como la trama de los componentes vivos de los ecosistemas, es la base del bienestar humano ya que afecta, y a menudo sostiene, la provisión de SE (Díaz et al., 2011; Hooper et al., 2005).

Sin embargo, el rol que cumple la biodiversidad en la provisión de SE es un aspecto muy debatido (Swift et al., 2004) y abordado de diferentes perspectivas. Por un lado, un gran número de publicaciones analizaron las relaciones funcionales entre biodiversidad y SE. Por ejemplo, Balvanera et al. (2006) describieron cómo la estructura de la comunidad de polinizadores y bosques contribuía a la estructura funcional del ecosistema en términos de polinización de sandías y almacenamiento de carbono, respectivamente. Costanza et al. (2007) estimaron las relaciones entre riqueza de especies vegetales y productividad primaria neta a distintas escalas. Hector y Bagchi (2007) analizaron datos de experimentos en pastizales para describir la relación entre riqueza de especies y la funcionalidad del ecosistema. Reich et al. (2012) cuantificaron relaciones entre riqueza de especies vegetales y producción de biomasa vegetal. Los ejemplos continúan, pero en general la evidencia científica muestra que la biodiversidad influye sobre la naturaleza de los procesos ecosistémicos y que una reducción en la misma tiene un efecto negativo en la funcionalidad del ecosistema (Giller and Donovan, 2002).

Otra de las perspectivas con que se abordan las relaciones entre biodiversidad y SE es la espacial, es decir, la búsqueda de coincidencia entre áreas relevantes por su biodiversidad y áreas relevantes por la provisión de SE. La identificación de estas áreas (en la literatura suelen denominarse *win-win areas*) es un aspecto muy importante en el diseño de políticas de ordenamiento territorial ya que permitiría concentrar esfuerzos y facilitar la aplicación de medidas de conservación (Anderson et al., 2009; Chan et al., 2006; Turner et al., 2007). Varios estudios analizaron las relaciones espaciales y la complementariedad entre SE y biodiversidad a distintas escalas, así como también los compromisos (o como se denominan en la literatura, *trade-offs*). Los *trade-offs* ocurren cuando los niveles de biodiversidad o provisión de algún SE se ven reducidos como consecuencia del incremento de otro SE o beneficio (Rodríguez et al., 2006). Los *trade-offs* más relevantes y frecuentes son los que se presentan entre la producción agrícola, la biodiversidad y varios SE (Pilgrim et al., 2010; Rodríguez et al., 2006).

Dentro de los estudios que evaluaron las diferentes relaciones espaciales (tanto complementariedades como *trade-offs*) entre SE y biodiversidad, a escala global, Naidoo et al. (2008) y Turner et al. (2007) encontraron en general poca concordancia espacial entre ambos aspectos; sin embargo ambos estudios fueron capaces de identificar *win-win* áreas. Chan et al. (2006) para una ecorregión de California encontraron relaciones débiles entre SE y biodiversidad, tanto negativas como positivas. A escala nacional, en el estudio de Egoh et al. (2009) la superposición fue moderada y positiva, mientras que Anderson et al. (2009) encontraron correlaciones negativas (biodiversidad y secuestro de carbono), correlaciones positivas (biodiversidad y producción de alimentos) y sin correlación (biodiversidad y recreación); a su vez, la superposición de las zonas de concentración de biodiversidad y de SE fue débil. A escala de cuenca, Bai et al. (2011) encontraron correlaciones espaciales altas entre biodiversidad, protección de suelos, provisión de agua y secuestro de carbono.

Estos estudios representan una fuente de información sustancial para clarificar bajo qué circunstancias o enfoques se podrían maximizar o reducir estas sinergias o *trade-offs* (Cimon-Morin et al., 2013). Sin embargo, no todos arrojaron resultados concluyentes, observándose que las relaciones varían al cambiar la escala analizada, la calidad de información empleada, el tipo de SE y de biodiversidad seleccionados y las variables o indicadores empleados para cuantificar dichos SE y biodiversidad (ver

Eigenbrod et al., 2010). La ambigüedad en los resultados obtenidos resalta la necesidad de extender este tipo de investigaciones a otras partes del mundo bajo un marco conceptual y operativo más integrador que permita ganar coherencia en los resultados (Egoh et al., 2009).

El objetivo de este capítulo fue analizar las relaciones espaciales y eventuales conflictos entre las áreas de provisión de servicios ecosistémicos y las áreas relevantes en términos de biodiversidad. Como hipótesis se planteó que la provisión de SE en paisajes rurales está asociada positivamente con la biodiversidad (diversidad del paisaje y de especies) y negativamente con la agricultura (superficie ocupada por cultivos). Bajo la misma se predijo que al aumentar la superficie bajo agricultura disminuye la biodiversidad y la provisión de algunos SE como la amortiguación de inundaciones, la regulación climática y la disponibilidad de agua limpia.

4.2. Materiales y métodos

Para poner a prueba la hipótesis se analizaron las relaciones espaciales entre las áreas donde se generan los SE y áreas relevantes en términos de biodiversidad, así como las tendencias de cada SE analizado a lo largo del gradiente de agricultura.

La provisión de los diferentes SE fue calculada en el capítulo I de esta tesis, mientras que para el mapeo de biodiversidad se seleccionó como grupo indicador a la comunidad de aves. El uso de las aves como bioindicadoras es un concepto muy discutido pero aceptado por motivos ecológicos y operativos: su ecología es mejor entendida que la de muchos otros grupos de vertebrados silvestres, están distribuidas ampliamente en un extenso rango de tipos de hábitat, hay asociaciones claras entre las comunidades de aves y los tipos de cobertura vegetal, presentan una cobertura amplia de los diferentes niveles de la pirámide ecológica en todos los ambientes, son estables taxonómicamente y son fáciles de detectar, se las suele relevar con métodos confiables y existen herramientas analíticas muy variadas para verificar su credibilidad (Heath and Raymem, 2003; Schrag et al., 2009; Zaccagnini et al., 2011).

Para modelar espacialmente la diversidad de aves se empleó la técnica de lógica difusa debido a que este enfoque permite relacionar los atributos del paisaje con la riqueza de especies mediante modelos predictivos. Si bien esta técnica se empleó en sus orígenes para aplicaciones de ingeniería, en los últimos años se convirtió en una herramienta innovadora para modelar procesos ecológicos debido a su capacidad para incorporar la incerteza inherente a las variables ecológicas, además de las relaciones no lineales que se establecen entre éstas (Center and Verma, 1998; López, 2009).

La información surgida a partir de estudios ecológicos (sustentabilidad, escalas de procesos, etc.) suele presentarse mediante una lógica binaria, donde existen estados mutuamente excluyentes: “sustentable” y “no sustentable”, “escala local” y “escala regional”. Sin embargo, la mayor parte de los conceptos manejados en ecología no sigue este tipo de lógica, mostrando, en cambio, un gradiente continuo entre esas distintas situaciones, dado por la ambigüedad y la incertidumbre en los parámetros definidos. Estos casos son mejor abordados por la lógica difusa, la cual permite poner a prueba diferentes hipótesis empleando métodos no tan inductivos como las regresiones (Weyland et al., 2012).

4.2.1. Muestro de aves

Se realizó un muestreo de aves sobre 70 unidades de paisaje (celdas de 3x3 km) seleccionadas al azar, distribuidas por toda la cuenca bajo estudio (Figura 23). El tamaño de celda se seleccionó teniendo en cuenta que las mismas fueran lo suficientemente grandes para capturar distintos usos del suelo (considerando que la resolución de la clasificación de coberturas es de 900m²) y lo suficientemente pequeñas para tener un alto número de celdas en toda la cuenca (mayor resolución espacial).

El muestreo se realizó durante enero y febrero de 2012 empleándose el método de conteo por puntos (Ralph et al., 1996). En cada celda se ubicaron tres puntos sobre caminos secundarios distanciados 1km entre sí (con Google Earth), de modo de asegurar la independencia en las observaciones (210 puntos en total). El muestreo se realizó durante la mañana (7-10hs) y el atardecer (17-19hs) y se registraron todas las aves vistas y oídas durante 5 minutos en un radio de 200 metros (distancia definida por un telémetro). Se contrató a un observador experto en reconocimiento de aves.

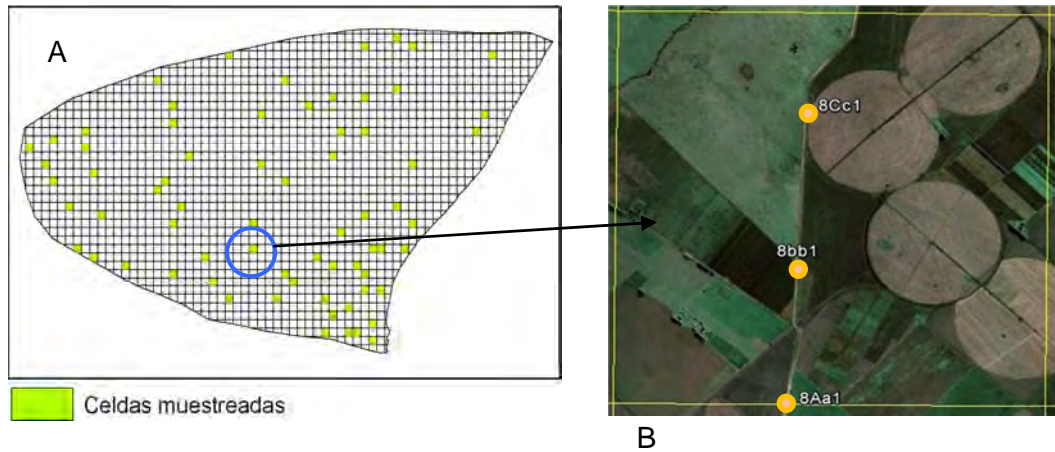


Figura 23. Muestreo de aves en la Cuenca de Mar Chiquita. En la figura A se muestran las 70 celdas de muestro. En la figura B se muestra una de las celdas con los 3 puntos de observación.

4.2.2. Modelo de diversidad de aves

Lógica difusa

Se construyó un modelo predictivo de diversidad de aves empleando lógica difusa, basado en encuestas a expertos e información publicada. Un proceso de inferencia de lógica difusa comprende cuatro etapas secuenciales que serán explicadas brevemente a continuación.

1) Determinación de las variables de entrada y salida. La variable de salida es sobre la cual se realizan las predicciones del modelo, en este caso, la riqueza de especies de aves. Las variables de entrada representan el dominio físico en el que se miden los elementos, por ejemplo, porcentaje de agricultura y heterogeneidad del paisaje.

2) Definición de los valores lingüísticos y construcción de funciones de pertenencia. Con el fin de calcular con las palabras, las variables deben tener valores lingüísticos, tales como "baja" y "alta" por la riqueza de especies, "bajo" y "alto" porcentaje de agricultura y "alta" y "baja" heterogeneidad del paisaje. Cada uno de estos valores lingüísticos representa un conjunto difuso. Las funciones de pertenencia determinarán el grado de pertenencia de un elemento x a cada uno de los conjuntos difusos. Es en este paso que la lógica difusa difiere de la lógica tradicional, en el que un elemento es del conjunto A o B. En la lógica difusa, la transición entre los dos conjuntos es gradual, por lo tanto los elementos pueden ser miembros de cualquier conjunto con una diferencia de grado, generalmente expresado como un intervalo de 0 a 1. Las funciones de pertenencia, $\mu_A(x)$ y $\mu_B(x)$, pueden tomar cualquier forma matemática, pero cuando el conocimiento del sistema es escaso, las funciones triangulares o trapezoidales suelen ser la mejor opción para reducir el error global

(Weyland et al., 2012). Este paso es uno de los más importantes y difíciles del proceso de inferencia difusa ya que deben elegirse ciertos criterios (Figura 24). La lógica difusa permite la incorporación de una amplia gama de fuentes de información, incluso ambiguas, inciertas o subjetivas. Por lo tanto, la construcción de las funciones de pertenencia puede basarse en antecedentes previos, datos empíricos o conocimiento experto.

3) Aplicación de las reglas lógicas. Las variables de entrada se combinan a través de reglas lógicas para determinar un valor en la variable de salida. Este es otro paso crucial en el proceso de inferencia difusa por las mismas razones expuestas anteriormente. Una regla difusa consiste en una parte precedente expresada en forma de declaración "Si...". Muchos precedentes pueden combinarse para dar un consecuente expresado en la forma de "ENTONCES...". Siguiendo el ejemplo, una regla lógica sería "Si el porcentaje de agricultura es alto y la heterogeneidad del paisaje es baja". El operador fuzzy "y" se traduce en $\min [\mu_A(x); \mu_B(x)]$, que representa el valor verdadero del elemento de x para que el conjunto de salida sea activado por la regla (en este caso sería riqueza "baja"). El valor de las variables de salida se calcula para todas las combinaciones.

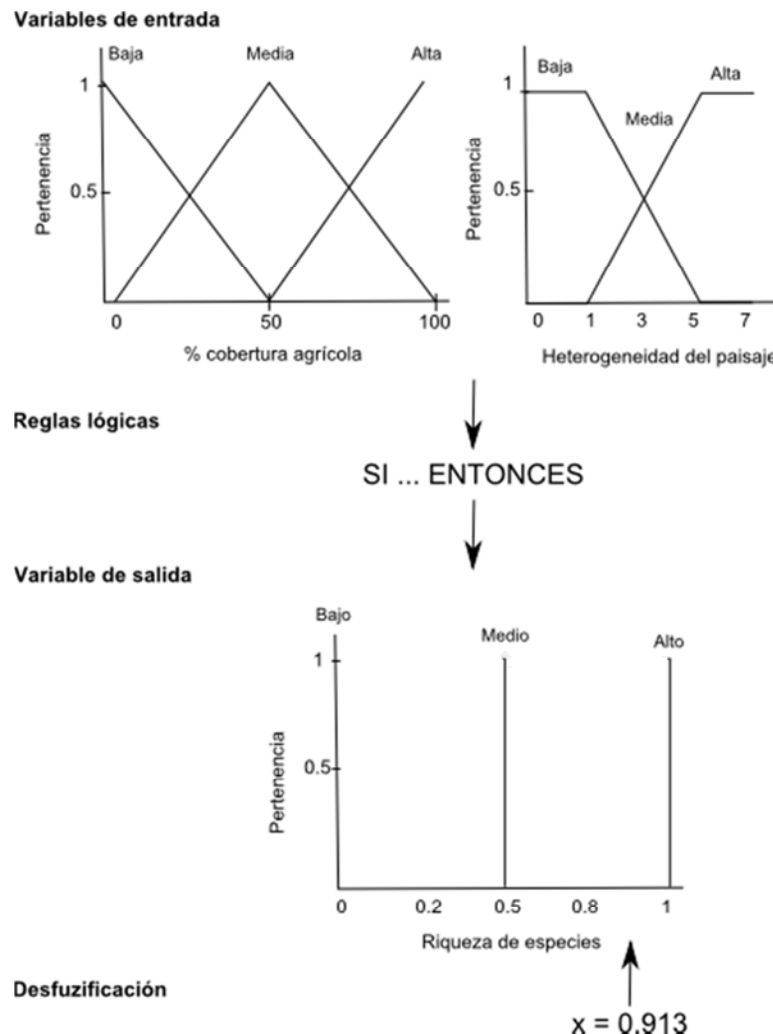


Figura 24. Esquema general de un proceso de inferencia difusa (adaptado de Weyland et al. 2012)

4) Defuzzificación. El último paso en un proceso de inferencia difusa es “defuzzificar” el resultado para dar un valor único de salida. Aquí se utilizó el método Sugeno que considera funciones de pertenencia de salida constantes. El valor de salida es una media ponderada de todas las funciones de salida que se activan con las reglas y toman valores de 0-1.

Construcción del modelo

La variable a explicar por el modelo fue la riqueza de aves (número de especies) por unidad de paisaje (celda de 3x3km). Las primeras tres etapas se realizaron en base a una revisión de literatura y a una consulta a expertos en aves. Los expertos consultados fueron investigadores de la zona especializados en ornitología y observadores de aves aficionados. La consulta se envió por correo electrónico (en una planilla Excel) con el objetivo de integrar y reconstruir la experiencia de los expertos

sobre la composición de ensamblajes de aves de los diferentes ambientes del área de estudio. A través de la revisión de literatura se identificaron los principales factores que afectan la diversidad de aves a escala de paisaje (Tabla 19).

Tabla 19. Selección de variables de entrada potenciales del modelo de diversidad de aves, en base a revisión de antecedentes

Posible variable de entrada	Efecto	Antecedentes
Riqueza de coberturas	> riqueza > diversidad de aves	Atauri, 2001; Benton et al., 2003; Cerezo et al., 2011; Dauber et al., 2003; Herzon and O'Hara, 2007; Mcgarigal and McComb, 2010; Steiner and Köhler, 2003; Weyland et al., 2012
Porcentaje de pasturas	> % de pasturas > diversidad de aves	Codesido et al., 2008; Filloy and Bellocq, 2007; Verhulst et al., 2004
Porcentaje de pastizal	> % de pastizal > diversidad de aves	Codesido et al., 2008; Schrag et al., 2009
Transformación antrópica (agricultura, urbanización)	> % de transformación < diversidad de aves	Codesido et al., 2008; Filloy and Bellocq, 2007; Leveau et al., 2005; Tschardt et al., 2005; Verhulst et al., 2004
Fragmentación del paisaje	> fragmentación < diversidad de aves	Ewers and Didham, 2006; Hamer et al., 2006
Conectividad hábitat	> conectividad > diversidad de aves	Steiner and Köhler, 2003
Extensión de hábitat	> extensión > diversidad de aves	Hamer et al., 2006
Subregión	Diversidad de aves es diferente entre las subregiones del área de estudio: Zona costera > Pampa Deprimida > Pampa Austral	Esta variable se consideró por la importancia que le asignaron los expertos en la consulta realizada.

Finalmente, las variables de entrada seleccionadas fueron: heterogeneidad del paisaje en la celda (número de coberturas del suelo), subregión (Pampa Austral, Pampa Deprimida y Zona Costera) y grado de transformación antrópica en la celda. Para la definición de esta última variable se construyó un sub-modelo con dos variables de entrada: porcentaje de agricultura y porcentaje de urbanización, Tabla 20).

Tabla 20. Reglas lógicas para el sub-modelo de grado de transformación antrópica

Agricultura	Urbanización	Grado de transformación
BAJA	RURAL	BAJO
MEDIA	RURAL	MEDIO-BAJO
ALTA	RURAL	MEDIO
BAJA	PERIURBANO	MEDIO
MEDIA	PERIURBANO	MEDIO
ALTA	PERIURBANO	MEDIO-ALTO
BAJA	URBANO	ALTO
MEDIA	URBANO	ALTO
ALTA	URBANO	ALTO

La definición de los valores lingüísticos y las reglas lógicas para el modelo de diversidad se muestran en la Tabla 21. Para la construcción de las funciones de pertenencia y los cálculos posteriores (grado de pertenencia y evaluación numérica) se utilizó la herramienta *Fuzzy Logic Toolbox* del software Matlab (MathWorks, 2006). La estructura general del modelo se muestra en la Figura 25.

Tabla 21. Reglas lógicas para el modelo de diversidad de aves

SI Heterogeneidad	Y Transformación	Y Subregión	ENTONCES Diversidad
Alta	Bajo	Pampa Austral	Alta
Alta	Bajo	Pampa Deprimida	Media
Alta	Bajo	Zona Costera	Muy alta
Alta	Medio-bajo	Pampa Austral	Media
Alta	Medio-bajo	Pampa Deprimida	Alta
Alta	Medio-bajo	Zona Costera	Muy Alta
Alta	Medio	Pampa Austral	Media
Alta	Medio	Pampa Deprimida	Media
Alta	Medio	Zona Costera	Media
Alta	Medio-alto	Pampa Austral	Baja
Alta	Medio-alto	Pampa Deprimida	Baja
Alta	Medio-alto	Zona Costera	Media
Alta	Alto	Pampa Austral	Baja
Alta	Alto	Pampa Deprimida	Baja
Alta	Alto	Zona Costera	Baja
Baja	Bajo	Pampa Austral	Baja
Baja	Bajo	Pampa Deprimida	Media
Baja	Bajo	Zona Costera	Media
Baja	Medio-bajo	Pampa Austral	Baja
Baja	Medio-bajo	Pampa Deprimida	Media
Baja	Medio-bajo	Zona Costera	Media
Baja	Medio	Pampa Austral	Muy baja
Baja	Medio	Pampa Deprimida	Baja
Baja	Medio	Zona Costera	Baja
Baja	Medio-alto	Pampa Austral	Baja
Baja	Medio-alto	Pampa Deprimida	Baja
Baja	Medio-alto	Zona Costera	Baja
Baja	Alto	Pampa Austral	Muy baja
Baja	Alto	Pampa Deprimida	Muy baja
Baja	Alto	Zona Costera	Muy baja

Para la evaluación numérica del modelo, en cada unidad de paisaje (celda de 3x3 km) se calculó el porcentaje de cobertura agrícola, el porcentaje de cobertura urbana y el número de coberturas presentes, y se identificó a qué subregión pertenecía la celda.

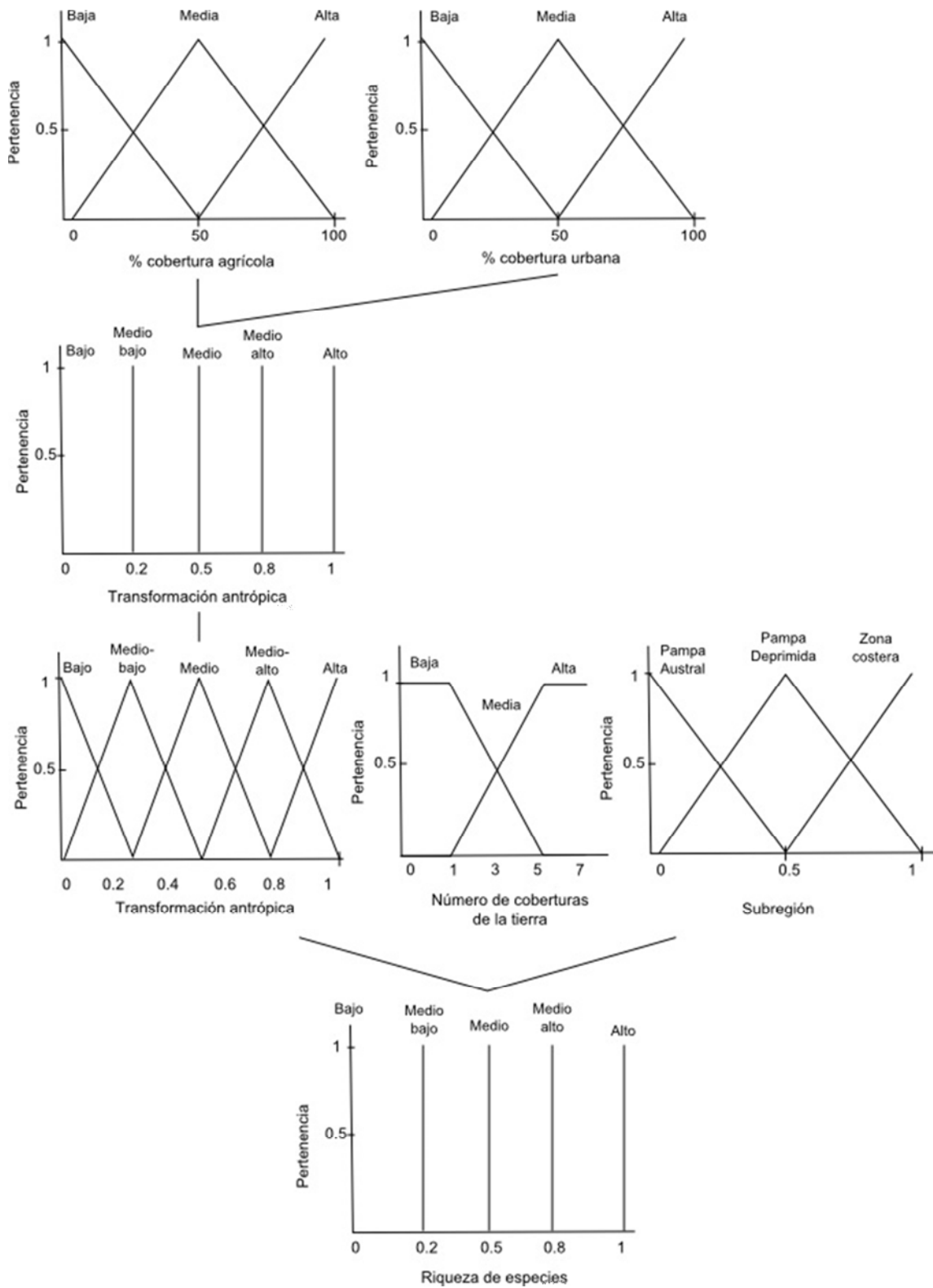


Figura 25. Estructura del modelo de diversidad de aves

Calibración y validación del modelo

De las 70 celdas empleadas en el muestreo de aves, 56 se utilizaron para la calibración y 14 para la validación del modelo. Para la calibración del modelo se emplearon dos métodos. En el primero, denominado método manual, se corrigieron las variables y las reglas lógicas por prueba y error, utilizando como criterio de optimización el error medio absoluto, siguiendo los procedimientos empleados por Kampichler et al. (2000). En el segundo método se empleó el software *SAMT-Fuzzy* desarrollado por Wieland et al. (2011), el cual realiza un ajuste de las reglas y funciones de manera automática. Este software libre se utilizó para entrenar las reglas lógicas y la función de la variable respuesta. Luego ambos modelos calibrados se validaron y se seleccionó el que presentó menor error medio absoluto.

4.2.3. Mapas de SE

Los mapas de SE empleados para el análisis de relaciones espaciales fueron los desarrollados en el Capítulo I. Para trabajar bajo la misma resolución espacial todos los mapas de SE fueron re-escalados a las celdas de 3x3km. El valor de provisión de SE en dichas celdas (promedio de los valores de todos los píxeles que se encuentran dentro de los límites de cada celda) se calculó utilizando la herramienta *Spatial statistics* en ArcGIS.

4.2.4. Análisis de relaciones espaciales

4.2.4.1. Correlaciones espaciales y análisis de compromisos entre la provisión de SE y el gradiente de agricultura

Para el análisis de correlaciones espaciales se utilizaron las celdas de 3x3km (n=1436). Se calcularon los coeficientes de correlación de Spearman empleando el valor promedio de SE y la riqueza de especies y ecosistemas en cada celda. Por otro lado, para explorar el comportamiento del conjunto de datos se realizó un análisis de componentes principales. Luego, para analizar los compromisos, se ajustaron modelos lineales para evaluar cómo la diversidad de aves y la provisión de SE variaba a lo largo del gradiente de agricultura (proporción de la celda cultivada). Como los datos presentaron problemas de heterogeneidad de varianza y correlación se utilizaron modelos no lineales con efectos mixtos (*Nonlinear Mixed-Effects Models*) con dos funciones específicas para tratar los problemas mencionados incluidas en el paquete “nlme” del software R (R, 2012). La heterogeneidad de varianza se modeló con la

función “varPower” y para la correlación espacial se empleó la función “corSpher” (Pinheiro and Bates, 2000).

4.2.4.2. Análisis de Hotspots

Con los mapas obtenidos se realizaron “análisis de puntos calientes” (más conocidos por su nombre en inglés como *Hotspots*) con el objetivo de detectar la existencia de zonas de concentración en la provisión de SE y biodiversidad. Para el análisis se utilizaron las celdas de 3x3km y se empleó el valor promedio de cada SE correspondiente a cada celda y, en el caso de biodiversidad, se empleó el valor de riqueza. Se utilizó la herramienta de análisis de *Hotspots* de ArcGIS, la cual calcula la estadística G_i^* de Getis-Ord. Las puntuaciones z y los valores P resultantes indican dónde se agrupan espacialmente las entidades con valores altos o bajos. Esta herramienta funciona mediante la búsqueda de cada entidad dentro del contexto de entidades vecinas. Para ser un punto caliente estadísticamente significativo, una entidad debe tener un valor alto y también estar rodeada por otras entidades con valores altos. La suma local para una entidad y sus vecinos se compara proporcionalmente con la suma de todas las entidades; cuando la suma local es muy diferente de la esperada, y esa diferencia es demasiado grande como para ser el resultado de una opción aleatoria, se obtiene como consecuencia una puntuación z estadísticamente significativa. La relación utilizada en el análisis fue la “*polygon contiguity (first order)*”.

