



TESIS DE MAESTRIA EN CIENCIAS AMBIENTALES

MAPEO DE SERVICIOS ECOSISTEMICOS EN LA CUENCA DE LA LAGUNA DE ROCHA COMO UN INSUMO PARA LA PLANIFICACIÓN TERRITORIAL

Lic. Cs. Biológicas Mariana Nin

Orientadores:

Dr. Alvaro Soutullo y Dra. Lorena Rodríguez-Gallego

Julio 2013

Facultad de Ciencias, Universidad de la República



CONTENIDOS

RESUMEN	2
INTRODUCCIÓN GENERAL	5
ÁREA DE ESTUDIO: CUENCA DE LA LAGUNA DE ROCHA	10
SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA CUENCA DE LA LAGUNA DE ROCHA	13
OBJETIVOS	16
CAPÍTULO 1: PROVISIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: MAPEANDO EL CONOCIMIENTO EXPERTO EN LA CUENCA DE LA LAGUNA DE ROCHA	17
Introducción	18
Metodología	23
Resultados	29
Discusión	45
CAPÍTULO 2: PROVISIÓN DE SE EN LA CUENCA DE LA LAGUNA DE ROCHA: CAMBIOS TEMPORALES, PRIORIDADES ESPACIALES DE CONSERVACIÓN Y PLANIFICACION DEL USO DEL SUELO	53
Introducción	54
Metodología	59
Resultados	64
Discusión	70
DISCUSIÓN GENERAL	74
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	83
ANEXOS	91
AGRADECIMIENTOS	106

RESUMEN

Los Servicios Ecosistémicos (SE) son las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas y las especies que los componen sostienen y satisfacen la vida humana. El cambio en el uso del suelo ha sido señalado como uno de los forzantes directos más relevantes del cambio en los ecosistemas terrestres y su capacidad de proveer SE. Durante las últimas décadas se ha registrado cómo la intensificación de actividades productivas que buscan maximizar la producción de un subconjunto de SE ha generado cambios significativos en los ecosistemas y su capacidad de proveer SE en el mediano y largo plazo.

En Uruguay el sector agropecuario comprende las actividades productivas de mayor relevancia, contribuyendo al bienestar humano como proveedor de alimentos y de trabajo directo e indirecto, al tiempo que ejerce diversas presiones sobre el ambiente y los recursos naturales que la sustentan. A partir del año 2000 se comenzaron a consolidar en el país nuevas tendencias en este sector, aumentando la superficie dedicada a forestación, praderas artificiales y agricultura extensiva de granos. Por otro lado, en los últimos 10 años, el país ha incorporado normativa que busca ordenar los usos en el territorio, de modo de reducir los impactos ambientales, así como los conflictos entre sectores de la sociedad. En este contexto, contar con una herramienta que permita conocer la contribución de cada sector del territorio a la provisión de SE facilita la incorporación de este tipo de criterios en los procesos de planificación territorial.

Esta tesis se planteó como objetivo aplicar un abordaje metodológico que permita conocer la capacidad del territorio para proveer un conjunto de SE¹ para poder incorporar criterios para su conservación en los procesos de planificación territorial, utilizando como caso de estudio la Cuenca de la Laguna de Rocha.

En el primer capítulo se construye un modelo multicriterio espacialmente explícito que permite calcular la contribución de cada píxel a la provisión de cada SE. Los atributos que forman parte de cada modelo son los elementos del territorio que

¹ Amortiguación de inundaciones, Control de erosión, Prevención de la eutrofización, Prevención de invasión de especies exóticas vegetales y Producción de carne de fauna silvestre.

determinan la provisión del SE. Los modelos fueron construidos mediante un proceso ordenado de consulta a un conjunto de 19 expertos. Los resultados muestran que la Cuenca de la Laguna de Rocha presenta actualmente valores de provisión entre 0.30 y 0.77 (escala 0-1) para los cinco SE analizados, siendo Prevención de la invasión de EEI el que presentó el menor valor medio y Prevención de la eutrofización el que presentó el mayor valor. Para todos los SE aparecen como zonas de destacada provisión los humedales en torno a la laguna y los bosques ribereños que se desarrollan a lo largo de cursos de agua en toda la cuenca.

El segundo capítulo presenta los cambios en la provisión de SE comparando tres escenarios: uno de mínimo uso agrícola-forestal (1997), el escenario actual (2011), y un posible escenario futuro de máximo uso agrícola-forestal. Se analizan cambios en la provisión total de SE y cambios en la ubicación de las zonas con mayor contribución a la provisión de SE. La capacidad de la cuenca para proveer SE no ha disminuido en gran medida entre 1997 y 2011, aunque previsiones hacia un escenario de máximo desarrollo indican que la capacidad de proveer SE podría disminuir hasta en un 31.5%, siendo Prevención de la eutrofización el SE que se vería más afectado. Esto resultaría en un deterioro general de la calidad ambiental y la aptitud productiva del territorio. En la medida que los usos cambian entre los tres escenarios analizados, cambian hasta en un 36% la ubicación de las zonas de destacada provisión de SE. Dichos cambios se dan, para los escenarios analizados, entre la zona baja de la cuenca (en torno a la laguna y sus humedales) y la zona alta hacia el Norte-Noroeste. Las zonas que se mantienen siempre entre las de destacada provisión para el conjunto de SE son los bosques ribereños y el humedal asociado a la laguna. Finalmente, asumiendo que la forestación y la agricultura intensiva seguirán sus tendencias de aumento en la cuenca, se identificaron zonas prioritarias para alojar dicha expansión, que minimizan la pérdida de SE a nivel de la cuenca. Dichas zonas se encuentran sobre suelos aptos para la actividad respectiva. En el caso de forestación son parches de pastizal en la cuenca alta que presentan baja pendiente, baja erodabilidad y se ubican lejos de cursos de agua. Por otro lado, en el caso de la agricultura, son parches de pastizal que se encuentran cercanos a la ciudad de Rocha (donde la producción de

carne de fauna silvestre es mínima, y por lo tanto su impacto es mínimo), también de baja pendiente, baja erodabilidad y lejanos a cursos de agua.

INTRODUCCIÓN GENERAL

Marco teórico

Durante las últimas décadas han sido registrados cambios significativos en los ecosistemas a nivel global como consecuencia de la intensificación de las actividades productivas, cuyo objetivo es maximizar la producción de alimentos, fibras y combustibles, asegurar el abastecimiento de agua, e incrementar la seguridad de las sociedades (Kareiva et al. 2007, Swinton et al. 2007). Esto ha resultado en beneficios inmediatos en algunas dimensiones del bienestar humano, aunque sus consecuencias negativas sobre los ecosistemas probablemente resulten en deterioros de otros aspectos del mismo (MA 2005, Raudsepp-Hearne et al. 2010). Este creciente cambio en el uso del suelo y la alteración de la cobertura vegetal que conlleva constituye una de las principales dimensiones del fenómeno conocido como Cambio Global (Paruelo et al. 2006). La comprensión de esos impactos requiere entender y evaluar las relaciones que existen entre los ecosistemas, su composición y estructura y el bienestar humano. Dicho vínculo se encuentra mediado por los *Servicios Ecosistémicos* (SE).

El conocimiento de los beneficios que prestan los ecosistemas se remonta a alrededor de 10000 años atrás, cuando el humano comienza a domesticar la naturaleza para obtener mayores productividades. Más adelante, en la antigua Grecia, ya se reconocía la importancia de la retención de suelo y los impactos que tenía la deforestación en este proceso (Fisher et