4.2.4.3. Análisis de superposiciones de hotspots

Los valores de *GiZScore* de los mapas de *hotspots* de cada SE y biodiversidad se reclasificaron en siete grupos empleando el método *Natural Breaks (Jenks)* y se seleccionaron las celdas con valores pertenecientes a los dos grupos superiores en cada SE. Luego dichas celdas se sumaron e integraron en un mapa para detectar las áreas de mayor superposición de hotspots (*win-win areas*).

4.3. Resultados

4.3.1. Mapa de diversidad de aves

Avifauna registrada

Se identificaron un total de 68 especies de aves, de las cuales 6 no pudieron ser reconocidas y fueron incluidas en los análisis de riqueza como morfoespecies (ver Tabla II del apéndice). El conjunto de especies identificadas en los muestreos de

campo corresponde a especies comunes citadas para la zona y el tipo de ambiente (Narosky and Di Giacomo, 1993). Entre las especies con mayor asociación con el pastizal (de especial interés debido a la transformación agrícola del paisaje) se identificaron la Cachirla común (*Anthus correndera*), el Verdón (*Embernagra platensis*), el Gavilán planeador (*Circus bufonni*), la Loica común (*Sturnella loyca*), el Ñandú (*Rhea americana*) y la Ratona aperdizada (*Cistothorus platensis*) (ver Apéndice, tabla II). No se detectaron especies con problemas de conservación, con excepción del ñandú que está considerado casi amenazado (Birdlife International).

Modelo predictivo de riqueza de especies de aves

Los mapas de riqueza calibrados mediante los dos métodos (ajuste manual y ajuste con el software *SAMT-Fuzzy*) se muestran en la Figura 26. La validación del modelo ajustado con el software *SAMT-Fuzzy* arrojó un error absoluto medio menor que el modelo con ajuste manual (2.57 vs. 3.05) y un rango en la predicción más acotado (Figura 26 y Figura 27), razón por la cual fue seleccionado como modelo final para realizar los análisis.

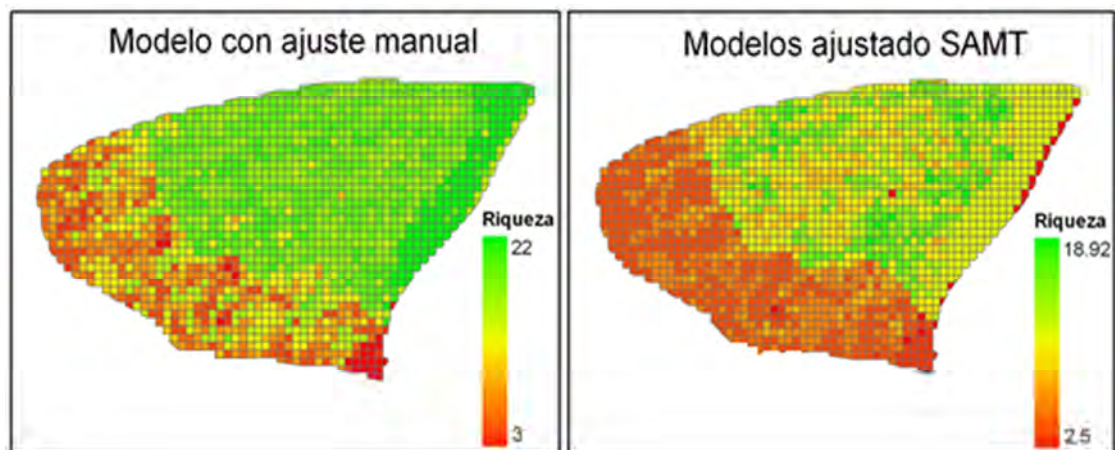


Figura 26. Mapas de riqueza de aves obtenidos con el modelo ajustado manualmente (izquierda) y con el modelo ajustado con SAMT (derecha)

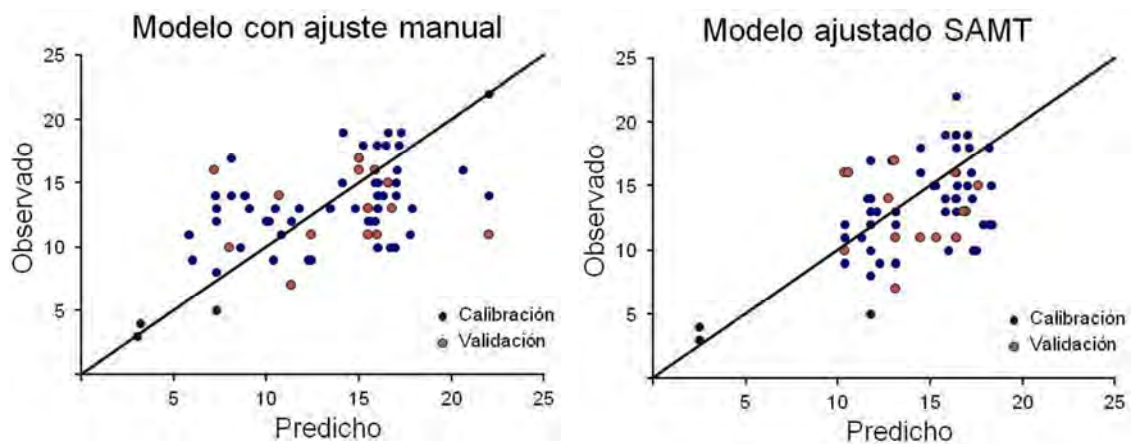


Figura 27. Datos empleados para la calibración y validación de los modelos de riqueza de aves

Los modelos predicen una mayor riqueza de especies en la subregión Pampa Deprimida, donde predominan paisajes con niveles bajos a medios de transformación antrópica y niveles altos de heterogeneidad (Figura 26).

4.3.2. Análisis de relaciones espaciales

Correlaciones espaciales

Los coeficientes de correlación de Spearman (Tabla 22) para la diversidad específica indicaron correlaciones significativas y positivas con la diversidad de paisaje (0.54) y disponibilidad de agua superficial limpia (0.51), y negativa con producción potencial de cultivos (-0.47). En el caso de la diversidad de paisaje, las correlaciones fueron similares: positivas con disponibilidad de agua superficial limpia (0.67) y negativas con producción potencial de alimentos (-0.21) y regulación climática (-0.20), aunque estas últimas de menor magnitud.

El SE de amortiguación de inundaciones presentó una correlación muy alta y significativa con el SE de disponibilidad de agua subterránea limpia (0.79) así como también con la regulación climática (0.81) y la producción potencial de cultivos (0.61). El SE de disponibilidad de agua subterránea limpia correlacionó también con la regulación climática (0.56). Por último la producción potencial de cultivos y la regulación climática presentaron uno de los coeficientes más altos (0.81).

	Div_sp	Div_p	AI	DSBL	DSPL	PPC	RC
Div_sp	1	0.5418***	0.0825**	0.2493***	0.5170***	-0.4701***	-0.3552***
Div_p		1	0.0216	0.0185	0.6787***	-0.2139***	-0.2013***
AI			1	0.7916***	0.0125	0.6116***	0.8166***
DSBL				1	-0.0520*	0.3904***	0.5679***
DSPL					1	-0.2556***	-0.2087***
PPC						1	0.8149***
RC							1

Tabla 22. Coeficientes de correlación de Spearman entre la provisión de servicios ecosistémicos y biodiversidad (paisaje y específica). Div_sp: diversidad específica; Div_p: diversidad del paisaje; AI: amortiguación de inundaciones; DSBL: disponibilidad de agua subterránea limpia; DSPL: disponibilidad de agua superficial limpia; PPC: producción potencial de cultivos; RC: regulación climática. Pairwise two-sides p-values * <0.05 **<0.01 *<0.0001**

Análisis de componentes principales

Los dos primeros componentes explican el 92% de la variación en la provisión de SE (Figura 28): la diversidad de aves y la agricultura. Claramente la agricultura se separa del resto, mientras que los SE y la diversidad se separan entre ellos de a pares.

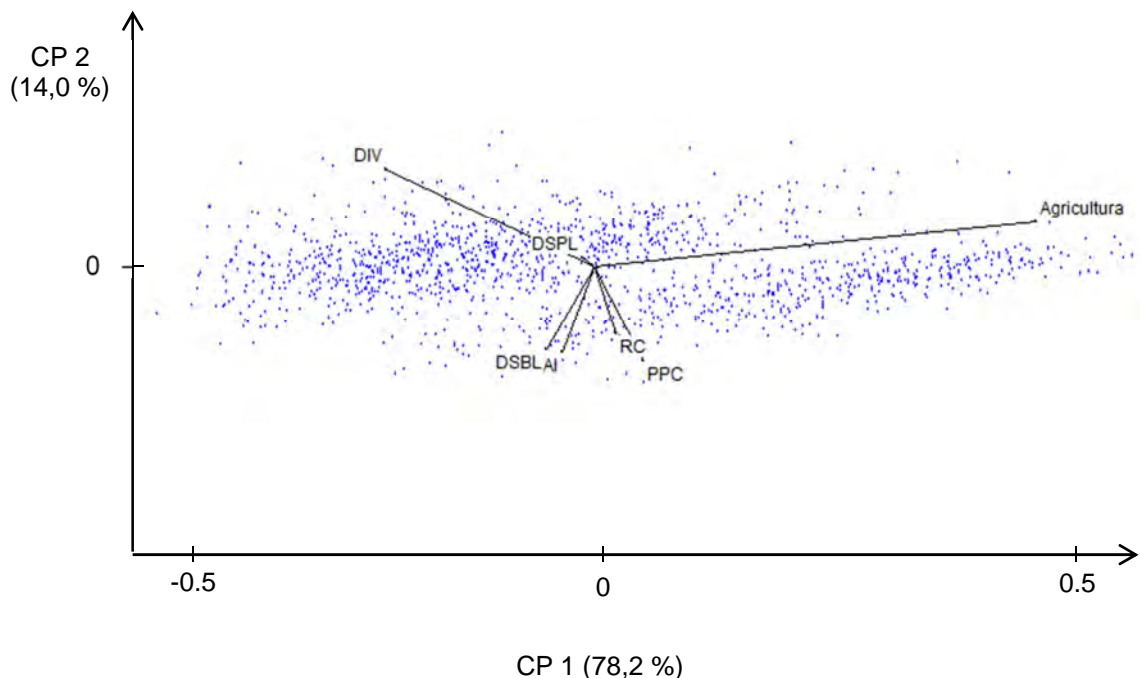


Figura 28. Análisis de Componentes Principales. DIV: diversidad de aves; AI: amortiguación de inundaciones; DSBL: disponibilidad de agua subterránea limpia; DSPL: disponibilidad de agua superficial limpia; RC: regulación climática; PPC: producción potencial de cultivos. Los porcentajes entre paréntesis representan la variación entre las celdas de 3x3km explicadas por cada componente.

4.3.3. Análisis de compromisos

Los modelos ajustados muestran las tendencias del comportamiento de la diversidad y la provisión de SE a lo largo del gradiente de agricultura (Figura 29). Bajo la hipótesis planteada se predijo que al aumentar el gradiente de agricultura disminuye la biodiversidad (diversidad de aves) y la provisión de algunos SE (amortiguación de inundaciones, regulación climática y la disponibilidad de agua limpia tanto superficial como subterránea).

En el caso de la diversidad de aves se cumple la predicción (la diversidad disminuye con la agricultura) ya que la pendiente es negativa y significativa (-0.16, $p < 0.0001$). Lo mismo ocurre para el caso de los SE de amortiguación de inundaciones (-0.16, $p < 0.0001$) y disponibilidad de agua subterránea limpia (-0.14, $p < 0.0001$). Los SE de regulación climática y producción potencial de cultivos disminuyen con el gradiente agrícola, pero la pendiente es muy cercana a cero (-0.02 y -0.05 respectivamente, $p < 0.0001$). Por último, el SE de disponibilidad de agua superficial limpia presenta una pendiente negativa pero muy pequeña y el modelo sigue presentando problemas de heterogeneidad de varianza a pesar de las transformaciones realizadas (-0.008, $p < 0.001$).

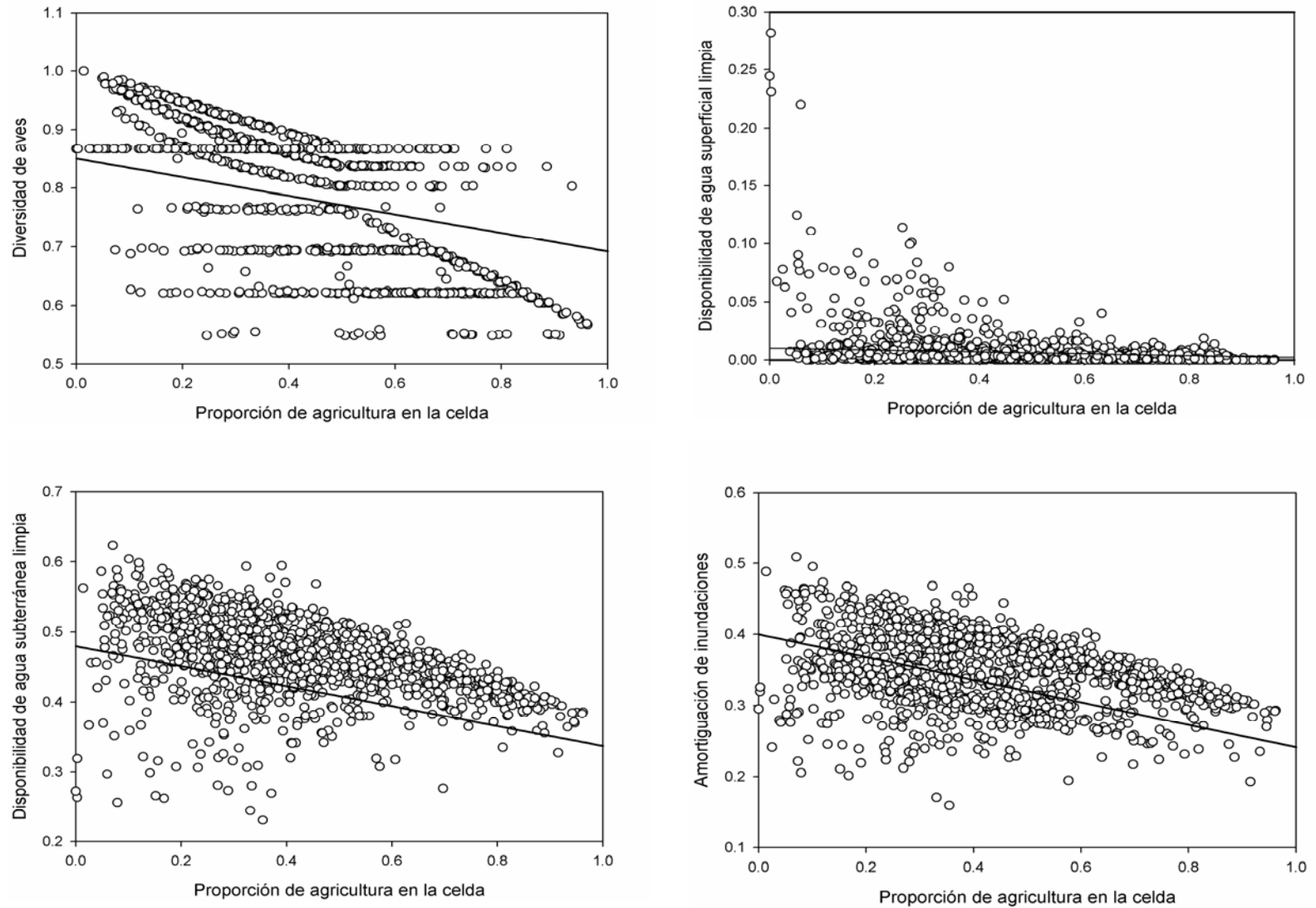


Figura 29. Ajuste de modelos lineales de diversidad y provisión de SE en función del gradiente de agricultura

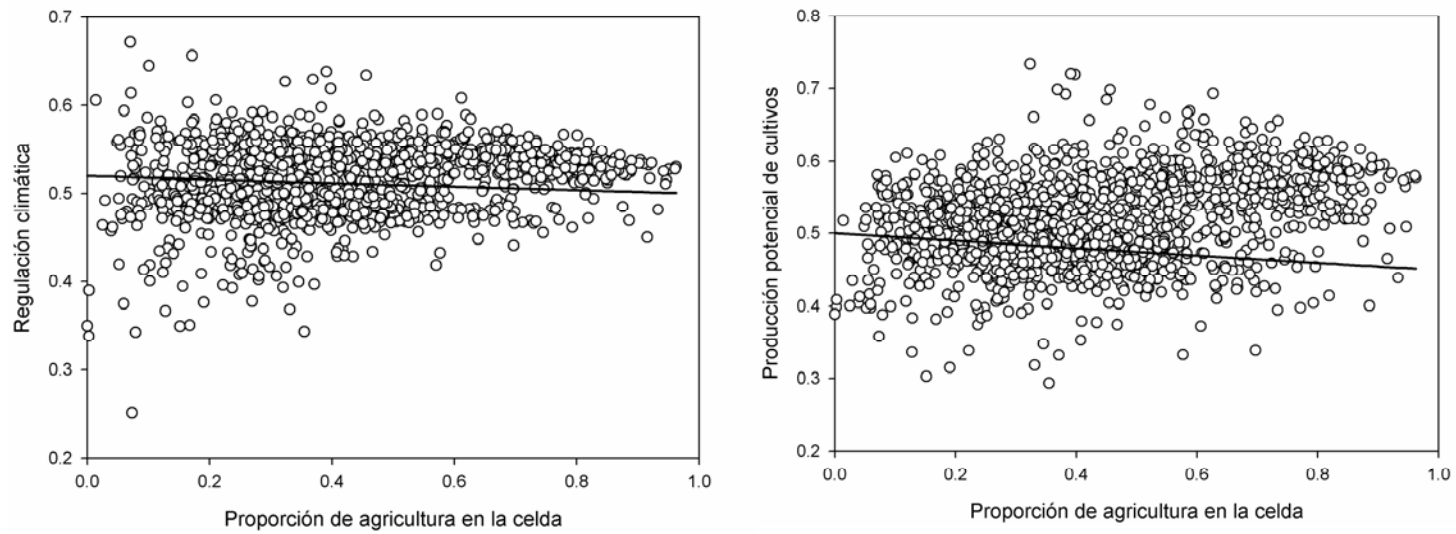


Figura 29 (continuación). Ajuste de modelos lineales de diversidad y provisión de SE en función del gradiente de agricultura

4.3.4. Análisis de *hotspots* y su coincidencia espacial

Los mapas de hotspots de SE muestran diferentes patrones espaciales que pueden ser explicados, en parte, por los factores más relevantes involucrados en la cuantificación de las funciones ecosistémicas que tuvieron más peso en el mapeo de los diferentes SE. Los hotspots de regulación climática (valores de GiZscore más altos) se concentran principalmente en el sector correspondiente a la Pampa Austral (Figura 30), lo cual se debe a que una de las funciones ecosistémicas que más influye en el cálculo de este SE es el almacenamiento de carbono en biomasa y almacenamiento de carbono orgánico en suelo. El 60% de esta zona de la cuenca está bajo cultivos y dicha cobertura es, junto con las forestaciones, la que más toneladas de carbono almacena en la materia vegetal.

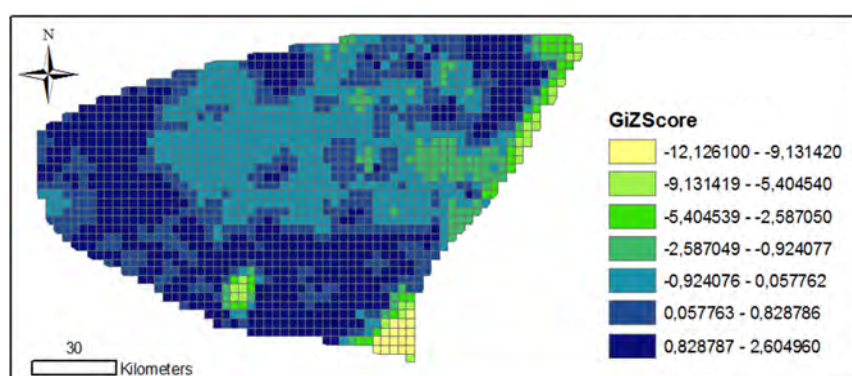


Figura 30. Hotspots de regulación climática

Algo similar ocurre con la distribución de los hotspots del SE de producción potencial de cultivos (Figura 31), donde la concentración se presenta en el sector con los mejores suelos, en términos productivos, de la cuenca.

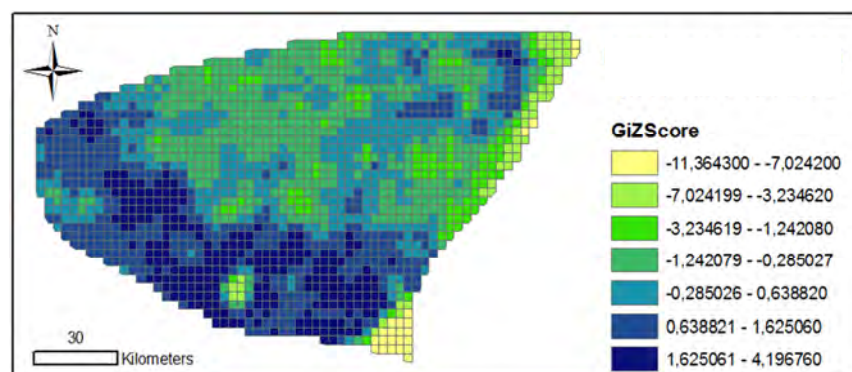


Figura 31. Hotspots de producción potencial de cultivos

En el caso del SE de disponibilidad de agua superficial limpia (Figura 32), los hotspots están determinados por los ecosistemas claves en la provisión de este SE (arroyos, vegetación riparia, lagunas y humedales). Por lo tanto los mismos se distribuyen en el sector de cuerpos de agua más relevantes en términos de superficie, como la laguna costera de Mar Chiquita y el conjunto de humedales ubicados en el sector noreste. También se distinguen hotspots con valores de GiZscore intermedios correspondientes a los arroyos principales de la cuenca.

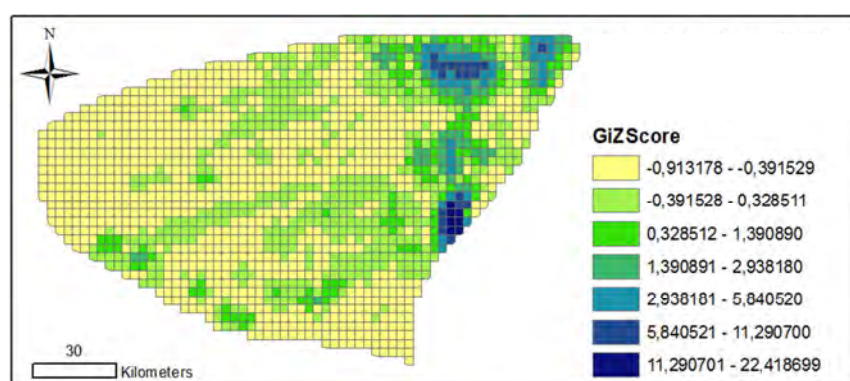


Figura 32. Hotspots de disponibilidad de agua superficial limpia

Los SE de disponibilidad de agua subterránea limpia y amortiguación de inundaciones presentan, en rasgos generales, una distribución de hotspots similar (Figura 33 y Figura 34). En el primero, una de las funciones ecosistémicas con máxima contribución es la protección de acuíferos que ejercen las diferentes coberturas vegetales. Esta función fue estimada a través un índice donde el tipo de suelo, la topografía y la vegetación son factores determinantes. En el caso del SE de amortiguación de inundaciones sucede algo similar, ya que la función de retención de excesos de precipitación por las diferentes coberturas se calcula con un índice donde intervienen los mismos factores.

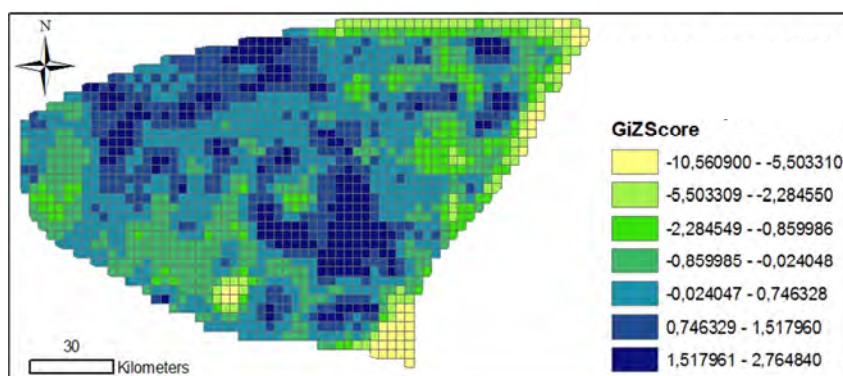


Figura 33. Hotspots de disponibilidad de agua subterránea limpia

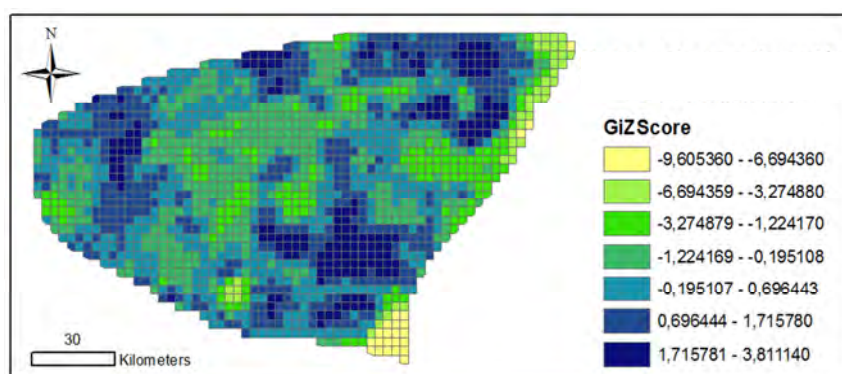


Figura 34. Hotspots de amortiguación de inundaciones

En el caso del mapa de diversidad específica (Figura 35) los hotspots se concentran en el sector de la Pampa Deprimida ya que en esta región es donde las unidades de paisaje presentan mayor heterogeneidad y menos grado de transformación (variables determinantes en el modelo de predicción de riqueza de aves). Los valores más bajos se presentan en las celdas con predominio de cobertura urbana, como aquellas donde se emplaza Balcarce y las ciudades y pueblos costeros (Mar del Plata, Villa Gesell, Mar de Las Pampas, Mar Azul).

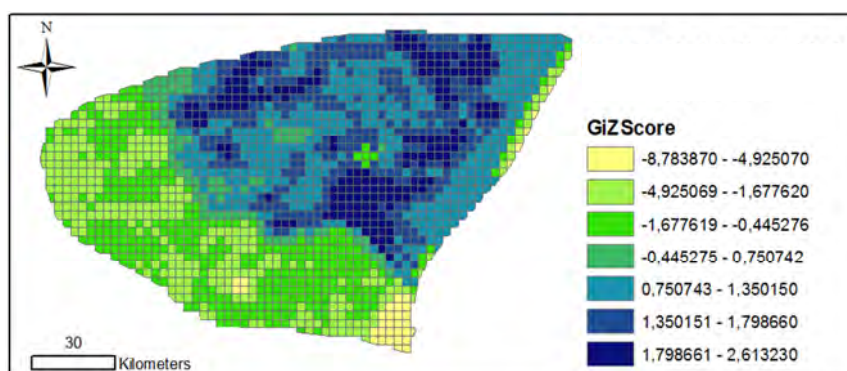


Figura 35. Hotspots de diversidad específica

El análisis de coincidencia espacial entre distintos hotspots (se sumaron todos los mapas considerando sólo las celdas con los valores pertenecientes a los dos grupos superiores de cada hotspots del SE) muestra que no existen celdas en la cuenca donde coincidan los cinco hotspots de los SE evaluados (Figura 36 y 37). El 16% del área bajo estudio presenta al menos hotspots de un SE, mientras que en el 26% se superponen hotspots de dos SE. La coincidencia espacial de hotspots de tres SE representa el 16% de la cuenca, mientras que en el 13% coinciden cuatro SE.

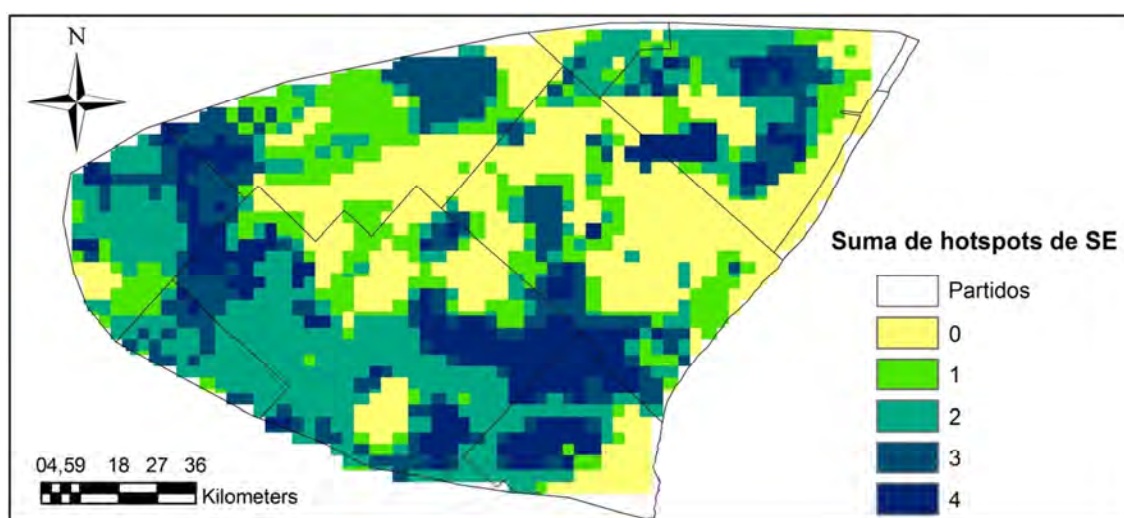


Figura 36. Mapa de suma de hotspots de SE

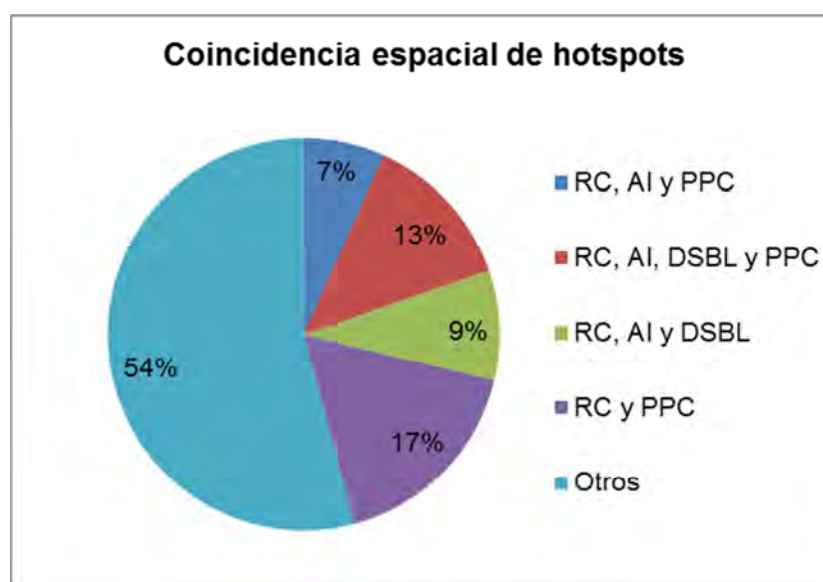


Figura 37. Proporciones más relevantes en la coincidencia espacial de hotspots de los SE evaluados. RC: regulación climática; AI: amortiguación de inundaciones; PPC: producción potencial de cultivos; DSBL: disponibilidad de agua subterránea limpia; DSPL: disponibilidad de agua superficial limpia. Otros: proporción de la cuenca donde no se superponen hotspots de SE diferentes.

La superposición de hotspots de SE y diversidad (específica) se presenta únicamente en el sector de Pampa Deprimida y corresponde a un 30% del área estudiada (Figura 38 y 39). Las celdas azules indican coincidencia espacial de los hotspots más altos de biodiversidad y de cuatro SE. Los partidos que presentan más superposición de hotspots son General Madariaga y Mar Chiquita.

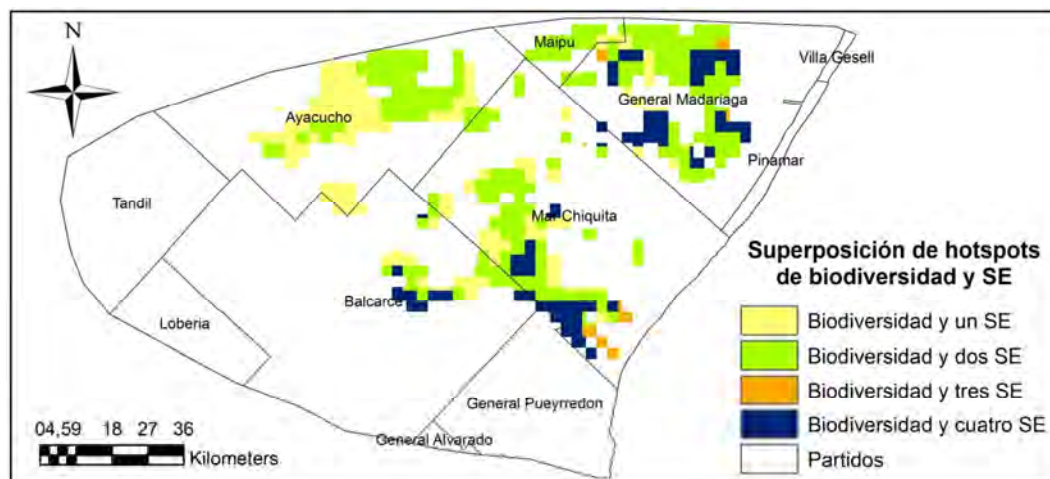


Figura 38. Superposición de hotspots de biodiversidad específica y servicios ecosistémicos

Dentro del área de coincidencia con biodiversidad (30% de la cuenca) el mayor porcentaje de superposición corresponde a los siguientes tres SE (Figura 39): amortiguación de inundaciones, regulación climática y disponibilidad de agua subterránea limpia.

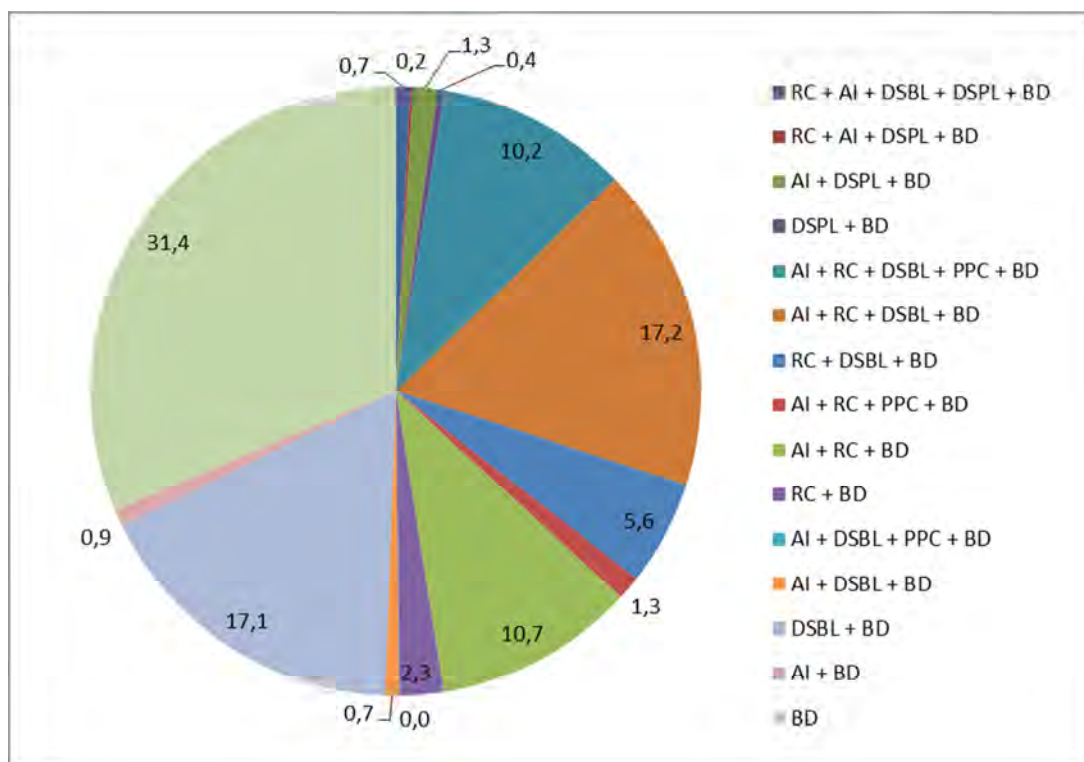


Figura 39. Coincidencia espacial de hotspots de SE y biodiversidad (BD). RC: regulación climática; AI: amortiguación de inundaciones; PPC: producción potencial de cultivos; DSBL: disponibilidad de agua subterránea limpia; DSPL: disponibilidad de agua superficial limpia

4.4. Discusión

Los resultados de este estudio apoyan en términos generales la hipótesis planteada, dado que la provisión de la mayor parte de los SE analizados se asoció positivamente con las áreas importantes en términos de biodiversidad, tanto de especies como de paisaje, y negativamente con la agricultura. Al examinar la estructura de covarianza espacial se encontró un patrón mixto con algunas relaciones positivas, otras negativas, y en algunos casos sin relación. Este resultado se alinea con lo encontrado por otros trabajos que exploraron relaciones de este tipo en diferentes partes del mundo (ej. Anderson et al., 2009; Bai et al., 2011; Egoh et al., 2009).

En el caso de la diversidad de especies, la correlación positiva más alta fue con el SE de disponibilidad de agua superficial limpia. En la cuantificación de este SE tuvieron mayor influencia las funciones ecosistémicas de filtrado de nutrientes y sedimentos por la vegetación ribereña y los humedales. Por lo tanto, los valores más altos de provisión de este SE se concentraron en los arroyos y humedales de la

cuenca (ver mapa de hotspots, Figura 32). Estos ambientes se destacan por ser ricos en biodiversidad (Booman, 2013); en especial, son hábitats importantes para muchas especies de aves (Joensen et al., 2005). A su vez, las unidades de paisaje que contienen estos ambientes resultaron ser más heterogéneas; por lo tanto este SE también arrojó la correlación positiva más alta con la diversidad del paisaje.

La diversidad de aves se asoció negativamente con la producción potencial de cultivos. Es importante aclarar que este SE, como su nombre lo indica, refleja la capacidad potencial de los suelos para el desarrollo de actividades agrícolas y no la presencia de cultivos. Sin embargo, dado que los valores más altos en este mapa representan los mejores suelos de la región (en términos productivos) y que en la mayoría de los mismos es donde actualmente se desarrollan las actividades agrícolas (Zelaya, 2011) es de esperar que este SE y la diversidad de aves se asocien negativamente. El impacto negativo de la agricultura sobre las aves ha sido bien documentado en la región y en otras partes del mundo (ej. Bilenca et al., 2009; Codesido et al., 2008; Filloy and Bellocq, 2007; Schrag et al., 2009; Tscharrntke et al., 2005; Verhulst et al., 2004; Weyland et al., 2012). En el caso de la diversidad de paisajes también la asociación negativa más alta fue con el SE de producción potencial de cultivos, por la misma razón que en el caso anterior, las áreas con mayor provisión de este SE son las que actualmente están cultivadas y la agricultura representa una de las causas principales en la simplificación del paisaje (Latterra et al., 2012). Lo mismo se ve reflejado en el análisis de compromisos mediante el ajuste del modelo que relaciona la diversidad de aves y la proporción de agricultura: la pendiente es negativa y significativa.

El análisis de compromisos entre SE y agricultura apoya lo que se predijo en la hipótesis: los SE analizados disminuyen con el aumento de la agricultura, aunque no todos lo hacen de la misma forma. La amortiguación de inundaciones y la disponibilidad de agua subterránea limpia fueron los que presentaron pendientes negativas más altas. Aunque los estudios sobre el análisis de compromisos entre SE y agricultura son escasos se encontraron tendencias similares (Rodríguez et al., 2006; Viglizzo and Frank, 2006).

Si bien las pendientes de los tres SE restantes también fueron negativas (regulación climática, producción potencial de cultivos y disponibilidad de agua superficial limpia) los valores fueron muy cercanos a cero, lo que indicaría que la provisión de estos SE prácticamente no se altera a medida que aumenta la agricultura en la celda.

Las correlaciones entre SE más destacadas fueron amortiguación de inundaciones y regulación climática, producción potencial de cultivos y regulación climática y amortiguación de inundaciones y disponibilidad de agua subterránea limpia. En el mapeo de todos estos SE, el tipo de suelo, la cobertura vegetal y la topografía tuvieron un rol muy importante.

El SE de disponibilidad de agua superficial limpia es el único que correlacionó negativamente con casi todos los SE. Este SE es un caso particular y este resultado debe interpretarse con cautela ya que es el único SE donde la provisión se concentra en sectores específicos de la cuenca: arroyos y humedales (y su contexto más cercano). En el resto de la cuenca la provisión de este SE es nulo, por lo tanto es de esperar que al analizar las correlaciones espaciales entre este SE y los cuatro restantes en toda la superficie del área de estudio, los resultados sean negativos. Todas estas asociaciones se ven reflejadas también en el ACP (Figura 28).

El enfoque de hotspots permitió identificar grandes patrones espaciales (por ejemplo, diferencias entre subregiones) y áreas relevantes por la provisión de SE y la coincidencia espacial de varios SE. Estos mapas son insumos relevantes en el diseño de políticas de usos de la tierra (García-Nieto et al., 2013; Holland et al., 2011) y podrían servir como base para zonificaciones del territorio como la propuesta en otro trabajo previo para parte del área estudiada (Barral and Maceira, 2012). Sin embargo, como se discute en Mastrangelo et al. (2013), el enfoque empleado en este trabajo (enfoque basado sólo en las relaciones espaciales) no brinda una comprensión de los procesos ecológicos y las interacciones subyacentes entre la provisión de los diferentes SE. Por lo tanto, en las áreas donde se concentran varios SE y biodiversidad (por ejemplo, celdas azules, ver Figura 38) debería concentrarse la atención y estudiar si estas áreas son zonas de sinergia o de futuros conflictos (por ejemplo, por posible avance de la agricultura sobre ecosistemas naturales).

La escala, tanto temporal como espacial, es un aspecto relevante a considerar en la interpretación de los resultados de este estudio. Por un lado, como se discute en el capítulo I, en la evaluación en un periodo anual se omiten los cambios temporales en la provisión del SE dentro del año analizado. Por el otro, al evaluar sólo un año, no se capturan los posibles compromisos entre SE y avance de la agricultura. Por ejemplo, en un trabajo realizado para la cuenca bajo estudio se analizaron los cambios en el uso del suelo durante 30 años (Zelaya, 2011). En los últimos años analizados la agricultura avanzó sobre suelos que presentaban graves limitaciones para el cultivo (por ejemplo, por anegamiento). A pesar de las restricciones que presentan estos

ambientes para los cultivos, alrededor del 25% de estos suelos fueron ocupados por cultivos anuales, a excepción de los años con inundaciones. Considerando que este tipo de suelos solían estar ocupados por pastizales, su reemplazo por cultivos podría significar una pérdida funcional importante en términos de servicios de regulación (por ejemplo, retención de excesos de precipitación por cobertura).

En este estudio la escala espacial para el análisis de las relaciones fue seleccionada intentando balancear dos aspectos: que las celdas fueran suficientemente grandes para capturar distintos usos del suelo y suficientemente pequeñas para lograr la mayor resolución espacial posible en toda el área de estudio. En este tipo de análisis la influencia de la escala puede ser importante; por ejemplo Laterra et al. (2012) mostraron que para dos resoluciones espaciales (64 y 400 km²) la influencia de la composición del paisaje en la provisión conjunta de varios SE cambia drásticamente. En la elección de la escala debería contemplarse cuáles son los procesos que se quieran capturar, dado que en escalas pequeñas pueden presentarse compromisos que en escalas más amplias quedan enmascarados.

Los resultados de este estudio son de utilidad para detectar aquellas zonas de la cuenca donde sería relevante concentrar la atención y estudiar en mayor detalle (mejor resolución espacial y temporal) los SE que sean de interés para la planificación. Por ejemplo, en las áreas donde se superponen los hotspots de todos los SE, existe un 9% representado por la amortiguación de inundaciones, la regulación climática y la disponibilidad de agua subterránea limpia. Lo mismo ocurre en la superposición de hotspots de SE y biodiversidad donde las celdas se concentran en el sector de la Pampa Deprimida y un 57% de las mismas tampoco incluyen hotspots de producción potencial de cultivos. Dichas áreas podrían ser estratégicas para limitar la agricultura y favorecer la conservación en un plan de ordenamiento.

Impacto de la restauración ecológica sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en agroecosistemas*

*Este capítulo fue publicado en la revista *Agriculture, Ecosystems and Environment*.

5. CAPITULO IV: Impacto de la restauración ecológica sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en agroecosistemas

5.1. Introducción

El impacto de la agricultura es un problema que no sólo afecta al territorio argentino (ver Introducción general), los cultivos y pasturas ocupan alrededor del 40% de la superficie terrestre y son el uso del suelo predominante en el planeta (Foley et al., 2011). La expansión de la agricultura a expensas de los hábitats naturales y la intensificación agrícola son las causas principales de pérdidas de biodiversidad (Tscharrntke et al., 2012) y reducción en la provisión de varios SE en el mundo. Como se observa en el capítulo anterior, similar a lo encontrado en otros trabajos, al aumentar la superficie bajo agricultura disminuye la provisión de algunos SE como la amortiguación de inundaciones, la disponibilidad de agua limpia y las oportunidades de recreación (Bullock et al., 2011; Pilgrim et al., 2010; Raudsepp-Hearne et al., 2010a, 2010b). El MEA (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) encontró que, en los últimos 50 años, la provisión de 15 sobre 24 SE analizados disminuyó notablemente. El crecimiento de los ingresos mundiales y la población se prevé que continuará en la próxima década, lo que lleva a predecir un crecimiento continuo en la demanda y la oferta de productos agrícolas en todo el mundo (USDA, 2013). El crecimiento en la demanda podría alcanzar el 70% para el 2050 (Bruinsma, 2009), aunque otros autores han estimado que la demanda futura podría satisfacerse sin el aumento de la producción agrícola (Foley et al., 2011).

Estos aspectos resaltan la importancia de encontrar alternativas que reconcilien la producción agrícola con el mantenimiento o la mejora de los niveles de biodiversidad y SE en paisajes rurales. La restauración ecológica aparece como una buena estrategia para alcanzar esta meta (Wade et al., 2008). Las acciones de restauración tienen como objetivo recuperar las características de un ecosistema, como la biodiversidad y los SE, que han sido degradados o destruidos, como consecuencia de la actividad humana (SER, 2004). La evidencia sugiere que la restauración ecológica funciona: un meta-análisis de 89 estudios que evaluaron los efectos de la restauración en una amplia gama de tipos de ecosistemas en todo el mundo encontró un aumento promedio del 44% en la biodiversidad y un 25% en los niveles de SE (Rey Benayas et al., 2009). De los 89 estudios analizados en este trabajo sólo tres eran

agroecosistemas, los cuales mejoraron los niveles de biodiversidad y SE luego de la restauración. Del mismo modo, otros meta-análisis sobre restauración en ecosistemas más específicos como bosques (ej. Felton et al., 2010; Ilstedt et al., 2007) y humedales (Meli et al., 2014) han reportado incrementos en la biodiversidad y/o provisión de SE. Dos ejemplos de programas de restauración ecológica a gran escala son el Pacto de Restauración de los Bosques Atlánticos cuyo objetivo es restaurar 15 millones de hectáreas de tierras degradadas en el Bosque Atlántico Brasileiro para el 2050 (Calmon et al., 2011) y el Programa de Conversión de Tierras sobre ladera en China en el cual las tierras con más pendiente y marginales fueron retiradas de la producción agrícola desde 1999 para promover la cobertura de bosques y pastizales (Yin and Zhao, 2012). Estas iniciativas se alinean con los convenios internacionales como el Plan de Acción para el 2020, publicado por el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), el cual tiene como objetivo restaurar al menos el 15% de los ecosistemas degradados del mundo (CBD, 2012).

Dado que una gran proporción de los ecosistemas degradados son tierras agrícolas, numerosos estudios han tratado de evaluar si la restauración ecológica puede aumentar la biodiversidad y los SE en este tipo de sistemas (ej. Aviron et al., 2011; Pykala, 2003; Pöyry et al., 2004; Rey Benayas and Bullock, 2012; Rey Benayas et al., 2008; Wade et al., 2008; Wang et al., 2011). Cada uno de estos estudios, sin embargo, se ha limitado a ecosistemas específicos, dejando abierto el interrogante sobre la eficacia de la restauración ecológica en los agroecosistemas en una escala global. Por lo tanto, es necesario analizar estudios de caso a lo largo del mundo en una amplia gama de agroecosistemas en orden de identificar las tendencias globales sobre los resultados de la restauración ecológica.

Esta cuestión es particularmente importante porque dos estrategias opuestas son ampliamente utilizadas para mejorar la biodiversidad y los SE en este tipo de sistemas (Rey Benayas and Bullock, 2012). La integración de tierras (más conocida como *land sharing*) apoya la conservación y restauración de SE y biodiversidad dentro de la matriz agrícola. Por el contrario, la separación de tierras (más conocida como *land separation*) promueve destinar áreas específicas para conservación diferentes a las áreas de producción (Green et al., 2005; Phalan et al., 2011). Mientras que las acciones de restauración implementadas bajo una u otra estrategia parece diferir más en escala o extensión que en el tipo, las dos estrategias pueden tener diferentes implicancias para la planificación del uso del suelo, particularmente en la definición de

los objetivos de la restauración, los indicadores de éxito de la restauración, los sitios que se restauran y las acciones de restauración específicas que deberían llevarse a cabo (Figura 40).

Ambas estrategias se implementan típicamente a través de la restauración pasiva o activa. La restauración pasiva implica la remoción o cese del factor degradante y frecuentemente involucra la sucesión secundaria tras el abandono de tierras agrícolas. La restauración activa implica acciones específicas como la revegetación con especies deseadas y remediación del suelo, las cuales también llevan a una sucesión secundaria. Aunque existen antecedentes de la evaluación de una o más de estas medidas en proyectos específicos de restauración en agroecosistemas como bosques (Rey Benayas et al., 2008), pastizales (Pywell et al., 2002) y arbustales (Pywell et al., 2011), no se encontraron estudios que evalúen sistemáticamente su efectividad en un amplio rango de agroecosistemas.

El objetivo de este capítulo fue evaluar cuantitativamente cómo la restauración ecológica afecta a la biodiversidad y la oferta de SE (en base a las funciones ecosistémicas que los soportan) en un rango amplio de agroecosistemas en el mundo a través de un meta-análisis de estudios científicos. Los objetivos particulares fueron determinar (1) en qué medida los esfuerzos de restauración pueden recuperar biodiversidad y SE en agroecosistemas degradados, (2) si los resultados de la restauración se ven afectados por factores tales como la estrategia de restauración (separación de tierras vs. integración de tierras), tipo de acción de restauración (activa o pasiva), el tiempo desde la última acción de restauración (edad de la restauración), o el tipo de clima (templado vs. tropical), y (3) si la recuperación de la biodiversidad se correlaciona con la recuperación de SE. La hipótesis planteada en este capítulo fue que la restauración de agroecosistemas incrementa los niveles de biodiversidad y SE, y que este incremento correlaciona con la edad de la restauración. También, como se predice en la hipótesis 1 de esta tesis, que las acciones de restauración ecológica orientadas a mejorar la biodiversidad en agroecosistemas mejoran simultáneamente la provisión de servicios ecosistémicos y viceversa. Los resultados de este estudio podrían aportar criterios en el ámbito de la planificación del uso del suelo y el logro de los objetivos de la CDB para 2020.

5.2. Materiales y métodos

5.2.1. Búsqueda de literatura

Se llevó a cabo una búsqueda sistemática de literatura científica utilizando la base de datos “ISI Web of Knowledge”, la cual provee acceso a estudios de revisión por pares. La búsqueda fue realizada el 17 de abril del 2012, sin restricción en el año de publicación y con la siguiente combinación de términos: *(((ecosystem OR environment*) AND (biodiversity OR good* OR service* OR function*) AND (restor* OR re-creat* OR rehabilitat* OR enhance*) AND (farm* OR crop* OR agro* OR pasture* OR grass*))*. La búsqueda se refinó a las siguientes áreas temáticas: *“environmental sciences ecology”, “agriculture”, “plant sciences”, “biodiversity conservation”, “forestry”, “water resources”, “biotechnology and applied microbiology”, “entomology”, “zoology”, “food science and technology” and “microbiology”*, lo cual resultó en 1590 artículos. Se examinó el título y el resumen de cada uno de los trabajos para identificar cuál podría reportar la información necesaria que cumpliera con los criterios de inclusión para el propósito del trabajo. Para ser incorporado en el meta-análisis, los estudios tenían que centrarse en un agroecosistema (tierras de cultivo o ganadería) o paisaje agrícola y reportar la siguiente información:

- 1) una evaluación cuantitativa del efecto de una acción de restauración (pasiva o activa) sobre alguna variable relacionada con la biodiversidad y/o alguna función ecosistémica o SE;
- 2) al menos una comparación que involucre estados diferentes del agroecosistema, como el ecosistema de referencia (antes de la conversión en un agroecosistema), el ecosistema convertido (después de la actividad agrícola o ganadera) y el ecosistema restaurado (después de la restauración); y
- 3) el tamaño de la muestra y la varianza de las estimaciones.

5.2.2. Extracción de la información y construcción de la base de datos

Se identificaron 54 estudios que cumplían con los tres criterios (ver Tabla III, Apéndice). Se construyó una base de datos en la cual las filas contenían las observaciones y las columnas las propiedades de dichas observaciones (ver Tabla III, Apéndice). Para cada estudio, se extrajeron los datos disponibles en el texto, tablas o gráficos, sobre las variables utilizadas para medir los impactos de la restauración

(variables de respuesta). Cada medida se registró como una fila independiente en la base de datos, aun cuando las mediciones provinieran del mismo estudio. Para evitar posibles problemas de falta de independencia con los datos de un mismo estudio, las medidas se registraban en forma independiente sólo cuando el estudio original asumía condiciones de independencia espacial.

Se extrajeron los datos sobre el país donde se realizó el estudio, el tipo de agroecosistema, los principales factores de degradación, el tiempo transcurrido desde la finalización de la última acción de restauración (edad de la restauración), el clima en términos globales (templado o tropical) y la acción de restauración implementada. Las acciones de restauración fueron clasificadas de acuerdo a la estrategia de uso de la tierra, integración de tierras cuando no se excluía la producción agrícola (ej. adopción de agricultura orgánica o creación de cercos vivos que afectan una pequeña proporción del agroecosistema). La acción se consideraba dentro de la estrategia de separación cuando se impedía la producción a nivel de predio e involucraba un área relativamente grande (ej. campos agrícolas abandonados, (Rey Benayas and Bullock, 2012). También se categorizaron las acciones como pasivas cuando se removía o reducía el factor degradante como la agricultura orgánica o las sucesiones secundarias seguidas del abandono de tierras. Las acciones se clasificaban como activas cuando iban más allá de remover el factor degradante.

Las medidas de biodiversidad evaluaron la abundancia de especies, la riqueza o la diversidad, así como el crecimiento o la biomasa de los organismos. Se utilizaron diferentes variables de biodiversidad para diferentes tipos de organismos (Tabla 23). De acuerdo al marco conceptual adaptado en esta tesis (Haines-Young and Potschin, 2010; ver Introducción general) todos los estudios revisados reportaron medidas relacionadas a funciones ecosistémicas (y no a SE). Sin embargo, como la clasificación de SE propuesta por el MEA (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) fue la que predominó en todos los trabajos analizados, las medidas fueron agrupadas como aquellas funciones ecosistémicas relacionadas con los SE de regulación y de soporte. Pocos estudios informaron sobre SE de aprovisionamiento y ninguno sobre SE culturales (Tabla 24).

Tabla 23. Clasificación y ejemplos ilustrativos de las medidas de biodiversidad utilizadas en el meta-análisis.

Grupo	Subgrupo	Ejemplos	Unidad de medida
Invertebrados	Artrópodos	Riqueza de mariposas	Número de especies
		Abundancia de arañas	Número total de arañas por trampa
	Nematodos	Abundancia de nematodos bacterivoros	Individuos/gramo de suelo
Vertebrados	Mamíferos	Densidad de mamíferos pequeños	Número de individuos /ha
	Aves	Abundancia de aves	Número de individuos
Plantas vasculares	Herbáceas	Riqueza de plantas	Número de especies
	Semillas	Abundancia	Log abundancia de semillas
Microfauna edáfica	Bacterias	Diversidad de comunidades de bacterias del suelo	Índice Shannon-Wiener
	Hongos	Diversidad de hongos micorrícicos arbusculares (HMA)	Porcentaje de raíces colonizadas por HMA

Tabla 24. Clasificación de los indicadores de funciones y servicios ecosistémicos utilizados en el meta-análisis.

Grupo principal de SE según MEA (2005)	FE asociada al grupo de SE	Indicador/proxy
Soporte	Calidad química del suelo	Nitrógeno total
		Fósforo total
		Radio Carbono; nitrógeno
		Fósforo disponible
	Calidad física del suelo	Materia orgánica del suelo
		Agregados del suelo
		Densidad aparente
		Carbono orgánico del suelo
		Densidad de macroporos
	Productividad primaria	Biomasa de raíces
		Biomasa de tallos
		Biomasa promedio
	Calidad biológica del suelo	Actividad de especies de macrofauna descomponedoras
Mineralización de nutrientes	Mineralización de nitrógeno	
Regulación	Secuestro de carbono	Carbono orgánico del suelo
		Tasa de secuestro de carbono
	Polinización	Número de visitas por polinizador
	Control biológico	Semillas de malezas removidas
		Tasa de parasitismo

De los 54 estudios se extrajeron 153 observaciones, sin embargo, los siguientes cinco SE fueron representados por pocas observaciones razón por la cual no se incluyeron en el análisis: mineralización de nutrientes (dos observaciones de un estudio), productividad primaria (tres observaciones de dos estudios), retención de nutrientes (una observación de un estudio), calidad biológica del suelo (dos observaciones de un estudio), producción de cultivos (tres observaciones de tres

estudios) y regulación de agua (una observación de un estudio). Finalmente, 141 observaciones fueron incluidas en el meta-análisis y fueron asignadas como provenientes de clima templado (131 observaciones de 50 estudios) o tropical (10 observaciones de cuatro estudios); enmarcadas dentro de la estrategia de separación (31 observaciones de 13 estudios) o dentro de la estrategia de integración (110 observaciones de 41 estudios); y correspondientes a acciones pasivas (60 observaciones de 23 estudios) o activas (81 observaciones de 31 estudios). La edad de restauración fue informada sólo por 39 estudios (109 observaciones).

5.2.3. Análisis estadístico

En el meta-análisis, la magnitud del efecto se extrae de los estudios individuales y luego estos se agrupan para calcular la magnitud del efecto global con su correspondiente significancia estadística (Hedges et al., 1999). Los estudios analizados variaron sustancialmente en cuanto a los estados del ecosistema empleados para comparar y las variables de respuesta empleadas. Por lo tanto, se seleccionó el coeficiente de respuesta (conocido como *response ratio*, RR) para cuantificar los efectos de la restauración sobre la biodiversidad y los SE respecto a un control. Se calcularon los RR de los agroecosistemas restaurados relativos al ecosistema de referencia [$\ln(\text{Rest}/\text{Ref})$] y al ecosistema convertido [$\ln(\text{Rest}/\text{Cov})$] para cada observación de la base de datos.

En la mayoría de las variables de respuesta se esperaba una correlación positiva con la medida de biodiversidad o de FE analizada (por ejemplo, a mayor biomasa mayor nivel de la FE "productividad primaria"). Sin embargo, para algunas variables de respuesta la correlación esperada era negativa (por ejemplo, a menor cantidad de malezas mayor nivel de la FE "control biológico"). En esos casos se invirtió el signo del RR (Tabla III, apéndice).

Para analizar en qué medida los esfuerzos de restauración pueden recuperar la biodiversidad y los SE en agroecosistemas degradados, se realizó un análisis por separado para comparar ecosistemas restaurados y convertidos y para comparar agroecosistemas restaurados con ecosistemas de referencia (Meli et al., 2014; Rey Benayas et al., 2009b). Se utilizó un meta-modelo de efectos aleatorios con análisis categórico para calcular la magnitud del efecto promedio, bajo el supuesto de variación aleatoria entre observaciones. Se calcularon los intervalos de confianza del 95% para la magnitud del efecto promedio utilizando la opción *bootstrapping* con 999 iteraciones

(Rosenberg et al., 2000). Las estimaciones de la magnitud del efecto se consideraron significativamente diferentes de cero si sus intervalos de confianza del 95% no incluían al cero.

Para evaluar el sesgo de publicación se calculó el número de Rosenthal a prueba de fallos (Rothstein et al., 2005), el cual indica el número de estudios con magnitud de efecto cero que tendrían que incorporarse al análisis para hacer que el efecto observado sea estadísticamente insignificante. Se obtuvo un número de Rosenthal de 968.268, lo que sugiere que no hay sesgo de publicación en este meta-análisis. Todos los cálculos de RR y los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software MetaWin 2,0 (Rosenberg et al., 2000).

Para evaluar si los resultados de la restauración fueron afectados por factores como la estrategia y el tipo de acción se realizaron test no paramétricos de Kruskal-Wallis para comparar los RRs (agroecosistemas restaurados/agroecosistemas convertidos). También se compararon los diferentes RRs con la edad de restauración a través del cálculo de coeficiente de correlación de Spearman, en este caso se agregó toda la información de SE y biodiversidad para asegurar un tamaño adecuado de muestra. Como la base de datos sólo incluyó cuatro estudios en áreas tropicales se decidió no examinar si los resultados de la restauración se ven afectados por el clima.

También se calculó el coeficiente de correlación de Spearman para evaluar si la recuperación de la biodiversidad y los SE correlacionaban, se compararon los RR de ambas variables entre agroecosistemas restaurados vs convertidos. Sólo 16 estudios reportaron RR de ambas variables, los cuales se tomaron como una muestra independiente. Cuando el mismo estudio ofrecía medidas de biodiversidad o SE utilizando múltiples variables, los RR relacionados se promediaron para generar un RR general para la biodiversidad y un RR general para el ES, minimizando así el riesgo de pseudo-replicación. Para asegurar el tamaño de muestra adecuado, en el caso de los SE se analizaron en su conjunto sin distinguir grupos (Meli et al., 2014; Rey Benayas et al., 2009b). No se pudo examinar esta misma correlación entre los RRs de biodiversidad y los RRs de SE en la comparación de agroecosistemas restaurados y de referencia ya que solo tres estudios reportaban esta información. Los análisis de correlación y los test de Kruskal-Wallis fueron realizados en R 3.0.2 (R, 2012).

Para evaluar posibles efectos de pseudo-réplica, se utilizó un enfoque similar al implementado en otros meta-análisis ecológicos (Meli et al., 2014; Vilá et al., 2011): se calculó el RR promedio para cada una de las tres grandes categorías (SE de soporte,

SE de regulación y biodiversidad) usando sólo un RR elegido al azar por trabajo. Estos RRs promedios fueron similares a los RR obtenidos cuando todas las medidas eran incluidas (las diferencias no fueron estadísticamente significativas, Tabla IV del apéndice) y el intervalo de confianza de la muestra reducida se superpone con los intervalos de la muestra completa. Por lo tanto se utilizó la base de datos completa.

5.3. Resultados

5.3.1. Información general de los estudios analizados

Los 54 estudios analizados se llevaron a cabo en 20 países: 39 en Europa, cinco en América, cuatro en África, cuatro en Oceanía y dos en Asia. En cuanto al sistema productivo los casos analizados incluyeron cultivos herbáceos (28 estudios), cultivos leñosos (8 estudios) y pasturas y pastizales (18 estudios). Los principales factores de degradación fueron la intensificación agrícola (incremento en el uso de agroquímicos, tendencia al monocultivo, riego y empleo de variedades de alto rendimiento) y la expansión agrícola con un aumento en la fragmentación de los hábitats naturales y semi-naturales. La edad de restauración promedio fue de 10 años (SD: 8 años; mínimo: 1 año, máximo: 61 años).

Aproximadamente el 80% de los estudios analizados se enmarcan dentro de la estrategia de integración de tierras mientras que el 20% restante pertenece al grupo de separación de tierras (Figura 40). Ambos grupos de estudios emplearon una gran variedad de acciones de restauración, aunque predominan las acciones de restauración activa sobre las pasivas. La restauración basada en la integración de tierras se concentró en los bordes de cultivos y arroyos y en la creación de áreas para la conservación a expensas de pequeñas áreas de producción. Mientras que la restauración basada en la separación de tierras recae mayormente en la creación de nuevas áreas de conservación a través de la revegetación con especies nativas (Figura 40).

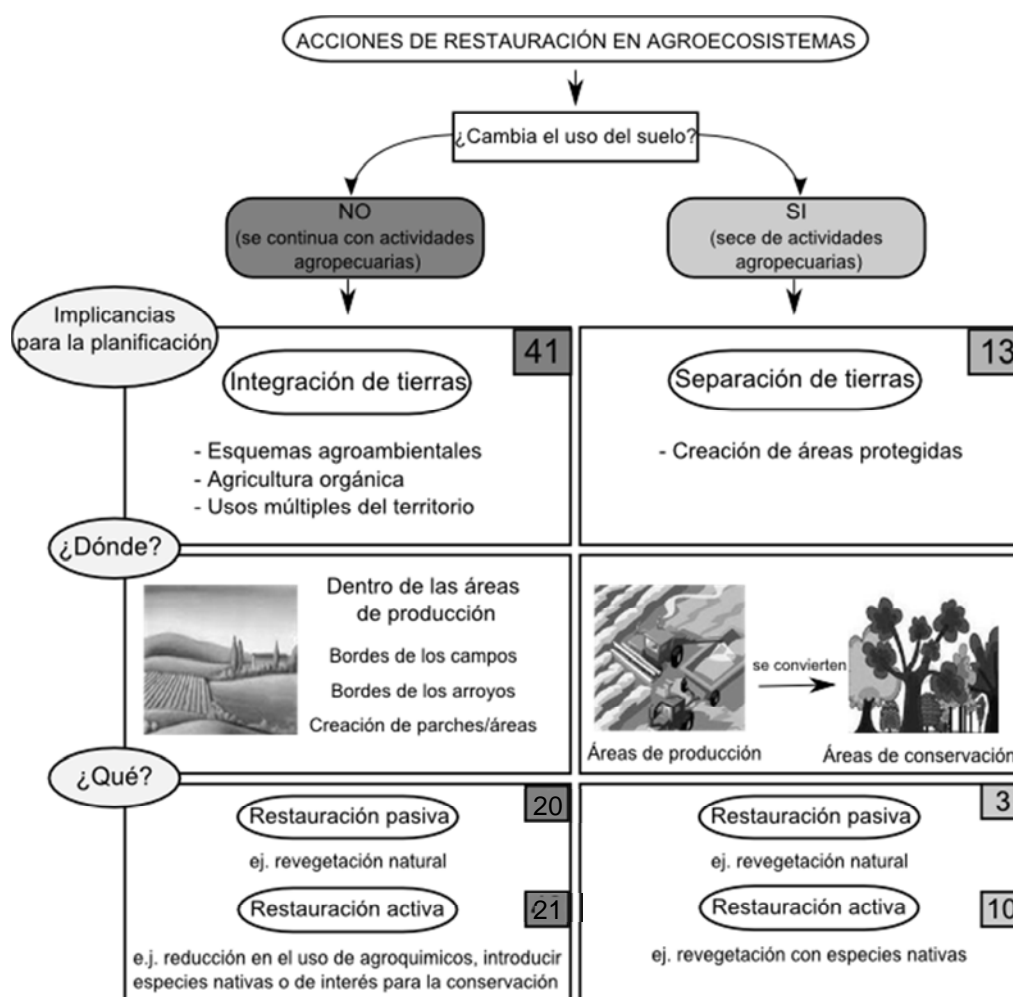


Figura 40. Marco de estrategias (integración de tierras o separación de tierras) y acciones de restauración específicas (pasivas o activas) identificadas en los agroecosistemas estudiados. Los números en las cajas indican cuántos artículos pertenecen a cada grupo.

5.3.2. Efectos de la restauración sobre la biodiversidad y los SE

En conjunto, la biodiversidad y ambos tipos de SE (regulación y soporte) mejoraron en un 73% en el estado restaurado en comparación con el estado convertido (Figura 41). La restauración mejoró la biodiversidad de todos los tipos de organismos en conjunto en un 68% en un rango que va desde 54% para los vertebrados a un 79% para los invertebrados (Figura 41). Las acciones de restauración asociadas con los mayores incrementos en la biodiversidad fueron la creación de parches o franjas de flores silvestres, la creación de hábitats sobre los márgenes de los arroyos o los bordes de cultivos, la agricultura orgánica y la revegetación con especies nativas.

La restauración mejoró la provisión de SE de soporte y regulación (Figura 41). En el caso de las funciones ecosistémicas asociadas a SE de soporte el aumento fue del 42%, con los siguientes incrementos individuales: 57% para calidad física del suelo y 30% para la calidad química del suelo. Las funciones ecosistémicas asociadas a los

SE de regulación mejoraron en conjunto en un 120% (comparando agroecosistemas restaurados vs. convertidos). La mejora individual fue: 228% para polinización, 62% para secuestro de carbono y 49% para control biológico. Las acciones de restauración asociadas a los incrementos más importantes en el nivel de SE fueron la creación de hábitats en bordes de cultivos, la agricultura orgánica y la revegetación con especies nativas. Tanto la biodiversidad como los SE de soporte y regulación fueron similares entre los agroecosistemas restaurados y los ecosistemas de referencia (Figura 42).

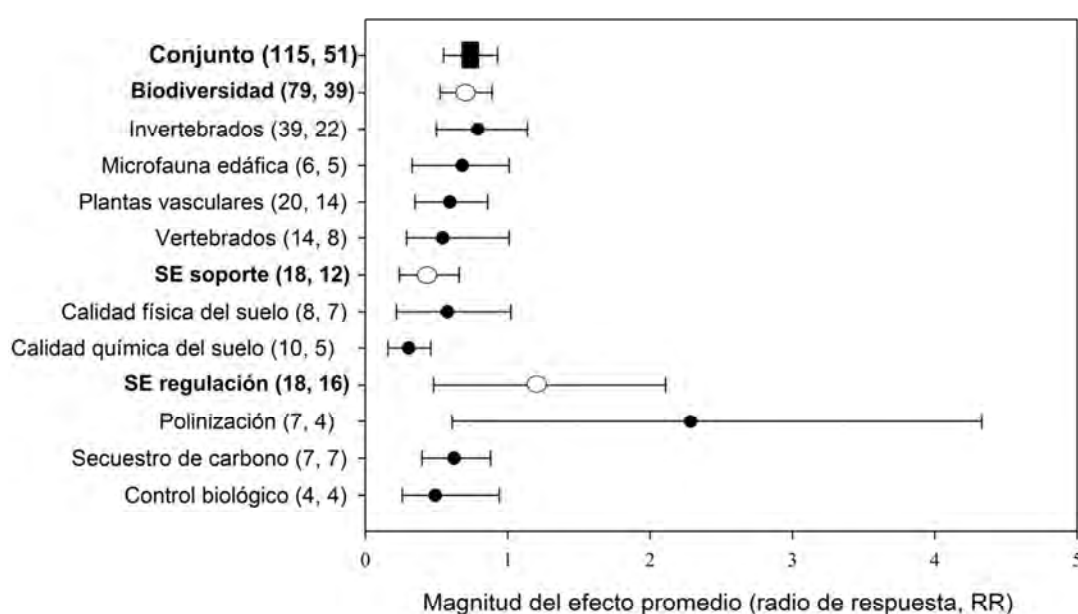


Figura 41. Magnitud del efecto promedio (radio de respuesta) para biodiversidad y SE en agroecosistemas restaurados vs. Convertidos. Las barras alrededor de las medias indican el intervalo de confianza del 95% (*bias-corrected bootstrap*). La magnitud del efecto promedio es significativamente diferente de cero si el intervalo de confianza no incluye el cero. El primer y segundo número en el paréntesis indican, respectivamente, el número de comparaciones y número de estudios en cada cálculo.

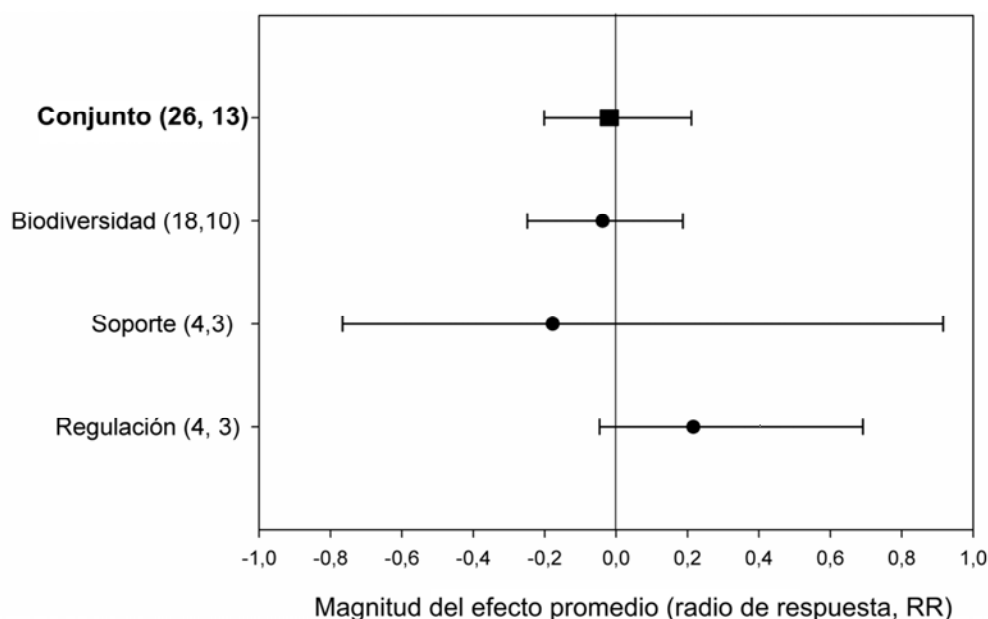


Figura 42. Magnitud del efecto promedio (radio de respuesta) para biodiversidad y FE en agroecosistemas restaurados vs. Ecosistemas de referencia. Las barras alrededor de las medias indican el intervalo de confianza del 95% (bias-corrected bootstrap). La magnitud del efecto promedio es significativamente diferente de cero si el intervalo de confianza no incluye el cero. El primer y segundo número en el paréntesis indican, respectivamente, el número de comparaciones y número de estudios en cada cálculo.

5.3.3. Efectos de la estrategia de restauración, el clima y la edad de restauración sobre la efectividad de la restauración

El análisis para determinar el efecto de la estrategia de restauración, el tipo de restauración y la edad de la restauración sobre la efectividad de la restauración ecológica fueron poco concluyentes. El test de Kruskal-Wallis mostró que las estrategias de integración y separación de tierras presentan RR de SE significativamente diferentes en relación a los agroecosistemas restaurados con los convertidos ($\chi^2 = 4.61$, $p = 0.03$; $n = 16$ para separación, $n = 16$ para integración). La mediana asociada con la estrategia de separación (0.50) fue más del doble que la mediana asociada a integración (0.20). Por otro lado, las medias no fueron muy diferentes y los desvíos estándar son altos: para separación de tierras, la media fue de 0.66 y el sd 0.44; para integración de tierras la media fue 1.10 y el sd 2.08. En el caso de los RRs de biodiversidad, las diferencias entre estrategias no fueron significativas ($\chi^2 = 1.49$, $p = 0.22$; separación de tierras: mediana=

1.09, media=0.84, sd=0.48, n=5; integración de tierras: mediana=0.41, media: 0.68, sd=0.87, n=79).

Los dos tipos de acciones de restauración no fueron asociados con diferencias significativas en la provisión de SE (chi-cuadrado=1.36, $p=0.24$; pasiva: mediana=0.24, media=0.46, sd=0.51, n=13; activa: mediana=0.36, media=1.17, sd=1.86, n=19) o en biodiversidad (chi-cuadrado= 2.28, $p=0.08$; pasiva: mediana=0.36, media=0.41, sd=0.31, n=39; activa: mediana=0.41, media=0.90, sd=1.06, n=45). Por otro lado, contrario a lo esperado la edad de restauración no correlacionó con los RR de biodiversidad y SE ($r = -0.12$, $n = 78$, $p = 0.267$).

5.3.4. Relación entre la restauración de biodiversidad y SE

Sólo 16 de los 54 estudios midieron los efectos de la restauración ecológica sobre ambas variables estudiadas (biodiversidad y SE) comparando el estado restaurado con el convertido. Las acciones de restauración que predominaron en estos estudios fueron la creación de hábitats y la agricultura orgánica. La restauración de biodiversidad correlacionó positivamente con la restauración de SE (Figura 43), lo que significa que la restauración en agroecosistemas fue asociada con la recuperación en simultaneo de biodiversidad y SE de soporte y regulación.

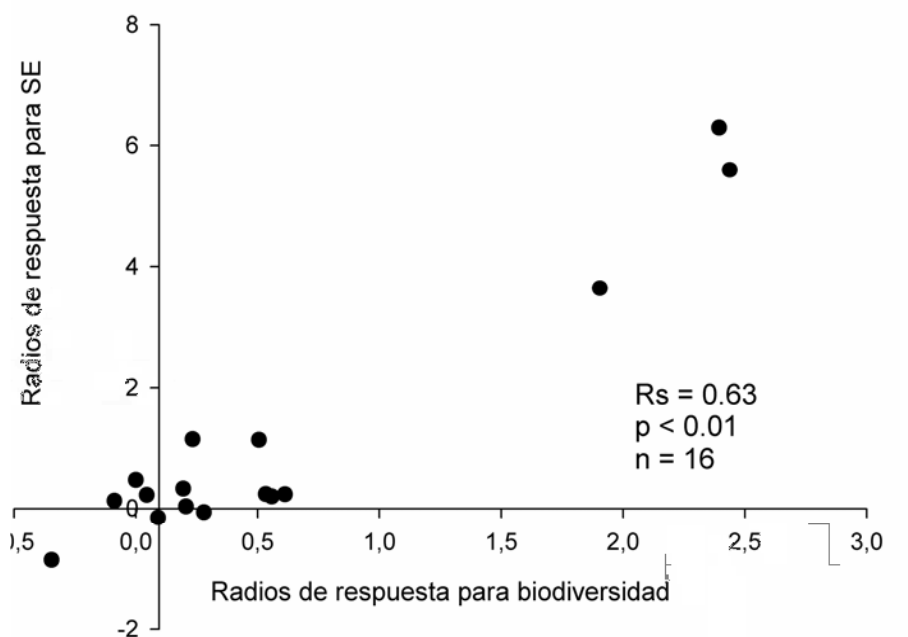


Figura 43. Coeficiente de correlación de Spearman entre los radios de respuesta para biodiversidad y SE en agroecosistemas restaurados con respecto a los convertidos.

5.4. Discusión

5.4.1. Restauración de biodiversidad y SE

El meta-análisis de una amplia variedad de agroecosistemas a lo largo del planeta sugiere que la restauración ecológica en agroecosistemas es usualmente exitosa para mejorar los niveles de biodiversidad y provisión de SE y puede ser un enfoque efectivo para alcanzar los objetivos del CDB para el 2020. Sin embargo, la evidencia disponible deja abierto el interrogante si el aumento en el uso de acciones de restauración podrá soportar la producción de alimentos adecuada para las necesidades globales, especialmente desde que las prácticas de restauración frecuentemente ofrecen rendimientos agrícolas más bajos que los métodos tradicionales (Azadi et al., 2011; Foley et al., 2011).

La restauración mejoró en magnitud similar a todos los grupos de organismos analizados. Si bien un aumento en la biodiversidad no es suficiente para asegurar niveles altos en el funcionamiento de los ecosistemas (Callaway, 2005), suele interpretarse como un indicio de que la estructura y resiliencia del agroecosistema están en proceso de recuperación (Holt-Giménez, 2002; Swift et al., 2004). Sin embargo, se necesitan más estudios para aclarar si dichas mejoras en la biodiversidad indican que la composición de la flora y la fauna se han recuperado totalmente. El estudio de cómo mejorar en la biodiversidad es algo complejo y está bien ilustrado por la agricultura orgánica. Cerca de la mitad (47%) de los estudios en el meta-análisis evalúan los efectos de la agricultura orgánica sobre la biodiversidad. Varias revisiones y meta-análisis sobre estos efectos han concluido, en consistencia con lo encontrado en este estudio, que la agricultura orgánica tiene un efecto general positivo sobre la biodiversidad (Bengtsson et al., 2005; Gomiero et al., 2011; Hole et al., 2005; Tuck et al., 2014), y que estos efectos pueden interactuar con los efectos de escala y paisaje (Bengtsson et al., 2005; Rundlöf et al., 2010; Winqvist et al., 2011). Al mismo tiempo, en contraste con lo hallado en este estudio, algunas de las revisiones existentes concluyeron que la agricultura orgánica incrementa el tamaño de la población de algunos organismos más que otros (Hole et al., 2005; Tuck et al., 2014) y que puede incluso reducir la población de otros (Birkhofer et al., 2014).

La restauración incrementó la provisión de todos los SE de soporte y regulación. Muy pocos estudios, que cumplieran los criterios de selección, reportaron información sobre SE de aprovisionamiento luego de la restauración (ej. producción de cultivos),

por lo cual no formaron parte del análisis. Los agroecosistemas típicamente buscan maximizar este tipo de SE (por ejemplo, producción de granos, carne y fibra), por lo tanto el análisis de los compromisos y las sinergias entre SE de aprovisionamiento y de regulación es importante para la selección de medidas de restauración más adecuadas (Latterra et al., 2012; Naidoo et al., 2008). En efecto, evaluar cómo la restauración afecta los SE de aprovisionamiento es clave para entender qué tan bien se puede conciliar la producción agrícola con la biodiversidad y los SE en paisajes rurales (Wade et al., 2008).

El costo de la restauración en los agroecosistemas es otro factor importante a considerar para analizar su efectividad (Aronson et al., 2010; de Groot et al., 2013), sin embargo sólo tres estudios evaluaron este factor. Por ejemplo, Pywell et al. (2006) mostró que la siembra con mezclas simples de pastos generalistas tiene costos muy bajos y es más eficaz que el cultivo de cereales para proporcionar hábitat de forrajeo para los abejorros. Demostrar relaciones positivas entre el costo-beneficio de la restauración de biodiversidad y SE sería un paso fundamental para promover y apoyar acciones de restauración.

5.4.2. Influencia del contexto sobre la efectividad de la restauración

En este estudio se encontró, en base a los análisis no paramétricos, que la restauración mediante la separación de tierras conlleva a un aumento mayor en la recuperación de SE que la integración de tierras. Sin embargo, las dos estrategias generaron incrementos similares en biodiversidad, aunque se observó una tendencia en la cual la separación de tierras se asocia con niveles mayores de biodiversidad. Estos resultados deberían ser interpretados con precaución porque la inferencia estadística está basada en medianas y las medias para ambas estrategias son bastante similares con desvíos muy grandes, particularmente en la integración de tierras. Además los estudios que abordan la separación de tierras difieren en varios aspectos respecto a los que abordan integración. En este meta-análisis, la mayoría de los sitios que implementó la separación de tierras involucró áreas que van desde 5 a 1000 ha, mucho más amplios que los sitios restaurados bajo la integración de tierras, que usualmente abarcaron áreas de menos de 0.5ha. Por otro lado, la restauración basada en separación de tierras involucró en su mayoría revegetación (pasiva o activa) y los resultados fueron evaluados usando exclusivamente variables relacionadas al suelo (por ejemplo, secuestro de carbono). A diferencia de los

resultados obtenidos en este análisis, en cuanto a la similitud de ambas estrategias para recuperar biodiversidad, Phalan et al. (2011) encontraron que la separación de tierras fue más efectiva para restaurar densidades de aves y especies de árboles en el sudoeste de Ghana y en el norte de India en ambientes degradados como consecuencia de la agricultura. La tendencia de los datos en este meta-análisis apoyan esto, pero se requiere una base de datos más amplia para obtener una visión global más confiable.

El hecho de haber encontrado resultados ambiguos en la comparación de ambas estrategias de uso de la tierra, a pesar de haber analizado un número relativamente grande de trabajos, resalta la dificultad de evaluar la restauración en agroecosistemas. Pero también destaca los beneficios prácticos y filosóficos de ver y entender las dos estrategias no como alternativas mutuamente excluyentes, sino como métodos complementarios que se pueden combinar para maximizar la biodiversidad y SE (Rey Benayas and Bullock, 2012). Por ejemplo, si bien puede ser necesario tener que optar por una estrategia a escala de lote, ambas pueden ser aplicadas en diversos lotes dentro del mismo paisaje degradado de acuerdo a una estrategia integrada de planificación de usos del territorio.

La comparación de los tipos de acción, pasiva y activa, sugiere que ambos pueden llevar a incrementos similares en biodiversidad y provisión de SE en agroecosistemas. Este resultado es consistente con lo obtenido por Morrison y Lindell (2011) para calidad de hábitat para aves siguiendo la restauración pasiva y activa en Costa Rica. Dado que la restauración pasiva es generalmente menos costosa que la activa, puede ser una alternativa más factible para mejorar biodiversidad y SE en agroecosistemas.

Si bien no fue posible comparar dentro de ambas estrategias los efectos de las acciones de restauración específicas (por el bajo número de trabajos dentro de separación de tierras), se identificaron al menos cinco acciones que aparecen como las más efectivas para restaurar biodiversidad y SE. Estas cinco acciones de restauración en su mayoría siguen la estrategia de integración de tierras y ya se han aplicado de forma generalizada en programas ambientales a gran escala, como los esquemas agroambientales en Europa (Kohler et al., 2008). Esto sugiere la factibilidad de la implementación de estas acciones de restauración en situaciones del mundo real que se rigen por consideraciones políticas, más allá de la simplicidad de los experimentos científicos. Por otro lado, la efectividad de los esquemas agroambientales para la conservación de la biodiversidad en Europa es un aspecto

bastante discutido (Kleijn and Sutherland, 2003; Kleijn et al., 2006) por lo que debería ser foco de futuras investigaciones.

Como el 70% de los estudios y 132 de 142 observaciones correspondieron a áreas templadas, no pudo compararse el efecto de la restauración entre agroecosistemas templados y tropicales. Rey Benayas et al. (2009) encontraron que la restauración de biomas terrestres alcanzó niveles de biodiversidad y SE entre 10 y 100 veces más, respectivamente, en climas tropicales que en templados, pero estas diferencias pueden no aplicar a agroecosistemas. Como en este estudio, otro meta-análisis global contenía una mayor proporción de datos de regiones templadas (Meli et al., 2014). Esto resalta la necesidad de promover más investigaciones sobre restauración ecológica en regiones tropicales, como el estudio realizado por De Beenhouwer et al. (2013), el cual analizó el impacto del manejo agroforestal del cacao y el café sobre la biodiversidad y los SE.

La recuperación de la biodiversidad y los SE no correlacionó con la edad de restauración, aspecto similar a otros análisis de restauración en humedales (Meli et al., 2014). Mientras que esto refleja la limitada variación en el promedio de edad de restauración (10 años) en los estudios analizados, también sugiere que el éxito en la restauración en agroecosistemas requiere menos tiempo que la restauración de otros ecosistemas, como los humedales los cuales se recuperan luego de varias décadas (Moreno-Mateos et al., 2012).

5.4.3. Correlación entre la restauración de la biodiversidad y la restauración de los SE

Los resultados indican que la restauración de biodiversidad y los SE, luego de restaurar agroecosistemas degradados, correlaciona positivamente, similar a lo encontrado en un meta-análisis de un amplio rango de ecosistemas en todo el mundo (Rey Benayas et al., 2009). Este resultado puede estar reflejando en parte que el análisis no incluyó medidas relacionadas a la productividad primaria y, particularmente en agroecosistemas, una baja productividad se asocia a niveles altos de biodiversidad (Verhulst et al., 2004). Entender esta relación tiene implicancias importantes, no solo para la ciencia de la restauración sino también para la economía, la política y el bienestar social (Naidoo et al., 2008). Por lo tanto es necesario impulsar investigaciones que ayuden a comprender las relaciones entre biodiversidad y SE (de Groot et al., 2010). Por ejemplo, estudios futuros podrían explorar cómo optimizar las

sinergias entre biodiversidad y SE cuando se diseñan programas de conservación y manejo que involucren restauración (Meli et al., 2014). Esto es particularmente importante considerando que el presente estudio muestra que la restauración de biodiversidad difiere significativamente de la restauración de SE.

Conclusiones generales

6. Conclusiones generales

Esta tesis abordó una problemática relevante en nuestro país a través de un enfoque innovador: el impacto de la agricultura sobre el capital natural, y consecuentemente, sobre el bienestar de la población. El enfoque de SE, a través del modelo de cascada, permitió abordar el problema de forma integral ya que a lo largo de esta tesis se analizaron aspectos estructurales y funcionales del paisaje (biodiversidad y funciones ecosistémicas), cómo dichos aspectos se traducen en beneficios potenciales para la población (servicios ecosistémicos), cómo estos beneficios podrían verse afectados por la conversión de ecosistemas naturales a la agricultura y, por último, algunas estrategias para revertir los impactos en las pérdidas de biodiversidad y SE.

En el capítulo I, a partir del ajuste y la mejora de índices y modelos disponibles, se generaron mapas de funciones ecosistémicas claves para el soporte de un conjunto de SE. Estos mapas, y los procedimientos empleados para generarlos, son contribuciones importantes para facilitar la aplicación del enfoque de SE en el ámbito académico. También podrían utilizarse como herramientas de visualización y comunicación para los tomadores de decisiones (Burkhard et al., 2013) sobre algunas cuestiones claves que se desprenden de los resultados de esta tesis.

Uno de los aspectos poco estudiados que esta tesis abordó es la evaluación de la propagación y captura de SE, empleando como ejemplo de estudio el SE de amortiguación de inundaciones. Mediante la simulación de escenarios alternativos de uso de suelo se evidenció el rol que cumplen las distintas coberturas de la tierra en retener los excesos de precipitación. Por otro lado, se puso de manifiesto la importancia de conocer y tener en cuenta estos procesos para que el enfoque de SE resulte operativo al momento de tomar decisiones (Serna-Chavez et al., 2014). Los mapas que contemplan sólo la provisión de SE pueden orientar decisiones muy diferentes a aquellos que consideran además su propagación y captura, es decir su traducción en términos de beneficios efectivos para determinados actores del territorio.

La vinculación entre biodiversidad y SE cobra relevancia en el marco del ordenamiento territorial si consideramos que los programas de conservación se han centrado históricamente en la protección de áreas de alta biodiversidad (Naidoo et al., 2008), sin contar con suficiente información sobre las relaciones entre esta variable de tipo estructural y la dimensión funcional de la provisión de SE. En el capítulo III se

demonstró que en el 30% de la cuenca estudiada coinciden *hotspots* de diversidad de aves y provisión de SE y que, dentro de esa área, el 57% no incluye hotspots del SE de producción potencial de cultivos. Por lo tanto, aproximadamente 250000 hectáreas de la cuenca son estratégicas para planificar la conservación simultánea de biodiversidad y SE sin competir con la producción de cultivos. En el caso particular de los SE, un 9% de la cuenca (135000 hectáreas aproximadamente) presenta coincidencia espacial de hotspots de regulación climática, amortiguación de inundaciones y disponibilidad de agua subterránea limpia. Estas áreas también representan sectores estratégicos de la cuenca para planificar el uso de la tierra y diseñar planes de ordenamiento territorial, ya que no se superponen con el SE de producción potencial de cultivos.

Con respecto al efecto de la agricultura sobre la biodiversidad y los SE, los resultados obtenidos apoyan lo planteado en la hipótesis 1 y se alinean con los numerosos trabajos que abordaron este aspecto: el impacto es negativo (Björklund et al., 1999; Power, 2010; Swift et al., 2004; Tscharrntke et al., 2005). Sin embargo, este estudio presenta algunas limitaciones de escala, tanto espacial como temporal, que deben considerarse a la hora de interpretar estos resultados. En el análisis de compromisos con la agricultura sólo se contempló la proporción de agricultura en la celda sin tener en cuenta el efecto de las celdas vecinas y, como se demuestra en otros estudios (Latterra et al., 2012), los compromisos pueden cambiar cuando cambia la escala de análisis. A su vez, todos los SE fueron evaluados en un periodo anual omitiendo los cambios temporales en la provisión del SE dentro del año analizado, o los cambios que se observan luego de décadas (Kandziora et al., 2013; Verón et al., 2011).

En el capítulo IV se realizó el primer meta-análisis cuantitativo y global que muestra que la restauración ecológica de los agroecosistemas mejora la biodiversidad y los SE de soporte y regulación en un 73%, en promedio. Además, la restauración de la biodiversidad correlacionó positivamente con la restauración de los SE, como se predijo bajo la hipótesis 1 de esta tesis. Por lo tanto, la evidencia disponible apoya firmemente el uso de la restauración de agroecosistemas como estrategia válida en procesos de recuperación y planificación del uso sostenible del suelo. Sin embargo, este estudio no arrojó respuestas claras sobre cómo influyen en la efectividad de la restauración las estrategias de uso de la tierra (separación o integración) o el tipo de

acción de restauración (pasiva o activa). Los resultados sugieren que estas respuestas pueden ser muy dependientes del caso bajo análisis.

Varias medidas específicas de restauración aparecieron como muy eficaces, las cuales incluyen desde la creación de pequeños parches de hábitat dentro de la matriz agrícola hasta la revegetación de grandes áreas. Estas medidas se pueden combinar de acuerdo al contexto socioeconómico y político donde se quiera llevar a cabo la restauración. Encontrar la combinación óptima de estas medidas requerirá de evidencia variada y objetiva. Por otro lado, es necesario impulsar investigaciones de este tipo en regiones como América del Sur, donde no se identificaron estudios de restauración ecológica en agroecosistemas. El meta-análisis realizado puso en evidencia el potencial de la restauración ecológica para mejorar la biodiversidad y los SE en los paisajes rurales, permitiendo identificar importantes líneas de investigaciones futuras para explicar y optimizar los resultados de la restauración.

Los productos generados en esta tesis revisten interés teórico por su capacidad para mejorar nuestra comprensión de las relaciones entre la sociedad y los ecosistemas. Por otro lado, proveen criterios y herramientas útiles para orientar la toma de decisiones sobre usos de la tierra y gestión del paisaje rural. En este sentido, los resultados de esta tesis y estudios previos al respecto (Barral and Maceira, 2012, 2011; Mastrangelo et al., 2013) resaltan la importancia del estudio de la provisión de SE y sus patrones de propagación y captura como base para el desarrollo de planes de ordenamiento territorial, particularmente cuando los mismos hacen foco en el espacio rural. En tal sentido, los aportes conceptuales y metodológicos generados en esta tesis facilitarán la utilización de este enfoque en la toma de decisiones de uso de la tierra a través de su aporte directo y significativo a un protocolo de evaluación y mapeo de SE orientado al ordenamiento territorial (ECOSER, ver Introducción general). Todos los índices y modelos propuestos para el mapeo en el capítulo I fueron traducidos por la autora de esta tesis a un formato interactivo (*Arctoolboxes*) para ser descargados de la web⁵ junto con un tutorial donde se explica en detalle todos los procedimientos.

La combinación del enfoque de SE, la modelización de escenarios y el ordenamiento territorial concebido como proceso sociopolítico con base técnica y participación social, aparecen entonces como elementos clave para impulsar el desarrollo rural sustentable.

⁵ www.eco-ser.com.ar

Referencias

ALLER, L., BENNET, T., LHER, J., PETTY, R. 1987. DRASTIC A standardized system for evaluating groundwater pollution potencial using hydrogeologic setting. U.S. EPA Rep. 600/2-87-035 Ada Oklahoma.

ALONSO, R. 2001. Consideraciones acerca de los limites de aplicación del método del número de curva del Soil Conservation Service. *Cienc. y Tec.* 66: 92–97.

ANDERSON, B., ARMSWORTH, P., EIGENBROD, F., THOMAS, C., GILLINGS, S., HEINEMEYER, A., ROY, D., GASTON, K., 2009. Spatial covariance between biodiversity and other ecosystem service priorities. *J. Appl. Ecol.* 46: 888–896.

ANDRÉASSIAN, V. 2004. Water and forest: from historical controversy to scientific debate. *J. Hydrol.* 291: 1–27.

APARICIO, V., DE GERÓNIMO, E., MARINO, D., PRIMOST, J., CARRIQUIRIBORDE, P., COSTA, J. 2013. Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chesosphere.* 93(9):1866-73.

ARES, M., VARNI, M., CHAGAS, C., ENTRAIGAS, I. 2012. Calibración del número N de la curva de escurrimiento en una cuenca agropecuaria de 116 km² de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Agrociencia.* 46: 535-541.

ARONSON, J., BLIGNAUT, J., MILTON, S., LE MAITRE, D., ESLER, K., LIMOUZIN, A., FONTAINE, C., DE WIT, M., MUGIDO, W., PRINSLOO, P., VAN DER ELST, L., LEDERER, N. 2010. Are Socioeconomic Benefits of Restoration Adequately Quantified? A Meta-analysis of Recent Papers (2000-2008) in Restoration Ecology and 12 Other Scientific Journals. *Restor. Ecol.* 18: 143–154.

ATAURI, L. 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds , amphibians , reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landsc. Ecol.* 16: 147–159.

AUGE, M., HERNANDEZ, M. 1984. Características geohidrológicas de un acuífero semiconfinado (Puelche) en la Llanura Bonaerense. Su implicancia en el ciclo hidrológico de las Llanuras dilatadas. Coloquio Internacional Sobre Hidrología de Grandes Llanuras. París, pp. 1019–1041.

AVIRON, S., HERZOG, F., KLAUS, I., SCHÜPBACH, B., JEANNERET, P. 2011. Effects of Wildflower Strip Quality, Quantity, and Connectivity on Butterfly Diversity in a Swiss Arable Landscape. *Restor. Ecol.* 19: 500–508.

AZADI, H., SCHOONBEEK, S., MAHMOUDI, H., DERUDDER, B., DEMAUYER, P., WITLOX, F. 2011. Organic agriculture and sustainable food production system: main potentials. *Agric. Ecosyst. Environ.* 144: 92–94.

BAGSTAD, K., JOHNSON, G., VOIGT, B., VILLA, F. 2013. Spatial dynamics of ecosystem service flows: A comprehensive approach to quantifying actual services. *Ecosyst. Serv.* 4: 117–125.

BAGSTAD, K., VILLA, F., BATKER, D., HARRISON-COX, J., VOIGT, B., JOHNSON, G. 2014. From theoretical to actual ecosystem services: mapping beneficiaries and spatial flows in ecosystem service assessments. *Ecol. Soc.* 19 (2):64.

BAI, Y., ZHUANG, C., OUYANG, Z., ZHENG, H., JIANG, B. 2011. Spatial characteristics between biodiversity and ecosystem services in a human-dominated watershed. *Ecol. Complex.* 8: 177–183.

BALVANERA, P. 2001. Conserving Biodiversity and Ecosystem Services. *Science.* 291: 2047.

BALVANERA, P., KREMEN, C., MARTINEZ-RAMOS, M. 2005. Applying community structure analysis to ecosystem function: examples from pollination and carbon storage. *Ecol. Appl.* 15: 360–375.

BALVANERA, P., PFISTERER, A., BUCHMANN, N., HE, J., NAKASHIZUKA, T., RAFFAELLI, D., SCHMID, B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecol. Lett.* 9: 1146–56.

BANKES, S. 1993. Exploratory Modeling for Policy Analysis. *Oper. Res.* 41: 435–449.

BARRAL, P., MACEIRA, N., 2011. Evaluación Ambiental Estratégica del Ordenamiento Territorial. Un estudio de caso para el partido de Balcarce basado sobre el análisis de servicios ecosistémicos. En: Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, Herramientas Y Aplicaciones Para El Ordenamiento Territorial. pp. 443–459.

BARRAL, P., MACEIRA, N. 2012. Land-use planning based on ecosystem service assessment: A case study in the Southeast Pampas of Argentina. *Agric. Ecosyst. Environ.* 54: 34-43.

BASTIAN, O., GRUNEWALD, K., SYRBE, R. 2012. Space and time aspects of ecosystem services, using the example of the EU Water Framework Directive. *Int. J. Biodivers. Sci., Ecosyst. Serv. Manag.* 8 (1-2): 5-16.

BENGTSSON, J., AHNSTRÖM, J., WEIBULL, A. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 42: 261–269.

BENTON, T., VICKERY, J., WILSON, J. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* 18: 182–188.

BEVEN, K., KIRKBY, M. 1979. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrol. Sci.* 24(1): 43-69.

BILENCA, D., CODESIDO, M., FISCHER, G. 2009. Cambios en la fauna pampeana. *Cienc. Hoy* 18: 8-17.

BIRKHOFFER, K., EKROOS, J., CORLETT, E., SMITH, H. 2014. Winners and losers of organic cereal farming in animal communities across Central and Northern Europe. *Biol. Conserv.* 175: 25–33.

BJÖRKLUND, J., LIMBURG, K., RYDBERG, T. 1999. Impact of production intensity on the ability of the agricultural landscape to generate ecosystem services: an example from Sweden. *Ecol. Econ.* 29: 269–291.

BOLTON, P., BRADBURY, P., LAWRENCE, P., ATKINSON, E. 1995. CALSITE V-3.1 - User Manual, HR Walling. ed.

BOOMAN, G., 2013. Impacto de la agriculturización del paisaje sobre propiedades y servicios ecosistémicos de humedales de la cuenca Mar chiquita (Prov. de Bs. As.). Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. Mar del Plata, Argentina. 190p.

BOOMAN, G., CALANDRONI, M., LATERRA, P., CABRIA, F., IRIBARNE, O., VÁZQUEZ, P. 2012. Areal changes of lentic water bodies within an agricultural basin of the Argentinean pampas. Disentangling land management from climatic causes. *Environ. Manage.* 50: 1058–67.

BOYD, J., BANZHAF, S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecol. Econ.* 63: 616–626.

BRAUMAN, K., DAILY, G., DUARTE, T., MOONEY, H. 2007. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32: 67–98.

BROWN, S., STEIN, S., WARNER, J. 2001. Urban drainage desing manual. *Hydraul. Eng. Circ.* 22. Federal Highway Administration, Washington, DC.

BRUINSMA, J. 2009. The resource outlook to 2050: by how much do land, water and crop yields need to increase by 2050? En: *FAO Expert Meeting on How to Feed the World in 2050*. FAO, Rome.

BUCHANAN, B., ARCHIBALD, J., EASTON, Z., SHAW, S., SCHNEIDER, R., WALTER, M. 2013. A phosphorus index that combines critical source areas and transport pathways using a travel time approach. *J. Hydrol.* 486: 123–135.

BULLOCK, A., ACREMAN, M. 2003. The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 7: 358–389.

BULLOCK, J., ARONSON, J., NEWTON, A., PYWELL, R., REY BENAYAS, J. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends Ecol. Evol.* 26: 541–9.

BURKHARD, B., CROSSMAN, N., NEDKOV, S., PETZ, K., ALKEMADE, R. 2013. Mapping and modelling ecosystem services for science, policy and practice. *Ecosyst. Serv.* 4: 1–3.

BURKHARD, B., KROLL, F., NEDKOV, S., MÜLLER, F. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecol. Indic.* 21: 17–29.

BYSTROM, O. 1998. The nitrogen abatement cost in wetlands. *Ecol. Econ.* 26: 321–331.

CALLAWAY, J. 2005. The challenge of restoring functioning salt marsh ecosystems. *J. Coast. Res.* 40: 24–36.

CALMON, M., BRANCALION, P., PAESE, A., ARONSON, J., CASTRO, P., DA SILVA, S., RODRIGUES, R. 2011. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restor. Ecol.* 19: 154–158.

CARREÑO, L., FRANK, F.C., VIGLIZZO, E.F. 2012. Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. *Agric. Ecosyst. Environ.* 154: 68–77.

CARRIQUIRIBORDE, P., DÍAZ, J., MUGNI, H., BONETTO, C., RONCO, A. 2007. Impact of cypermethrin on stream fish populations under field-use in biotech-soybean production. *Chesosphere* 68: 613–621.

CBD, 2012. Strategic Plan for Biodiversity 2011 – 2020 and the Aichi Targets. [En línea] <www.cbd.int/doc/strategic-plan/2011-2020/Aichi-Targets-EN.pdf>. [Consulta: Junio 2013].

CENTER, B., VERMA, B. 1998. Fuzzy logic for biological and agricultural systems. *Artif. Intell. Rev.* 12: 213–225.

CEREZO, A., CONDE, M.C., POGGIO, S.L. 2011. Pasture area and landscape heterogeneity are key determinants of bird diversity in intensively managed farmland. *Biodivers. Conserv.* 20: 2649–2667.

CHAN, K., SHAW, M., CAMERON, D., UNDERWOOD, E., DAILY, G. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biol.* 4(11): e379.

CIMON-MORIN, J., DARVEAU, M., POULIN, M. 2013. Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning: A review. *Biol. Conserv.* 166: 144–154.

CODESIDO, M., FISCHER GONZÁLEZ, C., BILENCA, D. 2008. Asociaciones entre diferentes patrones de uso de la tierra y ensambles de aves en agroecosistemas de la Región Pampeana, Argentina. *Ornitol. Neotrop.* 19: 575–585.

CODESIDO, M., GONZÁLEZ-FISCHER, C., BILENCA, D. 2011. Distributional Changes of Landbird Species in Agroecosystems of Central Argentina. *Condor* 113: 266–273.

COSTA, J., MASSONE, H., MARTÍNEZ, D., SUERO, E., VIDAL, M., BEDMAR, F. 2002. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agric. Water Manag.* 1744: 1–15.

COSTANZA, R., ARGE, R., DE GROOT, R., FARBERK, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., NEILL, R.V.O., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTONKK, P. 1997. The value of the world ' s ecosystem services and natural capital 387: 253–260.

COSTANZA, R., FISHER, B., MULDER, K., LIU, S. TREG, C. 2007. Biodiversity and ecosystem services: A multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production. *Ecol. Econ.* 387: 478–491.

CROSSMAN, N.D., BURKHARD, B., NEDKOV, S., WILLEMEN, L., PETZ, K., PALOMO, I., DRAKOU, E.G., MARTÍN-LOPEZ, B., MCPHEARSON, T., BOYANOVA, K., ALKEMADE, R., EGOH, B., DUNBAR, M.B., MAES, J. 2013. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 4: 4–14.

DAIGNEAULT, C., NICHOLS, K., HALL, M. 2012. The Importance of Wetlands in Ecosystem Services: with Special Attention on Flood Attenuation, Carbon Sequestration, Hydrogeology, Water Quality, Biodiversity, and Social and Local Values. ERSC 3160H - Wetl. Final Rep. pp. 1–55.

DAILY, G., MATSON, P. 2008. Ecosystem services: from theory to implementation. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 105: 9455–9456.

DAUBER, J., HIRSCH, M., SIMMERING, D., WALDHARDT, R., OTTE, A., WOLTERS, V. 2003. Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98: 321–329.

DE BEENHOUWER, M., AERTS, R., HONNAY, O. 2013. A global meta-analysis of the biodiversity and ecosystem service benefits of coffee and cacao agroforestry. *Agric. Ecosyst. Environ.* 175: 1–7.

DE GROOT, R., ALKEMADE, R., BRAAT, L., HEIN, L., WILLEMEN, D. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 7: 260–272.

DE GROOT, R., BLIGNAUT, J., VAN DER PLOEG, S., ARONSON, J., ELMQVIST, T., FARLEY, J. 2013. Benefits of Investing in Ecosystem Restoration. *Conserv. Biol.* 27: 1286–1293.

DE GROOT, R., WILSON, M., BOUMANS, R. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* 41: 393–408.

DE MARCO, S., BARRAL, M., BAZZINI, S., BELTRAME, O., BO, J., LOPEZ DE ARMENTIA, A., SOLLAZO, M., MARCOVECCHIO, J. 2012. Vulnerabilidad de cuerpos de aguas superficiales en el sudeste de la provincia de Buenos Aires: estudio preliminar. En: 2° Reunión Argentina de Geoquímica de La Superficie. Bahía Blanca, pp. 6.

DÍAZ, S., QUÉTIER, F., CÁCERES, D.M., TRAINOR, S.F., PÉREZ-HARGUINDEGUY, N., BRET-HARTE, M.S., FINEGAN, B., PEÑA-CLAROS, M., POORTER, L. 2011. Linking functional diversity and social actor strategies in a framework for interdisciplinary analysis of nature's benefits to society. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 108: 895–902.

DOSSKEY, M.G. 2001. Toward Quantifying Water Pollution Abatement in Response to Installing Buffers on Crop Land 28: 577–598.

EGOH, B., DRAKOU, E.G., DUNBAR, M.B., MAES, J. 2012. Indicators for mapping ecosystem services: a review. Publications Office of the European Union, Luxemburg.

EGOH, B., REYERS, B., ROUGET, M., BODE, M., RICHARDSON, D. 2009. Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa. *Biol. Conserv.* 142: 553–562.

Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Richardson, D.M., Le Maitre, D.C., van Jaarsveld, A.S. 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agric. Ecosyst. Environ.* 127: 135–140.

EIGENBROD, F., ARMSWORTH, P.R., ANDERSON, B.J., HEINEMEYER, A., GILLINGS, S., ROY, D.B., THOMAS, C.D., GASTON, K.J. 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *J. Appl. Ecol.* 47: 377–385.

EWERS, R.M., DIDHAM, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 81: 117–42.

FELTON, A., KNIGHT, E., WOOD, J., ZAMMIT, C., LINDENMAYER, D. 2010. A meta-analysis of fauna and flora species richness and abundance in plantations and pasture lands. *Biol. Conserv.* 143: 545–54.

FERRARO, D., PIÑEIRO, G., LATERRA, P., NOGUÉS, A., DE PRADA, J. 2011. Aproximaciones y herramientas para la evaluación de servicios ecosistémicos. En: *Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, Herramientas Y Aplicaciones Para El Ordenamiento Territorial*. pp. 673.

FILLOY, J., BELLOCQ, M. 2007. Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. *Agric. Ecosyst. Environ.* 120: 291–298.

FISHER, B., TURNER, K., MORLING, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol. Econ.* 68: 643–653.

FOHRER, N., HAVERKAMP, K., ECKHARDT, H., FREDE, G. 2001. Hydrologic Response to land use changes on the catchment scale. *Phys. Chem. Earth, Part B Hydrol. Ocean. Atmos.* 26: 577–582.

FOLEY, J., RAMANKUTTY, N., BRAUMAN, K., CASSIDY, E., GERBER, J., JOHNSTON, M., MUELLER, N., CONNELL, C., RAY, D., WEST, P., BALZER, C., BENNETT, E., SHEEHAN, J., SIEBERT, S., CARPENTER, S., HILL, J., MONFREDA, C., POLASKY, S., ROCKSTRO, J., TILMAN, D., ZAKS, D. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478: 337–342.

FU, B., WANG, Y.K., XU, P., YAN, K. 2013. Mapping the flood mitigation services of ecosystems – A case study in the Upper Yangtze River Basin. *Ecol. Eng.* 52: 238–246.

GALLOPÍN, G. 2004. *La sostenibilidad ambiental del desarrollo en Argentina: tres futuros*. Vol. 91. United Nations Publications.

GARCÍA-NIETO, A., GARCÍA-LLORENTE, M., INIESTA-ARANDIA, I., MARTÍN-LÓPEZ, B. 2013. Mapping forest ecosystem services: From providing units to beneficiaries. *Ecosyst. Serv.* 4: 126–138.

GASPARRI, N.I., GRAU, H.R. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *For. Ecol. Manage.* 258: 913–921.

GILLER, P., DONOVAN, G. 2002. Biodiversity and ecosystem function: Do species matter? *Biol. Environ. Proc. R. Irish Acad.* 102B: 129–139.

GOMIERO, T., PIMENTEL, D., PAOLETTI, M. 2011. Environmental Impact of Different Agricultural Management Practices: Conventional vs. Organic Agriculture. *CRC. Crit. Rev. Plant Sci.* 30: 95–124.

GRAU, H., GASPARRI, I., AIDE, M. 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environ. Conserv.* 32(02): 140–148.

GREEN, R., CORNELL, S., SCHARLEMANN, J., BALMFORD, A. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science* 307: 550–5.

HAINES-YOUNG, R., POTSCHIN, M. 2010a. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. En: Raffaelli, D., Frid, C. (Eds.), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. BES Ecological Reviews Series, CUP, Cambridge, pp. 110–139.

HAINES-YOUNG, R., POTSCHIN, M. 2010b. Proposal for a Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) for Integrated Environmental and Economic Accounting. European Environment Agency. UK. pp. 30.

HAMER, T.L., FLATHER, C.H., NOON, B.R. 2006. Factors Associated with Grassland Bird Species Richness: The Relative Roles of Grassland Area, Landscape Structure, and Prey. *Landsc. Ecol.* 21: 569–583.

HARPER, H. 1999. Stormwater chemistry and water quality: estimating pollutant loadings and evaluation of best management practices for water quality improvements. *Proc. 6th Bienn. Stormwater Res. Watershed Manag. Conf. Southwest Florida Water Manag. Dist. Tampa, FL.* pp.29.

HAUCK, J., GÖRG, C., VARJOPURO, R., RATAMÄKI, O., MAES, J., WITTMER, H., JAX, K. 2013. “Maps have an air of authority”: Potential benefits and challenges of ecosystem service maps at different levels of decision making. *Ecosyst. Serv.* 4: 25–32.

HAUER, F., SMITH, R. 1998. The hydrogeomorphic approach to functional assessment of riparian wetlands: Evaluating impacts and mitigation on river floodplains in the U.S.A. *Freshw. Biol.* 40: 517–530.

HEATH, M., RAYMEM, M. 2003. Using bird data to develop biodiversity indicators for agriculture. *Agriculture and biodiversity*. En: *Developing indicators for policy analysis*. pp. 105-132.

HECTOR, A., BAGCHI, R. 2007. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* 448: 188–90.

Hedges, L., Gurevitch, J., Curtis, P. 1999. The Meta-Analysis of Response Ratios in Experimental Ecology *THE ME*. *Ecology* 80: 1150–1156.

HEIN, L., VAN KOPPEN, K., DE GROOT, R.S., VAN IERLAND, E.C. 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecol. Econ.* 57: 209–228.

HERRERA, L., LATERRA, P., MACEIRA, N., ZELAYA, K., MARTINEZ, G. 2009. Fragmentation Status of Tall-Tussock Grassland Relicts in the. *Rangel. Ecol. Manag.* 62: 73–82.

HERRERA, L., PANIGATTI, J., BARRAL, P., BLANCO, D. 2013. Biocombustibles en Argentina Impactos de la producción de soja sobre los humedales y el agua. Buenos Aires. pp. 60.

HERZON, I., O'HARA, R.B. 2007. Effects of landscape complexity on farmland birds in the Baltic States. *Agric. Ecosyst. Environ.* 118: 297–306.

HOLE, D., PERKINS, A., WILSON, J., ALEXANDER, I., GRICE, P., EVANS, A. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biol. Conserv.* 122: 113–130.

HOLLAND, R., EIGENBROD, F., ARMSWORTH, P., ANDERSON, B., THOMAS, C., HEINEMEYER, A., GILLINGS, S., ROY, D., GASTON, K. 2011. Spatial covariation between freshwater and terrestrial ecosystem services. *Ecol. Econ.* 102: 2034–2048.

HOLT-GIMÉNEZ, E. 2002. Measuring farmers' agroecological resistance after Hurricane Mitch in Nicaragua: a case study in participatory, sustainable land management impact monitoring. *Agric. Ecosyst. Environ.* 93: 87–105.

HOOPER, D., CHAPIN, S., EWEL, J., HECTOR, P., INCHAUSTI, S., LAVOREL, J., LAWTON, D., LODGE, M., LOREAU, S., NAEEM, B., SCHMID, H. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol. Monogr.* 75: 3–35.

ILSTEDT, U., MALMER, A., VERBEETEN, E., MURDIYARSO, D. 2007. The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: a systematic review and meta-analysis. *For. Ecol. Manage.* 251: 45–51.

INTA, SAGPyA. 1989. Mapa de suelos de la provincia de Buenos Aires. Edipubli, Buenos Aires.

IPCC. 2006a. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Institute for Global Environmental Strategies, Japan. pp. 66.

IPCC. 2006b. Generic methodologies applicable to multiple land-use categories, in: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. pp. 1–59.

IRIGOYEN, A., SUERO, E., GARDIOL, J. 1997. Tendencia y estacionalidad de la precipitación en Balcarce. [En línea] < <http://www.cbmet.com/cbm-files/13-e2b926427143050f226e6f81d9f96abc.pdf>> [Consulta: Enero 2014]

JEJE, Y. 2006. Export Coefficients for Total Phosphorus, Total Nitrogen and Total Suspended Solids in the Southern Alberta Region. *Alberta Environ.* pp. 27.

JOBAGY, E. 2011. Servicios hídricos de los ecosistemas y su relación con el uso de la tierra en la llanura Chaco-Pampeana. En: Valoración de Servicios Ecosistémicos:

Conceptos, Herramientas Y Aplicaciones Para El Ordenamiento Territorial. pp.163-183.

JOBÁGY, E.G., NOSETTO, M.D., SANTONI, C.S., BALDI, G. 2008. El desafío ecológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecol. Austral* 18: 1–17.

JOENSEN, L., SEMINO, S., PAUL, H. 2005. Argentina: A case study on the impact of genetically engineered soya. How producing RR soya is destroying the food security and sovereignty of Argentina. *Areport Gaia Found.* pp. 30.

JOHNSTON, C., DETENBECK, N., NIEMI, G. 1990. The cumulative effect of wetlands on stream water quality and quantity. A landscape approach. *Biogeochemistry* 10: 105–141.

KADLEC, R., WALLACE, S. 2009. *Treatment Wetlands.* Taylor & Francis Group. New York. pp. 366.

KAMPICHLER, C., BARTHEL, J., WIELAND, R. 2000. Species density of foliage-dwelling spiders in field margins: a simple, fuzzy rule-based model. *Ecol. Modell.* 129: 87–99.

KANDZIORA, M., BURKHARD, B., MULLER, F. 2013. Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. *Ecosyst. Serv.* 4: 47–49.

KLEIJN, D., BAQUERO, R., CLOUGH, Y., DÍAZ, M., ESTEBAN, J., FERNÁNDEZ, F. 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecol. Lett.* 9: 243–254.

KLEIJN, D., SUTHERLAND, W. 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *J. Appl. Ecol.* 40: 947–969.

KOHLER, F., VERHULST, J., VAN KLINK, R., KLEIJN, D. 2008. At what spatial scale do high-quality habitats enhance the diversity of forbs and pollinators in intensively farmed landscapes? *J. Appl. Ecol.* 45: 753–762.

KRUSE, E. 1986. Aspectos geohidrológicos de la región sudoriental de Tandilia. Cuenca de los Arroyos Vivotatá, Las Brusquitas y El Durazno. *Rev. la Asoc. Geológica* 41: 367–384.

LATERRA, P., NAHUELHUAL, L. 2013. Internalización de los servicios ecosistémicos en el ordenamiento territorial rural: bases conceptuales y metodológicas. En: *Servicios Ecosistémicos Hídricos: Estudios de Caso En América Latina Y El Caribe.* pp. 1–40.

LATERRA, P., NAHUELHUAL, L. 2014. Internalización de los servicios ecosistémicos en el ordenamiento territorial rural: bases conceptuales y metodológicas. En: *Ordenamiento Territorial Rural. Conceptos, Métodos Y Experiencias.* FAO, MAGyP y FAUBA, Buenos Aires, pp. 86–106.

LATERRA, P., NAHUELHUAL, L., BARRAL, P., CARMONA, A. 2014. ECOSER: Protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socio-ecológica para el ordenamiento territorial. Documento introductorio. [En línea] www.eco-ser.com.ar [Consulta: Enero 2014]

LATERRA, P., ORÚE, M., BOOMAN, G. 2012. Spatial complexity and ecosystem services in rural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 154: 56–67.

LEÓN, G. 1999. Análisis hidrográfico e hipsométrico de la cuenca alta y media del río Chama, estado Mérida, Venezuela. *Rev. Geográfica Venez.* 40: 9–41.

LEÓN, R. 1991. Geographic limits of the region, Geomorphology and geology, Regional subdivisions, Floristic aspects, Description of the vegetation. En: Coupland, R. (Ed.), *Natural Grasslands: Introduction and Western Hemisphere*. pp. 369–387.

LEVEAU, C.M., LEVEAU, L.M. 2005. Avian community response to urbanization in the Pampean Region, Argentina. *Ornitol Neotrop.* 16: 503-510.

LIM, K.J., SAGONG, M., ENGEL, B., TANG, Z., CHOI, J., KIM, K. 2005. GIS-based sediment assessment tool. *Catena* 64: 61–80.

LIMA, L. 2012. Dinámica del uso de la tierra y Cambios de vulnerabilidad del acuífero a la contaminación en la cuenca del Arroyo Dulce, Provincia de Buenos Aires. Tesis doctoral. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional de Rosario. Rosario, Argentina. pp. 239.

LIMA, L., ZELAYA, K., LATERRA, P., MASSONE, H., MACEIRA, N. 2011. A dynamic simulation model of land cover in the Dulce Creek Basin, Argentina. *Procedia Environ. Sci.* 7: 194–199.

LOGSDON, R., CHAUBEY, I. 2013. A quantitative approach to evaluating ecosystem services. *Ecol. Modell.* 257: 57–65.

LÓPEZ, R. 2009. Aplicación y análisis de un sistema experto basado en lógica difusa para la evaluación del hábitat de peces nativos en el Río Huequecura. Tesis de Magister Scientiae. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile. Chile. pp. 237.

MACEIRA, N., ZELAYA, K. 2014. Plan de Ordenamiento Ambiental Territorial Rural (POATR) del Partido de Balcarce. Fichas de sistematización de información de proyectos vinculados al ordenamiento territorial rural en la Argentina (ficha 5: Balcarce, Buenos aires). En: *Ordenamiento Territorial Rural. Conceptos, Métodos Y Experiencias*. pp. 432–440.

MACEIRA, N., ZELAYA, K., ALVAREZ, C., MUÑOZ, C., BRUNO, M., OVIEDO, C., VERNETTI, A., VIDELA, C., PICONE, L., MULVANY, S., PASTORE, P., ROMERA, N., BORRÁS, G., CAMBARERI, S., ALVAREZ MANZANEDA, E., CUFRE, C., TRIBÓ, J., ELVERDÍN, J., CALVO, J., MURILLO, N., GUIDO, S., AMBRÚSTOLO, M. 2011. Desarrollo de un plan de ordenamiento territorial rural participativo en el Partido de Balcarce (provincia de Buenos Aires, Argentina). En: *1º Jornadas Internacionales Sociedad Estado Y Universidad. Mesa 12: Desarrollo Territorial Y Medio Ambiente*.

MAES, J., EGOH, B., WILLEMEN, L., LIQUETE, C., VIHERVAARA, P., SCHÄGNER, J., GRIZZETTI, B., DRAKOU, E., NOTTE, A., ZULIAN, G., BOURAOU, F., LUISA PARACCHINI, M., BRAAT, L., BIDOGLIO, G. 2012. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosyst. Serv.* 1: 31–39.

MAGyP, 2012. Bases para el ordenamiento del territorio rural argentino. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Buenos Aires. pp. 40.

MANUEL-NAVARRETE, D., GALLOPÍN, G.C., BLANCO, M., DÍAZ-ZORITA, M., FERRARO, D.O., HERZER, H., LATERRA, P., MURMIS, M.R., PODESTÁ, G.P., RABINOVICH, J., SATORRE, E.H., TORRES, F., VIGLIZZO, E.F. 2009. Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas. *Environ. Dev. Sustain.* 11: 621–638.

MARTINEZ, G. 1999. Tecnología, subsistencia y asentamientos en el curso medio del río Quequén Grande: un enfoque arqueológico. Tesis doctoral inédita. Departamento de Postgrado de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata. La Plata.

MARTÍNEZ-HARMS, M., BALVANERA, P. 2012. Methods for mapping ecosystem service supply : a review. *Int. J. Biodivers. Sci., Ecosyst. Serv. Manag.* 8: 17–25.

MASTRANGELO, M., WEYLAND, F., VILLARINO, S., BARRAL, M., NAHUELHUAL, L., LATERRA, P. 2013. Concepts and methods for landscape multifunctionality and a unifying framework based on ecosystem services. *Landsc. Ecol.* 29: 345–358.

MATHWORKS. 2006. Software Matlab.

MCDONALD, R. 2009. Ecosystem service supply and demand along the urban-to-rural gradient. *J. Conserv. Plan.* 5: 1–14.

MCFARLAND, A., HAUCK, L. 2001. Determining nutrient export coefficients and source loading uncertainty using in-stream monitoring data. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 37: 223–236.

MCGARIGAL, K., MCCOMB, W. 2010. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological monographs*, 65(3): 235-260.

MELI, P., REY BENAYAS, J., BALVANERA, P., MARTÍNEZ RAMOS, M. 2014. Restoration enhances wetland biodiversity and ecosystem service supply, but results are context dependent: A meta-analysis. *PLoS One* 9: 1–9.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC. pp. 54.

MONCAUT, C. 2001. Inundaciones y Sequías en la Pampa Bonaerense 1576-2001. Editorial El Aljibe. pp. 108.

MORELLO, J., MATEUCCI, S., RODRÍGUEZ, F., SILVA, M. 2012. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos. Buenos Aires. Pp. 753.

MORENO-MATEOS, D., POWER, M., COMÍN, F., YOCKTENG, R. 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biol.* 10: 1–8.

MORRISON, E., LINDELL, C. 2011. Active or Passive Forest Restoration? Assessing Restoration Alternatives with Avian Foraging Behavior. *Restor. Ecol.* 19: 170–177.

MUÑOZ-CARPENA, R., PARSONS, J. 2003. VFSMOD-W. Vegetative Filter Strips Hydrol- og and Sediment Transport Modelling System.

NAHUELHUAL, L., LATERRA, P., CARMONA, A., BURGOS, N., JARAMILLO, A., BARRAL, M., MASTRÁNGELO, M., VILLARINO, S. 2013. Evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos: una revisión y análisis de enfoques metodológicos. En: *Servicios Ecosistémicos Hídricos: Estudios de Caso En América Latina Y El Caribe*. Valdivia. pp. 21-38.

NAIDOO, R., BALMFORD, A, COSTANZA, R., FISHER, B., GREEN, R.E., LEHNER, B., MALCOLM, T.R., RICKETTS, T.H. 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 105: 9495–500.

NAROSKY, T., DI GIACOMO, A. 1993. Las aves de la provincia de Buenos Aires. Distribución y Estatus. Asociación Ornitológica del Plata. Vázquez Mazzini Editores y LOLA. Buenos Aires.

NAVARRETE, C., MADRID, A., SÁNCHEZ, M., NAVARRO, I., CANTOS, F., LARA, D., VERTEDOR, C., MARTÍNEZ, J. 2009. Protección de las aguas subterráneas empleadas para consumo humano según los requerimientos de las Directiva Marco. pp. 100.

NEITSCH, S., ARNOLD, J., KINIRY, J., WILLIAMS, J. 2005. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2005.

NELSON, E., MENDOZA, G., REGETZ, J., POLASKY, S., TALLIS, H., CAMERON, DR., CHAN, K.M., DAILY, G.C., GOLDSTEIN, J., KAREIVA, P.M., LONSDORF, E., NAIDOO, R., RICKETTS, T.H., SHAW, M. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Front. Ecol. Environ.* 7: 4–11.

NRCS, 1986. Technical Report 55, Urban Hydrology for Small Watersheds. Washington, DC.

NÚÑEZ, D., NAHUELHUAL, L., OYARZÚN, C. 2006. Forests and water: The value of native temperate forests in supplying water for human consumption. *Ecol. Econ.* 58: 606–616.

ODUM, E. 1984. Properties of Agroecosystems, in: Lowrance, R., Stinner, B., House, J. (Eds.), *Agricultural Ecosystems. Unifying Concepts*. John Wiley and Sons, New York, pp. 5–11.

OGAWA, H., MALE, J. 1986. Simulating the Flood Mitigation Role of Wetlands. *J. Water Resour. Plann. Manag.* 112: 114–128.

ORÚE, M.E., BOOMAN, G., PEDRO, L. 2011. Uso de la tierra, configuración del paisaje y el filtrado de sedimentos y nutrientes por humedales y vegetación ribereña. En: Lateral, P., Jobbágy, E., Paruelo, J.M. (Eds.). Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, Herramientas Y Aplicaciones Para El Ordenamiento Territorial. INTA. pp. 237–264.

OSTROM, E. 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science* 325: 419–422.

OUYANG, D., BARTHOLIC, J. 1997. Predicting sediment delivery ratio in Saginaw bay watershed. 22nd. Natl. Assoc. Environ. Prof. Conf. Proc. pp.659–671.

PALOMO, I., MARTÍN-LÓPEZ, B., MONTES, C. 2008. Mapping ecosystem services: current trends. En: ACES 2008: A Conference on Ecosystems Services. Florida.

PALOMO, I., MARTÍN-LÓPEZ, B., POTSCHIN, M., HAINES-YOUNG, R., MONTES, C. 2013. National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows. *Ecosyst. Serv.* 4: 104–116.

PARUELO, J., JOBBÁGY, E., LATERRA, P., DIEGUEZ, H., COLLAZO, M., PANIZZA, A. (Eds.). 2014. Ordenamiento territorial rural. Conceptos, métodos y experiencias. FAO, MAGyP y FAUBA, Buenos Aires.

PARUELO, J., VERÓN, S., VOLANTE, J., SEGHEZZO, L., VALLEJOS, M., AGUIAR, S., AMDAN, L., BALDASSINI, P., CIUFFOLI, L., HUYKMAN, C., DAVANZO, B., GONZÁLEZ, J., LANDESMANN, J., PICARDI, D. 2011. Elementos conceptuales y metodológicos para la Evaluación de Impactos Ambientales Acumulativos (EIAAc) en bosques subtropicales. El caso del este de Salta, Argentina. *Ecol. Austral* 21: 163–178.

PENGUE, W. 2005. Transgenic Crops in Argentina: The Ecological and Social Debt. *Bull. Sci. Technol. Soc.* 25: 314–322.

PERUZZO, P., PORTA, A., RONCO, A. 2008. Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic region of Argentina. *Environ. Pollut.* 156: 60–61.

PHALAN, B., ONIAL, M., BALMFORD, A., GREEN, R. 2011. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science* 333: 1289–91.

PILGRIM, E., MACLEOD, C., BEAUMONT, D., BLACKWELL, M., BOL, R., DEL PRADO, A., GRIFFITH, B., ORR, R., SHEPHERD, A., WU, L., FIRBANK, L. 2010. Learning how to model ecosystem trade-offs at the farm scale. En: International Congress on Environmental Modelling and Software. Ottawa.

PINHEIRO, J., BATES, D. 2000. Mixed Effects Models in S and S-Plus. Springer. pp. 523.

POCEWICZ, A., NIELSEN-PINCUS, M., GOLDBERG, C., JOHNSON, M., MORGAN, P. 2008. Predicting land use change: comparison of models based on landowner surveys and historical land cover trends. *Landsc. Ecol.* 23: 195–210.

POWER, A. 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 365: 2959–2971.

PÖYRY, J., LINDGREN, S., SALMINEN, J., KUUSSAARI, M. 2004. Restoration of Butterfly and Moth Communities in Semi-Natural Grasslands By Cattle Grazing. *Ecol. Appl.* 14: 1656–1670.

PYKALA, J. 2003. Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. *Biodivers. Conserv.* 12: 2211–2226.

PYWELL, R., BULLOCK, J., HOPKINS, A., WALKER, K., SPARKS, T., BURKE, M., PEEL, S. 2002. Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *J. Appl. Ecol.* 39: 294–309.

PYWELL, R., MEEK, W., WEBB, N., PUTWAIN, P., BULLOCK, J. 2011a. Long-term heathland restoration on former grassland: The results of a 17-year experiment. *Biol. Conserv.* 144: 1602–1609.

PYWELL, R., MEEK, W.R., LOXTON, R.G., NOWAKOWSKI, M., CARVELL, C., WOODCOCK, B. 2011b. Ecological restoration on farmland can drive beneficial functional responses in plant and invertebrate communities. *Agric. Ecosyst. Environ.* 140: 62–67.

PYWELL, R., WARMAN, E., HULMES, L., HULMES, S., NUTTALL, P., SPARKS, T.H., CRITCHLEY, C.N.R., SHERWOOD, A. 2006. Effectiveness of new agri-environment schemes in providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biol. Conserv.* 129: 192–206.

R, C.T., 2012. R: A language and environment for statistical computing.

RALPH, C., GEUPEL, R., PYLE, P., MARTIN, T., DESANTE, D., MILA, B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves silvestres. Gen. Tech. Rep. Albany. pp. 46.

RAUDSEPP-HEARNE, C., PETERSON, G., BENNETT, E. 2010a. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 107 : 5242–7.

RAUDSEPP-HEARNE, C., PETERSON, G., TENGÖ, M., BENNETT, E., HOLLAND, T., BENESSAIAH, K., MACDONALD, G., PFEIFER, L. 2010b. Untangling the Environmentalist's Paradox: Why Is Human Well-being Increasing as Ecosystem Services Degrade? *Bioscience* 60: 576–589.

REICH, P., TILMAN, D., ISBELL, F., MUELLER, K., HOBBIE, S., FLYNN, D., EISENHAUER, N. 2012. Impacts of Biodiversity Loss Escalate Through Time as Redundancy Fades. *Science* 336: 589–592.

RENARD, K., FOSTER, G., WEESIES, G., PORTER, J. 1991. RUSLE: Revised Universal Erosion Equation. *J. Soil Water Conserv.* 46: 30–33.

REY BENAYAS, J., BULLOCK, J. 2012. Restoration of Biodiversity and Ecosystem Services on Agricultural Land. *Ecosystems* 15: 883–899.

REY BENAYAS, J., BULLOCK, J., NEWTON, A. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Front. Ecol. Environ.* 6 : 329–336.

REY BENAYAS, J., CARNIAN, E., NORIAN, E. 2009. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science* 325(5944): 1121-1124.

REYNOSO, L., SASAL, C., PORTELA, S., ANDRIULO, A. 2005. Vulnerabilidad del acuífero pampeano a la contaminación en el norte de la provincia de Buenos Aires. Aplicación de la metodología Drastic. *RIA. Rev. Investig. Agropecu.* 34: 85-99.

RICKETTS, T., DAILY, G., EHRLICH, P., MICHENER, C. 2004. Economic value of tropical forest to coffee production. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 101: 12579–12582.

RIQUIER, J., BRAMAO, L., CORNET, S. 1970. A new system or soil appraisal in terms of actual and potential productivity: FAO Soil Resources, Development and Conservation Service. FAO.

ROA-LOBO, J., KAMP, U. 2012. Uso del índice topográfico de humedad (ITH) para el diagnóstico de la amezana por desborde fluvial, estado Trujillo-Venezuela. *Rev. Geográfica Venez.* 53: 109–126.

RODRÍGUEZ, J., BEARD, T., BENNETT, E., CUMMING, G., CORK, S., AGARD, J., DOBSON, A., PETERSON, G. 2006. Trade-offs across Space, Time, and Ecosystem Services. *Ecol. Soc.* 11 (1): 28.

ROSENBERG, M., ADAMS, C., GUREVITCH, J. 2000. MetaWin statistical software for meta-analysis version 2. Sinauer Associates, Massachusetts.

ROTHSTEIN, H., STUTTON, A., BORENSTEIN, M. 2005. Publication Bias in Meta-Analysis. Prevention, Assessment and Adjustments, John Wiley. ed. pp. 7.

RUNDLÖF, M., EDLUND, M., SMITH, H. 2010. Organic farming at local and landscape scales benefits plant diversity. *Ecography* 33: 514–522.

SAGPyA, 2002. Censo Nacional Agropecuario 2002.

SALAZAR, J., MOSCATELLI, G., CUENCA, M., FERRAO, R., GODAGNONE, R., GRIMBERG, H., SANCHEZ, J., 1980. Carta de suelos de la provincia de Buenos Aires, Argentina. 1: 500.000. Buenos Aires.

SAUNDERS, D.L., KALFF, J. 2001. Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers. *Hydrobiologia* 443: 205–212.

SCHRAG, A., ZACCAGNINI, M.E., CALAMARI, N., CANAVELLI, S. 2009. Climate and land-use influences on avifauna in central Argentina: Broad-scale patterns and implications of agricultural conversion for biodiversity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 132: 135–142.

SCOTTA, E., PAPAROTTI, O. 1989. Manual de sistematización de tierras para control de erosión hídrica y aguas superficiales excedentes. EERA INTA Paraná, serie didáctica n° 17. pp. 57.

SEILER, R., HAYES, M., BRESSAN, L. 2002. Using the standardized precipitation index for flood risk monitoring. *Int. J. Climatol.* 22: 1365–1376.

SEPPELT, R., DORMANN, C., EPPINK, F., LAUTENBACH, S., SCHMIDT, S. 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *J. Appl. Ecol.* 48: 630–636.

SER, 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. [En línea] <<http://www.ser.org/>> [Consulta: Marzo 2014]

SERNA-CHAVEZ, H., SCHULP, C., VAN BODEGOM, P., BOUTEN, W., VERBURG, P., DAVIDSON, M. 2014. A quantitative framework for assessing spatial flows of ecosystem services. *Ecol. Indic.* 39: 24–33.

SHERROUSE, B., CLEMENT, J., SEMMENS, D. 2011. A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services. *Appl. Geogr.* 31: 748–760.

SIGA-INTA. 2014. Sistema de Información y Gestión Agrometeorológico [En línea] <http://sig2.inta.gov.ar/> (accessed 3.3.14).

SKOP, E., SØRENSEN, P.B. 1998. GIS-based modelling of solute fluxes at the catchment scale: a case study of the agricultural contribution to the riverine nitrogen loading in the Vejle Fjord catchment, Denmark 106: 291–310.

SØRENSEN, R., ZINKO, U., SEIBERT, J. 2006. On the calculation of the topographic wetness index: evaluation of different methods based on field observations. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 10: 101–112.

SRIVASTAVA, D., VELLEND, M. 2005. Biodiversity-Ecosystem function research: Is it relevant to Conservation? *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 36: 267–294.

STEINER, N.C., KÖHLER, W. 2003. Effects of landscape patterns on species richness—a modelling approach. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98: 353–361.

STÜRCK, J., POORTINGA, A., VERBURG, P. 2014. Mapping ecosystem services: The supply and demand of flood regulation services in Europe. *Ecol. Indic.* 38: 198–211.

SUERO, E., SANTA CRUZ, J., BUSSO, S., DELLA MAGIORA, A., IRIGOYEN, A., GARDIOL, J. 2000. Caracterización de los recursos naturales en sistemas bajo riego del sudeste bonaerense. *RIA. Rev. Investig. Agropecu.* 30: 71–91.

SWIFT, M.J., IZAC, M., VAN NOORDWIJK, M. 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? *Agric. Ecosyst. Environ.* 104: 113–134.

SYRBE, R., WALZ, U. 2012. Spatial indicators for the assessment of ecosystem services: Providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics. *Ecol. Indic.* 21: 80–88.

TALLIS, E.H., RICKETTS, T., AUTHORS, C., ENNAANAY, D., NELSON, E., VIGERSTOL, K., MENDOZA, G., WOLNY, S., OLWERO, N., AUKEMA, J., FOSTER,

J., FORREST, J., CAMERON, D., TALLIS, C. 2008. InVEST 1.003 Beta User's Guide: Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs. pp. 125.

TALLIS, H., RICKETTS, T., NELSON, E., ENNAANAY, D., WOLNY, S., OLWERO, N., VIGERSTOL, K., PENNINGTON, D., MENDOZA, G., AUKEMA, J., FOSTER, J., FORREST, J., CAMERON, D., ARKEMA, K., LONSDORF, E., KENNEDY, C. 2010. InVEST 1.004 Beta User's Guide: Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs. The Natural Capital Project, Stanford.

TARBOTON, D.G. 1997. A new method for the determination of flow direction and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resources Research* 33: 309–319.

TARBOTON, D.G., Mohammed, I. 2013. Quick start guide to using the TauDEM ArcGIS toolbox. [En línea] < www.hydrology.usu.edu/taudem > [Consulta: Noviembre 2013]

TSCHARNTKE, T., CLOUGH, Y., WANGER, T., JACKSON, L., MOTZKE, I., PERFECTO, I., VANDERMEER, J., WHITBREAD, A. 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biol. Conserv.* 151: 53–59.

TSCHARNTKE, T., KLEIN, A.M., KRUESS, A., STEFFAN-DEWENTER, I., THIES, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity and ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8: 857–874.

TUCK, S., WINQVIST, C., MOTA, F., AHNSTRÖM, J., TURNBULL, L., BENGTSSON, J. 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 51: 746–755.

TURNER, W., BRANDON, K., BROOKS, T., COSTANZA, R., FONSECA, G., PORTELA, R., GUSTAVO, A. 2007. Global Conservation of Biodiversity and Ecosystem Services. *Bioscience* 57: 868–873.

USDA. 2013. USDA Agricultural Projections to 2022. United States Dep. Agric. pp. 105.

VANONI, V. 1975. Sedimentation Engineering. Manual and Report No. 54. Environmental and Water Resources Institute. New York. pp. 418.

VERHULST, J., BÁLDI, A., KLEIJN, D. 2004. Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. *Agric. Ecosyst. Environ.* 104: 465–473.

VERÓN, S., JOBBÁGY, E., GASPARRI, I., KANDUS, P., EASDALE, M., BILENÇA, D., MURILLO, N., BELTRÁN, J., CISNEROS, J., LOTTICI, V., MANCHADO, J., ORÚE, E., JEFFREY, T. 2011. Complejidad de los servicios ecosistémicos y estrategias para abordarla. En: *Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, Herramientas Y Aplicaciones Para El Ordenamiento Territorial*. pp. 659-672.

VIGLIZZO, E., CARREÑO, L., PEREYRA, H., RICARD, F., CLATT, J., PINCÉN, D. 2010. Dinámica de la frontera agropecuaria y cambio tecnológico. En: *Expansión de La Frontera Agropecuaria En Argentina Y Su Impacto Ecológico-Ambiental*. pp. 9–16.

VIGLIZZO, E., CARREÑO, L., VOLANTE, J., MOSCHIARO, M. 2011. Valuación de bienes y servicios ecosistémicos: ¿verdad objetiva o cuento de la buena pipa? En: *Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, Herramientas Y Aplicaciones Para El Ordenamiento Territorial*. pp. 17-38.

VIGLIZZO, E., FRANK, F. 2010. Erosión del suelo y contaminación del ambiente. En: *Expansión de La Frontera Agropecuaria En Argentina Y Su Impacto Ecológico-Ambiental*. pp. 37-42.

VIGLIZZO, E., LÉRTORA, F., PORDOMINGO, A., BERNARDOS, J., ROBERTO, Z., DEL VALLE, H. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agric. Ecosyst. Environ.* 83: 65-81.

VIGLIZZO, E.F., FRANK, F.C. 2006. Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecol. Econ.* 57: 140-151.

VILÁ, M., ESPINAR, J., HEJDA, M., HULME, P., VOJTE, J. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecol. Lett.* 14: 702-708.

VILLA, F., BAGSTAD, K., VOIGT, B., JOHNSON, G., PORTELA, R., HONZÁK, M., BATKER, D. 2014. A methodology for adaptable and robust ecosystem services assessment. *PLoS One* 9: e91001.

VILLARINO, S.H., STUDDERT, G.A., LATERRA, P., CENDOYA, M.G. 2014. Agricultural impact on soil organic carbon content: Testing the IPCC carbon accounting method for evaluations at county scale. *Agric. Ecosyst. Environ.* 185: 118-132.

WADE, M., GURR, G., WRATTEN, S. 2008. Ecological restoration of farmland: progress and prospects. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 363: 831-47.

WANG, Y., FU, B., LÜ, Y., CHEN, L. 2011. Effects of vegetation restoration on soil organic carbon sequestration at multiple scales in semi-arid Loess Plateau, China. *Catena* 85: 58-66.

WEYLAND, F., BAUDRY, J., GHERSA, C. 2012. A fuzzy logic method to assess the relationship between landscape patterns and bird richness of the Rolling Pampas. *Landsc. Ecol.* 27: 869-885.

WIELAND, R., MIRSCHEL, W., GROTH, K., PECHENICK, A., FUKUDA, K. 2011. A new method for semi-automatic fuzzy training and its application in environmental modeling. *Environ. Model. Softw.* 26: 1568-1573.

WINQVIST, C., BENGTSSON, J., AAVIK, T., BERENDSE, F., CLEMENT, L., EGGERS, S., FISCHER, C., FLOHRE, A., GEIGER, F., LIIRA, J., PÄRT, T., THIES, C., TSCHARNTKE, T., WEISSER, W., BOMMARCO, R. 2011. Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *J. Appl. Ecol.* 48: 570-579.

WISCHMEIER, W., SMITH, D. 1978. Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. *Agriculture Handbooks (USA) No. 537*. pp. 62.

YIN, R., ZHAO, M. 2012. Ecological restoration programs and payments for ecosystem services as integrated biophysical and socioeconomic processes—China's experience as an example. *Ecol. Econ.* 73: 56–65.

ZACCAGNINI, E., THOMPSON, J., BERNARDOS, N., CALAMARI, N. 2011. Riqueza, ocupación y roles funcionales potenciales de las aves en relación a los usos de la tierra y la productividad de los agroecosistemas: un ejemplo en la ecorregión pampeana. En: *Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, Herramientas Y Aplicaciones Para El Ordenamiento Territorial*. pp. 185-220.

ZELAYA, K. 2011. Descripción y modelización de la dinámica del uso de la tierra en la Cuenca Hidrológica de Mar Chiquita. Tesis Magister Scientiae. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Balcarce, Argentina. pp.181.

ZELAYA, K., CABRIA, F. 2008. Relación entre el uso del suelo y la capacidad de uso de las tierras. En: Barbosa OA (Ed.) *Resúmenes del 21º Congreso Argentino de La Ciencia Del Suelo*. Asociación Argentina de la Ciencia del suelo, Buenos Aires.

ZHANG, L., DAWES, W., WALKER, G. 1999. Predicting the effect of vegetation changes on catchment average water balance. Technical report 99/12. Cooperative research centre for catchment hydrology. 35pp.

ZINKO, U., SEIBERT, J., DYNESIUS, M., NILSSON, C. 2005. Plant Species Numbers Predicted by a Topography-based Groundwater Flow Index. *Ecosystems* 8: 430–441.

Apéndice

Tablas y figuras con información suplementaria del capítulo II

Tabla I. Precipitaciones anuales acumuladas para los años empleados en el análisis.

Años \ Estaciones	1986-1987	1998-1999	1999-2000	2000-2001	2001-2002	2002-2003	2003-2004	2004-2005
Tandil	704,4	986,1	757,5	706,5	1026,7	1309,6	941	752,8
General Pueyrredón	834	849	789,3	1040,5	1040,5	788,8	Sin dato	Sin dato
Balcarce	855,6	792,5	690,8	1024,8	1250,9	1342,2	1129,1	787,6
Maipú	981,5	929	768	Sin dato	Sin dato	Sin dato	Sin dato	Sin dato
Ayacucho	1021	726,2	623,8	Sin dato	Sin dato	Sin dato	Sin dato	Sin dato
Promedio	879	857	726	924	1106	1147	1035	770

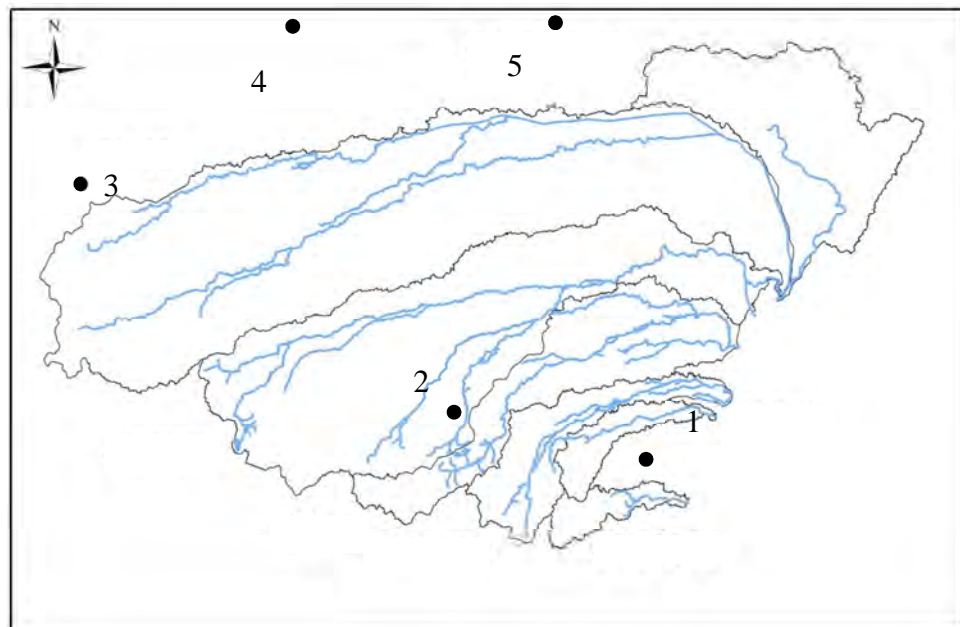


Figura I. Ubicación de las estaciones meteorológicas. 1: General Pueyrredón, 2: Balcarce, 3: Tandil, 4: Ayacucho y 5: Maipú

Tablas con información suplementaria del capítulo III

Tabla II. Avifauna registrada en el muestreo de campo. La taxonomía sigue la nomenclatura establecida por BirdLife International (2010) The BirdLife checklist of the birds of the world, with conservation status and taxonomic sources. Version 3. http://www.birdlife.org/datazone/species/downloads/BirdLife_Checklist_Version_3.zip

Nombre vulgar	Especie	Abundancia	Constancia
ORDEN: STRUTHIONIFORMES			
FAMILIA: RHEIDE			
Ñandú		7	2,9
ORDEN: TINAMIFORMES			
FAMILIA: TINAMIDAE			
Colorada	<i>Rhynchotus rufescens</i>	86	51,4
Inambú	<i>Nothura maculosa</i>	72	52,9
ORDEN: ANSERIFORMES			
FAMILIA: ANHIMIDAE			
Chajá	<i>Chauna torquata</i>	17	7,1
FAMILIA: ANATIDAE			
Pato maicero	<i>Anas georgica</i>	3	1,4
ORDEN: CICONIIFORMES			
FAMILIA: CICONIDAE			
Cigüeña americana	<i>Ciconia maguari</i>	13	2,9
FAMILIA:			
THRESKIORNITHIDAE			
Cuervillo de cañada	<i>Plegadis chihi</i>	435	20,0
FAMILIA: ARDEIDAE			
Garcita bueyera	<i>Bubulcus ibis</i>	312	24,3
Chiflón	<i>Syrigma sibilatrix</i>	7	5,7
Garcita blanca	<i>Egretta thula</i>	28	10,0
ORDEN: FALCONIFORMES			
FAMILIA: FALCONIDAE			
Carancho	<i>Caracara plancus</i>	75	35,7
Chimango	<i>Milvago chimango</i>	369	80,0
Halconcito colorado	<i>Falco sparverius</i>	10	8,6
FAMILIA: ACCIPITRIDAE			
Milano blanco	<i>Elanus leucurus</i>	2	2,9
Caracolero	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	1	1,4
Gavilán planeador	<i>Circus buffini</i>	18	14,3
Esparvero común	<i>Accipiter striatus</i>	1	1,4
ORDEN: CHARADRIIFORMES			
FAMILIA: CHARADRIIDAE			
Tero común	<i>Vanellus chilensis</i>	393	80,0
FAMILIA: LARIDAE			
Gaviota capucho café	<i>Larus maculipennis</i>	7	4,3
Gaviota capucho gris	<i>Larus cirrocephalus</i>	14	2,9

ORDEN: COLUMBIFORMES				
FAMILIA: COLUMBIDAE				
Paloma doméstica	<i>Columba livia</i>	8		2,9
Paloma picazuro	<i>Patagioenas picazuro</i>	100		11,4
Paloma manchada	<i>Patagioenas maculosa</i>	112		30,0
Paloma Torcaza	<i>Zenaida auriculata</i>	151		55,7
Paloma Torcacita	<i>Columbina picui</i>	15		10,0
ORDEN: PSITTACIFORMES				
FAMILIA: PSITTACIDAE				
Cotorra	<i>Myiopsitta monachus</i>	88		30,0
ORDEN: CUCULIFORMES				
FAMILIA: CUCULIDAE				
Pirincho	<i>Guira guira</i>	20		12,9
ORDEN: STRIGIFORMES				
FAMILIA: STRIGIDAE				
Lechucita vizcachera	<i>Athene cunicularia</i>	21		12,9
ORDEN: APODIFORMES				
FAMILIA: TROCHILIDAE				
Picaflor común	<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	6		8,6
ORDEN: PICIFORMES				
FAMILIA: PICIDAE				
Carpintero real común	<i>Colaptes melanochloros</i>	2		2,9
Carpintero campestre	<i>Colaptes campestris</i>	28		20,0
ORDEN: PASSERIFORMES				
FAMILIA: TYRANIDAE				
Churrinche	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	4		5,7
Pico de plata	<i>Hymenops perspicillatus</i>	20		10,0
Benteveo	<i>Pitangus sulphuratus</i>	40		32,9
Suirirí real	<i>Tyrannus melancholicus</i>	41		30,0
Tijereta	<i>Tyrannus savana</i>	136		62,9
FAMILIA: FURNARIDAE				
Hornero	<i>Furnarius rufus</i>	95		44,3
Leñatero	<i>Anumbius annumbi</i>	13		11,4
FAMILIA: HIRUNDINIDAE				
Golondrina ceja blanca	<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	451		47,1
Golondrina parda	<i>Progne tapera</i>	1		1,4
Golondrina doméstica	<i>Progne chalybea</i>	5		1,4
Golondrina negra	<i>Progne elegans</i>	1		1,4
Golondrina barranquera	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	2		1,4
Golondrina tijerita	<i>Hirundo rustica</i>	256		52,9
FAMILIA: TROGLODITIDAE				
Ratona aperdizada	<i>Cistothorus platensis</i>	2		1,4
FAMILIA: MIMIDAE				
Calandria	<i>Mimus saturninus</i>	36		24,3
FAMILIA: PASSERIDAE				
Gorrión	<i>Passer domesticus</i>	97		11,4
FAMILIA: MOTACILLIDAE				

Cachirla común	<i>Anthus correndera</i>	95	24,3
FAMILIA: FRINGILLIDAE			
Cabecita negra	<i>Carduelis magellanica</i>	12	4,3
FAMILIA: ICTERIDAE			
Varillero congo	<i>Chrysomus ruficapillus</i>	17	2,9
Pecho amarillo	<i>Pseudoleistes virescens</i>	136	8,6
Tordo músico	<i>Agelaioides badius</i>	6	7,1
Tordo renegrado	<i>Molothrus bonariensis</i>	126	35,7
Varillero ala amarilla	<i>Agelasticus thilius</i>	3	2,9
Pecho colorado	<i>Sturnella superciliaris</i>	52	21,4
Loica común	<i>Sturnella loyca</i>	25	10,0
FAMILIA: EMBERIZIDAE			
Chingolo	<i>Zonotrichia capensis</i>	406	87,1
Misto	<i>Sicalis luteola</i>	699	77,1
Verdón	<i>Embernagra platensis</i>	67	35,7
Corbatita común	<i>Sporophila caerulescens</i>	12	10,0

Tablas con información suplementaria del capítulo IV

Tabla III. Base de datos utilizada en el meta-análisis y las referencias de los 54 estudios incluidos. La última columna indica si la variable respuesta correlaciona positiva o negativamente con la biodiversidad o la provisión de SE.

Referencia*	Tipo de agroecosistema	Acción de restauración	Tipo de acción	Edad de restauración (años)	Estrategia de uso del suelo	País	Tipo de clima	Comparación con el sistema restaurado	SE/ Biodiversidad	Unidad de medida	RR	Varianza	Correlación
Pywell et al. 2006	Rainfed herbaceous crops	Providing foraging habitats on arable field margins	Active	7	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Pollination	Number of visits	6.29	0.01	+
Pywell et al. 2006	Rainfed herbaceous crops	Providing foraging habitats on arable field margins	Active	7	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Pollination	Number of visits	5.59	0.01	+
Pywell et al. 2006	Rainfed herbaceous crops	Providing foraging habitats on arable field margins	Active	7	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of species	4.02	0.04	+
Pywell et al. 2006	Rainfed herbaceous crops	Providing foraging habitats on arable field margins	Active	7	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of species	3.94	0.04	+
Pywell et al. 2006	Rainfed herbaceous crops	Providing foraging habitats on arable field margins	Active	7	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Pollination	Number of visits	3.63	0.01	+
Pywell et al. 2006	Rainfed herbaceous crops	Providing foraging habitats on arable field margins	Active	7	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of species	3.18	0.04	+
Arlettaz et al. 2010	Rainfed herbaceous crops	Ecological compensation areas - wildflower area	Active	2	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Vertebrates	Number of individuals/ha	2.72	0.00	+

Smith et al. 2008	Rainfed herbaceous crops	Establishment of grassy strips at the edges of arable fields	Active	5	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of individuals	2.40	0.00	+
Kohler et al. 2008	Rainfed herbaceous crops	Creation of flower-rich patches	Active	1	Land sharing	Netherlands	Temperate	Converted	Vascular Plants	Number of individuals	2.27	0.01	+
Aviron et al. 2011	Woody crops	Creation of wildflower strips	Active	10	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of individuals	2.16	0.00	+
Gaigher et al. 2010	Woody crops	Organic farming	Passive	4	Land sharing	South Africa	Temperate	Converted	Vascular Plants	Plant species richness	1.69	0.00	+
Pywell et al. 2011	Rainfed herbaceous crops	Field margin management: wildflowers	Active	3	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of individuals	1.61	0.01	+
Colloff et al. 2010	Rainfed grassland	Revegetation with deep-rooted perennial native plants	Active	15.5	Land separation	Australia	Temperate	Converted	Soil physical quality	Density of macropores	1.58	0.00	+
Kohler et al. 2008	Rainfed herbaceous crops	Creating flower-rich patches	Active	1	Land sharing	Netherlands	Temperate	Converted	Invertebrates	Species density	1.53	0.02	+
Albrecht et al. 2010	Rainfed grassland	Ecological compensation areas - wildflower area	Active	5	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Vascular Plants	Number of species	1.45	0.00	+
Aviron et al. 2011	Woody crops	Creating wildflower strips	Active	10	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of species	1.39	0.00	+
Pywell et al. 2011	Rainfed herbaceous crops	Field margin management: tall grass	Active	3	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of individuals	1.34	0.04	+
Gormsen	Rainfed	Soil inoculation -	Active	1	Land	Netherlands	Temperate	Converted	Soil	Number	1.31	0.00	+

et al. 2006	grassland	natural colonization			separation	nds			microfauna	of mites/m ²		5	
Mills and Cowling 2006	Woody crops	Planting <i>P. afr</i> cuttings	Active	22	Land separation	South Africa	Temperate	Converted	Carbon sequestration	kg C/m ²	1.21	0.09	+
Kone et al. 2012	Rainfed herbaceous crops	Introducing legumes	Active	1	Land sharing	Guinea	Tropical	Reference	Soil chemical quality	g/kg	1.20	0.05	+
Mills and Cowling 2006	Woody crops	Planting <i>P. afr</i> cuttings	Active	22	Land separation	South Africa	Temperate	Converted	Soil physical quality	g/kg	1.20	0.01	+
Lomov et al. 2009	Rainfed grassland	Revegetation of pastures with native trees and shrubs	Active	10	Land separation	Australia	Temperate	Converted	Biological control	Number of seeds removed	1.14	0.06	+
Gormsen et al. 2006	Rainfed grassland	Soil inoculation - natural colonization	Active	1	Land separation	Netherlands	Temperate	Converted	Soil microfauna	Number of mites/m ²	1.10	0.10	+
Mekuria et al. 2011	Rainfed grassland	Passive restoration - exclosure	Passive	20	Land separation	Ethiopia	Tropical	Converted	Carbon sequestration	Mg C/ha	1.06	0.00	+
Kone et al. 2012	Rainfed herbaceous crops	Introducing legumes	Active	1	Land sharing	Guinea	Tropical	Reference	Carbon sequestration	g/kg	1.00	0.04	+
Mekuria et al. 2011	Rainfed grassland	Passive restoration - exclosure	Passive	20	Land separation	Ethiopia	Tropical	Converted	Soil physical quality	Mg C/ha	1.00	0.00	+
Kardol et al. 2009	Rainfed herbaceous crops	Passive restoration - abandoned agricultural sites	Passive	22	Land separation	Netherlands	Temperate	Reference	Invertebrates	Individual/m	0.99	0.00	+
Maes et al. 2008	Rainfed grassland	Agri-environment scheme - ditches	Active	8	Land sharing	Netherlands	Temperate	Converted	Vertebrates	Number of species	0.95	0.12	+
Pywell et al. 2006	Rainfed herbaceous crops	Providing foraging habitats on arable field margins	Active	7	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Vascular Plants	Number of species	0.93	0.00	+
Kohler et al. 2008	Rainfed herbaceous	Creating flower-rich patches	Active	1	Land sharing	Netherlands	Temperate	Reference	Invertebrates	Species density	0.84	0.02	+

	us crops												
Kohler et al. 2008	Rainfed herbaceous crops	Creating flower-rich patches	Active	1	Land sharing	Netherlands	Temperate	Converted	Invertebrates	Species density	0.84	0.01	+
Winqvist et al. 2011	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Europe	Temperate	Converted	Vascular Plants	Number of species	0.83	0.00	+
Mekuria et al. 2011	Rainfed grassland	Passive restoration - enclosure	Passive	20	Land separation	Ethiopia	Tropical	Converted	Soil chemical quality	Mg/ha	0.81	0.00	+
Pywell et al. 2011	Rainfed herbaceous crops	Field margin management: natural revegetation	Passive	3	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Soil microfauna	Number of individuals	0.81	0.04	+
Pywell et al. 2006	Rainfed herbaceous crops	Providing foraging habitats on arable field margins	Active	7	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Vascular Plants	Number of species	0.77	0.00	+
Llorente et al. 2010	Rainfed herbaceous crops	Reforestation with <i>Pinus halepensis</i>	Active	40	Land separation	Spain	Temperate	Converted	Carbon sequestration	Percentage of nitrogen	0.75	0.03	+
Aviron et al. 2011	Woody crops	Creating wildflower strips	Active	10	Land sharing	Switzerland	Temperate	Reference	Invertebrates	Number of individuals	0.69	0.00	+
Batary et al. 2010	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Germany	Temperate	Converted	Vertebrates	Number of individuals	0.69	0.00	+
Batary et al. 2012	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Germany	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of individuals	0.68	0.02	+
Berges et al. 2010	Rainfed herbaceous crops	Riparian buffers	Active	14	Land sharing	USA	Temperate	Converted	Vertebrates	Number of species	0.67	0.00	+
Batary et al. 2012	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Germany	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of individuals	0.67	0.00	+

										s			
Pywell et al. 2006	Rainfed herbaceous crops	Providing foraging habitats on arable field margins	Active	7	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Vascular Plants	Number of species	0.63	0.00	+
Feber et al. 2007	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	3	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of individuals/km	0.63	0.03	+
Birkhofer et al. 2008a	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Invertebrates	Individuals/gram soil	0.61	0.01	+
Rundlof et al. 2010	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Sweden	Temperate	Converted	Vascular Plants	Number of species	0.61	0.00	+
Roschewitz et al. 2005	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Germany	Temperate	Converted	Vascular Plants	Number of species	0.56	0.24	+
Birkhofer et al. 2008a	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Invertebrates	Individuals/g soil	0.56	0.00	+
Mekuria et al. 2011	Rainfed grassland	Passive restoration - enclosure	Passive	20	Land separation	Ethiopia	Tropical	Converted	Soil chemical quality	Mg/ha	0.54	0.00	+
Verbruggen et al. 2012	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	8	Land sharing	Netherlands	Temperate	Converted	Soil microfauna	Average root colonization rates by arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) (%)	0.53	0.02	+
Batary et al. 2012	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Germany	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of individuals	0.51	0.01	+
Diekötter	Rainfed	Organic farming	Passive	9	Land	Germany	Temperate	Converted	Invertebrates	Number	0.51	0.00	+

et al. 2010	herbaceous crops				sharing					es	of species		1	
Verbreuggen et al. 2010	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Netherlands	Temperate	Converted	Soil microfauna	AMF richness average	0.50	0.00	0	+
Aviron et al. 2011	Woody crops	Creating wildflower strips	Active	10	Land sharing	Switzerland	Temperate	Reference	Invertebrates	Number of species	0.47	0.00	0	+
Bach et al. 2010	Rainfed grassland	Conversion of cropland to grassland	Active	19	Land sharing	USA	Temperate	Converted	Soil physical quality	Millimeters	0.47	0.01	1	+
Brittain et al. 2010	Woody crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Italy	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of individuals	0.45	0.01	1	+
Llorente et al. 2010	Rainfed herbaceous crops	Reforestation with <i>Pinus halepensis</i>	Active	40	Land separation	Spain	Temperate	Converted	Soil chemical quality	Percentage of organic carbon	0.45	0.08	8	+
Berges et al. 2010	Rainfed herbaceous crops	Riparian buffers	Active	14	Land sharing	USA	Temperate	Converted	Vertebrates	Number of individuals	0.44	0.00	0	+
Schekkerman et al. 2008	Rainfed grassland	Delayed and staggered mowing of fields. Refuge strips and active nest protection	Active	Undetermined	Land sharing	Netherlands	Temperate	Converted	Biological control	Clutch survival	0.42	0.00	0	+
Manhoudt et al. 2007	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	5	Land sharing	Netherlands	Temperate	Converted	Vascular Plants	Number of species	0.41	0.01	1	+
Wang et al. 2011	Woody crops	Conversion of cropland to forest	Active	25	Land separation	China	Temperate	Converted	Carbon sequestration	kg C/m ²	0.41	0.00	0	+
Bell et al. 2008	Rainfed herbaceous crops	Compost - spent mushroom compost	Active	3	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Biological control	Back-transformed means (number)	0.41	0.03	3	-

										of prey)			
Batary et al. 2010	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Germany	Temperate	Converted	Vertebrates	Number of species	0.41	0.00	+
Winqvist et al. 2011	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Europe	Temperate	Converted	Vertebrates	Number of species	0.41	0.00	+
MacGregor et al. 2010	Woody crops	Hillside restoration with native trees and use of a nitrogen-fixing nurse plant	Active	5	Land separation	Mexico	Tropical	Converted	Vertebrates	Number of species	0.40	0.04	+
Gaigher et al. 2010	Woody crops	Organic farming	Passive	4	Land sharing	South Africa	Temperate	Converted	Vascular Plants	Plant species richness	0.37	0.00	+
Kohler et al. 2007	Rainfed grassland	Agri-environment schemes	Active	6.5	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of species	0.37	0.01	+
Pywell et al. 2011	Rainfed herbaceous crops	Field margin management: split margin	Active	3	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of individuals	0.36	0.02	+
Kucharik 2007	Rainfed herbaceous crops and Rainfed grassland	Removal of highly erodible land from agricultural production: introduction of permanent grasses and legumes / establishment of permanent native grasses	Active	4	Land separation	USA	Temperate	Converted	Carbon sequestration	kg C/m ²	0.36	0.00	+
Kucharik 2007	Rainfed herbaceous crops and Rainfed grassland	Remove highly erodible land from agricultural production: introduction of permanent grasses	Active	4	Land separation	USA	Temperate	Converted	Soil chemical quality	kg N/m ²	0.36	0.01	+

		and legumes / establishment of permanent native grasses											
Silver et al. 2004	Rainfed grassland	Conversion of abandoned cattle pastures to secondary forest	Active	61	Land separation	Puerto Rico	Tropical	Converted	Carbon sequestration	Mg C/ha	0.35	0.00	+
Batary et al. 2012	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Germany	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of individuals	0.34	0.02	+
Kone et al. 2012	Rainfed herbaceous crops	Introducing legumes	Active	1	Land sharing	Guinea	Tropical	Reference	Soil chemical quality	mg/kg	0.34	0.22	+
Power and Stout 2011	Rainfed grassland	Organic farming	Passive	11.5	Land sharing	Ireland	Temperate	Converted	Vascular Plants	Number of species	0.34	0.00	+
Wen-Jie et al. 2011	Woody crops	Conversion of cropland to forest or grassland	Active	8	Land separation	China	Temperate	Converted	Carbon sequestration	g C /kg soil	0.34	0.00	+
Holzschuh et al. 2010	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Germany	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of species	0.33	0.00	+
Power and Stout 2011	Rainfed grassland	Organic farming	Passive	11.5	Land sharing	Ireland	Temperate	Converted	Pollination	Number of interactions	0.33	0.00	+
Brennan et al. 2006	Rainfed herbaceous crops	Conservation tillage	Passive	3	Land sharing	Ireland	Temperate	Converted	Invertebrates	Mean abundance $\log_{10}(n+1)$	0.33	0.00	+
Araj et al. 2009	irrigated herbaceous crops	Addition of floral nectar resources	Active	Undetermined	Land sharing	New Zealand	Temperate	Converted	Biological control	Mean percentage of aphids parasitized	0.31	0.00	+

Berges et al. 2010	Rainfed herbaceous crops	Riparian buffers	Active	14	Land sharing	USA	Temperate	Converted	Vertebrates	H index	0.31	0.00	+
Manhoudt et al. 2007	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	5	Land sharing	Netherlands	Temperate	Converted	Vascular Plants	Number of species	0.31	0.01	+
Birkhofer et al. 2008b	Rainfed grassland	Organic farming	Passive	26	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Invertebrates	Log activity-density (individual/m ²)	0.28	0.02	+
Roth et al. 2008	Rainfed herbaceous crops	Ecological compensation areas	Active	5	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Vascular Plants	Number of species	0.27	0.01	+
Roth et al. 2008	Rainfed herbaceous crops	Ecological compensation areas	Active	5	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of species	0.27	0.01	+
Kohler et al. 2008	Rainfed herbaceous crops	Creation of flower-rich patches	Active	1	Land sharing	Netherlands	Temperate	Reference	Invertebrates	Species density	0.25	0.00	+
Birkhofer et al. 2008a	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Soil chemical quality	Percentage of nitrogen content	0.25	0.00	+
Albrecht et al. 2010	Rainfed grassland	Ecological compensation areas	Active	5	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of species	0.24	0.00	+
Lomov et al. 2009	Rainfed grassland	Revegetation of pastures with native trees and shrubs	Active	10	Land separation	Australia	Temperate	Converted	Invertebrates	Ant species richness	0.23	0.01	+
Roth et al. 2008	Rainfed herbaceous crops	Ecological compensation areas	Active	5	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Vertebrates	Number of species	0.23	0.01	+
Kohler et al. 2007	Rainfed grassland	Agri-environment schemes	Active	6.5	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Pollination	Number of species	0.22	0.00	+
Albrecht et al.	Rainfed grassland	Ecological compensation	Active	Undetermined	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Biological control	Mean number of	0.22	0.00	+

2007		areas								host species/natural enemy species			
Batary et al. 2010	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Germany	Temperate	Converted	Vertebrates	Number of species	0.22	0.01	+
Feber et al. 2007	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	3	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of species/km	0.22	0.00	+
Roth et al. 2008	Rainfed herbaceous crops	Ecological compensation areas	Active	5	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of species	0.22	0.03	+
Birkhofer et al. 2008a	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Soil chemical quality	Percentage of organic carbon content	0.21	0.00	+
De Deyn et al. 2011	Rainfed grassland	Long-term seed addition	Active	16	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Vascular Plants	Number of species	0.21	0.00	+
Holzschuh et al. 2010	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Germany	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of species	0.19	0.00	+
De Deyn et al. 2011	Rainfed grassland	Long-term seed addition	Active	16	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Soil chemical quality	C:N ratio	0.19	0.01	+
Langridge 2010	Woody crops	Riparian forest restoration	Active	3	Land sharing	USA	Temperate	Converted	Vascular Plants	Log seed abundance	0.17	0.00	+
Wang et al. 2011	Woody crops	Conversion of cropland to forest	Active	25	Land separation	China	Temperate	Converted	Soil physical quality	g/cm ³	0.17	0.00	-
Rundlof et al. 2007	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Sweden	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of species	0.17	0.00	+

De Deyn et al. 2011	Rainfed grassland	Long-term seed addition	Active	16	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Soil physical quality	Percentage of loss on ignition (LOI)	0.17	0.00	+
Birkhofer et al. 2008a	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Soil chemical quality	Percentage of nitrogen content	0.16	0.00	+
Birkhofer et al. 2008a	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Soil chemical quality	Percentage of organic carbon content	0.15	0.13	+
Smith et al. 2010	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Sweden	Temperate	Converted	Vertebrates	Log of number of species	0.15	0.01	-
Gaigher et al. 2010	Woody crops	Organic farming	Passive	4	Land sharing	South Africa	Temperate	Converted	Vascular Plants	Plant species richness	0.14	0.00	+
Kohler et al. 2007	Rainfed grassland	Agri-environment schemes	Active	6.5	Land sharing	Netherlands	Temperate	Converted	Pollination	Number of species	0.13	0.00	+
Lomov et al. 2010	Rainfed grassland	Revegetation of pastures with native trees and shrubs	Active	10	Land separation	Australia	Temperate	Reference	Pollination	Percentage of stigmas with germinated pollen	0.13	0.00	+
Hodgson et al. 2010	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Invertebrates	Individuals/15 min	0.12	0.35	+
Langridge 2010	Woody crops	Riparian forest restoration	Active	3	Land sharing	USA	Temperate	Reference	Vascular Plants	Log seed abundance	0.12	0.00	+
Brittain et al. 2010	Woody crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Italy	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of species	0.11	0.00	+
Winqvist	Rainfed	Organic farming	Passive	Undete	Land	Europe	Temperate	Converted	Invertebrat	Number	0.10	0.00	

et al. 2011	herbaceous crops			ermined	sharing				es	of species		0	+
Leng et al. 2009	Rainfed grassland	Ditch banks as part of agri-environment scheme	Active	9	Land sharing	Netherlands	Temperate	Converted	Vascular Plants	Number of species	0.10	0.01	+
De Deyn et al. 2011	Rainfed grassland	Cessation of fertilizer application	Passive	16	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Vascular Plants	Number of species	0.09	0.00	+
Batary et al. 2010	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Germany	Temperate	Converted	Vertebrates	Number of individuals	0.07	0.00	+
Kohler et al. 2007	Rainfed grassland	Agri-environment schemes	Active	6.5	Land sharing	Netherlands	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of individuals	0.06	0.01	+
Power and Stout 2011	Rainfed grassland	Organic farming	Passive	11.5	Land sharing	Ireland	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of species	0.05	0.00	+
De Deyn et al. 2011	Rainfed grassland	Cessation of fertilizer application	Passive	16	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Soil physical quality	Percentage of LOI	0.02	0.00	+
Kucharik 2007	Rainfed herbaceous crops and Rainfed grassland	Removal of highly erodible land from agricultural production: introduction of permanent grasses and legumes / establishment of permanent native grasses	Active	4	Land separation	USA	Temperate	Converted	Soil physical quality	g/m ³	0.02	0.00	-
Bach et al. 2010	Rainfed grassland	Conversion of cropland to grassland	Active	19	Land sharing	USA	Temperate	Converted	Soil microfauna	Number of phospholipid fatty acids (PLFA)	0.00	0.00	+

Smith et al. 2010	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Sweden	Temperate	Converted	Vertebrates	Log of number of species	-0.01	0.0 0	+
Lomov et al. 2009	Rainfed grassland	Revegetation of pastures with native trees and shrubs	Active	10	Land separation	Australia	Temperate	Reference	Seed dispersal	Number of removed seeds	-0.02	0.0 0	+
Kardol et al. 2009	Rainfed herbaceous crops	Passive restoration -abandoned agricultural sites	Passive	22	Land separation	Netherlands	Temperate	Reference	Invertebrates	Number of species	-0.06	0.0 0	+
Brittain et al. 2010	Woody crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Italy	Temperate	Converted	Pollination	Visits by potential pollinators	-0.06	0.0 0	+
Mills and Cowling 2006	Woody crops	Planting <i>P. afra</i> cuttings	Active	15	Land separation	South Africa	Temperate	Reference	Carbon sequestration	kg C/m ²	-0.08	0.0 1	+
De Deyn et al. 2011	Rainfed grassland	Cessation of fertilizer application	Passive	16	Land sharing	United Kingdom	Temperate	Converted	Soil chemical quality	C:N ratio	-0.09	0.0 0	+
Bach et al. 2010	Rainfed grassland	Conversion of cropland to grassland	Active	19	Land sharing	USA	Temperate	Reference	Soil microfauna	Number of PLFAs	-0.12	0.0 0	+
Poyry et al. 2004	Rainfed grassland	Reinitiation of grazing	Active	5	Land sharing	Finland	Temperate	Reference	Vascular Plants	Number of species	-0.14	0.0 1	+
Poyry et al. 2004	Rainfed grassland	Reinitiation of grazing	Active	5	Land sharing	Finland	Temperate	Reference	Invertebrates	Number of species	-0.15	0.0 1	+
Gaigher et al. 2010	Woody crops	Organic farming	Passive	4	Land sharing	South Africa	Temperate	Reference	Vascular Plants	Plant species richness	-0.17	0.0 0	+
Kohler et al. 2007	Rainfed grassland	Agri-environment schemes	Active	6.5	Land sharing	Netherlands	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of species	-0.24	0.3 2	+
MacGregor et al. 2010	Woody crops	Hillside restoration with native trees and use of a nitrogen-fixing nurse plant	Active	5	Land separation	Mexico	Tropical	Reference	Vertebrates	Number of species	-0.27	0.0 1	+

Kohler et al. 2007	Rainfed grassland	Agri-environment schemes	Active	6.5	Land sharing	Switzerland	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of individuals	-0.28	0.75	+
Poyry et al. 2004	Rainfed grassland	Reinitiation of grazing	Active	5	Land sharing	Finland	Temperate	Converted	Vascular Plants	Number of species	-0.29	0.00	+
Verbreghen et al. 2010	Rainfed herbaceous crops	Organic farming	Passive	Undetermined	Land sharing	Netherlands	Temperate	Reference	Soil microfauna	AMF richness average	-0.32	0.00	+
Gaigher et al. 2010	Woody crops	Organic farming	Passive	4	Land sharing	South Africa	Temperate	Reference	Vascular Plants	Plant species richness	-0.34	0.00	+
Poyry et al. 2004	Rainfed grassland	Reinitiation of grazing	Active	5	Land sharing	Finland	Temperate	Converted	Invertebrates	Number of species	-0.40	0.01	+
Gaigher et al. 2010	Woody crops	Organic farming	Passive	4	Land sharing	South Africa	Temperate	Reference	Vascular Plants	Plant species richness	-0.51	0.00	+
Kardol et al. 2009	Rainfed herbaceous crops	Passive restoration -abandoned agricultural sites	Passive	22	Land separation	Netherlands	Temperate	Reference	Invertebrates	Individual s/m	-0.54	0.03	+
Kardol et al. 2009	Rainfed herbaceous crops	Passive restoration -abandoned agricultural sites	Passive	22	Land separation	Netherlands	Temperate	Reference	Invertebrates	Number of species	-0.73	0.00	+
Lomov et al. 2009	Rainfed grassland	Revegetation of pastures with native trees and shrubs	Active	10	Land separation	Australia	Temperate	Reference	Invertebrates	Number of species	-0.74	0.01	+
Bach et al. 2010	Rainfed grassland	Conversion of cropland to grassland	Active	19	Land sharing	USA	Temperate	Reference	Soil physical quality	Millimeters	-0.75	0.00	+
Mills and Cowling 2006	Woody crops	Planting <i>P. afr</i> cuttings	Active	15	Land separation	South Africa	Temperate	Reference	Soil physical quality	g/kg	-0.78	0.00	+

*Referencias

- Albrecht, M., Duelli, P., Schmid, B., Müller, C., 2007. Interaction diversity within quantified insect food webs in restored and adjacent intensively managed meadows. *J. Anim. Ecol.* 76, 1015–1025.
- Albrecht, M., Schmid, B., Obrist, M., Schüpbach, B., Kleijn, D., Duelli, P., 2010. Effects of ecological compensation meadows on arthropod diversity in adjacent intensively managed grassland. *Biol. Conserv.* 143, 642–649.
- Araj, S., Wratten, S., Lister, A., Buckley, H., 2009. Adding floral nectar resources to improve biological control: Potential pitfalls of the fourth trophic level. *Basic Appl. Ecol.* 10, 554–562.
- Arlettaz, R., Krähenbühl, M., Almasi, B., Roulin, A., Schaub, M., 2010. Wildflower areas within revitalized agricultural matrices boost small mammal populations but not breeding Barn Owls. *J. Ornithol.* 151, 553–564.
- Aviron, S., Herzog, F., Klaus, I., Schüpbach, B., Jeanneret, P., 2011. Effects of Wildflower Strip Quality, Quantity, and Connectivity on Butterfly Diversity in a Swiss Arable Landscape. *Restor. Ecol.* 19, 500–508.
- Bach, E., Baer, S., Meyer, C., Six, J., 2010. Soil texture affects soil microbial and structural recovery during grassland restoration. *Soil Biol. Biochem.* 42, 2182–2191.
- Batáry, P., Holzschuh, A., Orci, K., Samu, F., Tschardtke, T., 2012. Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management intensity in cereal crops and grasslands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 146, 130–136.
- Batáry, P., Matthiesen, T., Tschardtke, T., 2010. Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biol. Conserv.* 143, 2020–2027.
- Bell, J., Traugott, M., Sunderland, K., Skirvin, D., Mead, A., Kravar-Garde, L., Reynolds, K., Fenlon, J., Symondson, W., 2008. Beneficial links for the control of aphids: the effects of compost applications on predators and prey. *J. Appl. Ecol.* 45, 1266–1273.
- Berges, S., Schulte Moore, L., Isenhardt, T., Schultz, R., 2010. Bird species diversity in riparian buffers, row crop fields, and grazed pastures within agriculturally dominated watersheds. *Agrofor. Syst.* 79, 97–110.
- Birkhofer, K., Bezemer, T., Bloem, J., Bonkowski, M., Christensen, S., Dubois, D., Ekelund, F., Fließbach, A., Gunst, L., Hedlund, K., Mäder, P., Mikola, J., Robin, C., Setälä, H., Tatin-Froux, F., Van der Putten, W.H., Scheu, S., 2008a. Long-term organic farming fosters below and aboveground biota: Implications for soil quality, biological control and productivity. *Soil Biol. Biochem.* 40, 2297–2308.
- Birkhofer, K., Fließbach, A., Wise, D., Scheu, S., 2008b. Generalist predators in organically and conventionally managed grass-clover fields: implications for conservation biological control. *Ann. Appl. Biol.* 153, 271–280.
- Brennan, A., Fortune, T., Bolger, T., 2006. Collembola abundances and assemblage structures in conventionally tilled and conservation tillage arable systems. *Pedobiologia (Jena)*. 50, 135–145.
- Brittain, C., Bommarco, R., Vighi, M., Settele, J., Potts, S., 2010. Organic farming in isolated landscapes does not benefit flower-visiting insects and pollination. *Biol. Conserv.* 143, 1860–1867.

- Colloff, M., Pullen, K., Cunningham, S., 2010. Restoration of an Ecosystem Function to Revegetation Communities: The Role of Invertebrate Macropores in Enhancing Soil Water Infiltration. *Restor. Ecol.* 18, 65–72.
- De Deyn, G., Shiel, R., Ostle, N., McNamara, N., Oakley, S., Young, I., Freeman, C., Fenner, N., Quirk, H., Bardgett, R., 2011. Additional carbon sequestration benefits of grassland diversity restoration. *J. Appl. Ecol.* 48, 600–608.
- Diekötter, T., Wamser, S., Wolters, V., Birkhofer, K., 2010. Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat. *Agric. Ecosyst. Environ.* 137, 108–112.
- Feber, R., Johnson, P., Firbank, L., Hopkins, A., Macdonald, D., 2007. A comparison of butterfly populations on organically and conventionally managed farmland. *J. Zool.* 273, 30–39.
- Gaigher, R., Samways, M., 2010. Surface-active arthropods in organic vineyards, integrated vineyards and natural habitat in the Cape Floristic Region. *J. Insect Conserv.* 14, 595–605.
- Gormsen, D., Hedlund, K., Huifu, W., 2006. Diversity of soil mite communities when managing plant communities on set-aside arable land. *Appl. Soil Ecol.* 31, 147–158.
- Hodgson, J., Kunin, W., Thomas, C., Benton, T., Gabriel, D., 2010. Comparing organic farming and land sparing: optimizing yield and butterfly populations at a landscape scale. *Ecol. Lett.* 13, 1358–67.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Tschardt, T., 2010. How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *J. Anim. Ecol.* 79, 491–500.
- Kardol, P., Newton, J., Bezemer, T., Maraun, M., van der Putten, W., 2009. Contrasting diversity patterns of soil mites and nematodes in secondary succession. *Acta Oecologica* 35, 603–609.
- Kohler, F., Verhulst, J., Knop, E., Herzog, F., Kleijn, D., 2007. Indirect effects of grassland extensification schemes on pollinators in two contrasting European countries. *Biol. Conserv.* 135, 302–307.
- Kohler, F., Verhulst, J., Van Klink, R., Kleijn, D., 2008. At what spatial scale do high-quality habitats enhance the diversity of forbs and pollinators in intensively farmed landscapes? *J. Appl. Ecol.* 45, 753–762.
- Koné, A., Edoukou, E., Tondoh, J., Gonnet, J., Angui, P., Masse, D., 2012. Comparative study of earthworm communities, microbial biomass, and plant nutrient availability under 1-year *Cajanus cajan* (L.) Millsp and *Lablab purpureus* (L.) Sweet cultivations versus natural regrowths in a guinea savanna zone. *Biol. Fertil. Soils* 48, 337–347.
- Kucharik, C., 2007. Impact of Prairie Age and Soil Order on Carbon and Nitrogen Sequestration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, 430.
- Langridge, S., 2010. Limited Effects of Large-Scale Riparian Restoration on Seed Banks in Agriculture. *Restor. Ecol.* 19, 607–616.
- Leng, X., Musters, C., de Snoo, G., 2009. Restoration of plant diversity on ditch banks: Seed and site limitation in response to agri-environment schemes. *Biol. Conserv.* 142, 1340–1349.
- Llorente, M., Glaser, B., Turrión, M., 2010. Anthropogenic disturbance of natural forest vegetation on calcareous soils alters soil organic matter composition and natural abundance of ^{13}C and ^{15}N in density fractions. *Eur. J. For. Res.* 129, 1143–1153.

- Lomov, B., Keith, D., Hochuli, D., 2009. Linking ecological function to species composition in ecological restoration: seed removal by ants in recreated woodland. *Austral Ecol.* 34, 751–760.
- Lomov, B., Keith, D., Hochuli, D., 2010. Pollination and plant reproductive success in restored urban landscapes dominated by a pervasive exotic pollinator. *Landsc. Urban Plan.* 96, 232–239.
- MacGregor-Fors, I., Blanco-García, A., Lindig-Cisneros, R., 2010. Bird community shifts related to different forest restoration efforts: A case study from a managed habitat matrix in Mexico. *Ecol. Eng.* 36, 1492–1496.
- Maes, J., Musters, C., De Snoo, G., 2008. The effect of agri-environment schemes on amphibian diversity and abundance. *Biol. Conserv.* 141, 635–645.
- Manhoudt, G., Visser, A., de Snoo, G., 2007. Management regimes and farming practices enhancing plant species richness on ditch banks. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119, 353–358.
- Mekuria, W., Veldkamp, E., Tilahun, M., Olschewski, R., 2011. Economic valuation of land restoration: The case of exclosures established on communal grazing lands in Tigray, Ethiopia. *L. Degrad. Dev.* 22, 334–344.
- Mills, A., Cowling, R., 2006. Rate of Carbon Sequestration at Two Thicket Restoration Sites in the Eastern Cape, South Africa. *Restor. Ecol.* 14, 38–49.
- Power, E., Stout, J., 2011. Organic dairy farming: impacts on insect-flower interaction networks and pollination. *J. Appl. Ecol.* 48, 561–569.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J., Kuussaari, M., 2004. Restoration of Butterfly and Moth Communities in Semi-Natural Grasslands By Cattle Grazing. *Ecol. Appl.* 14, 1656–1670.
- Pywell, R., Meek, W.R., Loxton, R.G., Nowakowski, M., Carvell, C., Woodcock, B. a., 2011. Ecological restoration on farmland can drive beneficial functional responses in plant and invertebrate communities. *Agric. Ecosyst. Environ.* 140, 62–67.
- Pywell, R., Warman, E., Hulmes, L., Hulmes, S., Nuttall, P., Sparks, T.H., Critchley, C.N.R., Sherwood, A., 2006. Effectiveness of new agri-environment schemes in providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biol. Conserv.* 129, 192–206.
- Roschewitz, I., Gabriel, D., Tschardtke, T., Thies, C., 2005. The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *J. Appl. Ecol.* 42, 873–882.
- Roth, T., Amrhein, V., Peter, B., Weber, D., 2008. A Swiss agri-environment scheme effectively enhances species richness for some taxa over time. *Agric. Ecosyst. Environ.* 125, 167–172.
- Rundlöf, M., Edlund, M., Smith, H., 2010. Organic farming at local and landscape scales benefits plant diversity. *Ecography (Cop.)*. 33, 514–522.
- Rundlöf, M., Smith, H., 2006. The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *J. Appl. Ecol.* 43, 1121–1127.

- Schekkerman, H., Teunissen, W., Oosterveld, E., 2008. The effect of mosaic management on the demography of black-tailed godwit *Limosa limosa* on farmland. *J. Appl. Ecol.* 45, 1067–1075.
- Silver, W., Kueppers, L., Lugo, A., Ostertag, R., Matzek, V., 2004. Carbon sequestration and plant community dynamics following reforestation of tropical pasture. *Ecol. Appl.* 14, 1115–1127.
- Smith, H., Dänhardt, J., Lindström, A., Rundlöf, M., 2010. Consequences of organic farming and landscape heterogeneity for species richness and abundance of farmland birds. *Oecologia* 162, 1071–9.
- Smith, J., Potts, S., Eggleton, P., 2008. The value of sown grass margins for enhancing soil macrofaunal biodiversity in arable systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 127, 119–125.
- Verbruggen, E., Kiers, E., Bakelaar, P., Röling, W., Heijden, M., 2012. Provision of contrasting ecosystem services by soil communities from different agricultural fields. *Plant Soil* 350, 43–55.
- Verbruggen, E., Röling, W., Gamper, H., Kowalchuk, G., Verhoef, H., van der Heijden, M., 2010. Positive effects of organic farming on below-ground mutualists: large-scale comparison of mycorrhizal fungal communities in agricultural soils. *New Phytol.* 186, 968–79.
- Wang, Y., Fu, B., Lü, Y., Chen, L., 2011. Effects of vegetation restoration on soil organic carbon sequestration at multiple scales in semi-arid Loess Plateau, China. *Catena* 85, 58–66.
- Wen-Jie, W., Ling, Q., Yuan-Gang, Z., Dong-Xue, S., Jing, A., Hong-Yan, W., Guan-Yu, Z., Wei, S., Xi-Quan, C., 2011. Changes in soil organic carbon, nitrogen, pH and bulk density with the development of larch (*Larix gmelinii*) plantations in China. *Glob. Chang. Biol.* 17, 2657–2676.
- Winqvist, C., Bengtsson, J., Aavik, T., Berendse, F., Clement, L., Eggers, S., Fischer, C., Flohre, A., Geiger, F., Liira, J., Pärt, T., Thies, C., Tschardtke, T., Weisser, W., Bommarco, R., 2011. Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *J. Appl. Ecol.* 48, 570–579.

Tabla IV. Número de muestra, tamaño de efecto (RR) y intervalo de confianza del 95% (Bias CI) de los RRs calculados para las tres categorías principales de información (biodiversidad, SE de soporte y SE de regulación) luego de tener en cuenta todos los tamaños de efecto (base de datos completa) o sólo un tamaño de efecto por estudio (base de datos reducida).

<i>Agroecosistemas Restaurados vs. Degradados</i>				
	Base de datos	N	RR	Bias CI
Biodiversidad	Reducida	35	0.61	0.4184 a 0.8491
	Completa	79	0.68	0.5271 a 0.8892
SE de soporte	Reducida	5	0.72	0.2954 a 1.2846
	Completa	18	0.42	0.2474 a 0.6688
SE de regulación	Reducida	12	1.11	0.3928 a 2.1843
	Completa	19	1.20	0.4836 a 2.1141

Figura II. Diagrama de embudo para la magnitud del efecto (eje y) y sus varianzas (eje x) en agroecosistemas restaurados relativos a los convertidos para todos los estudios analizados.

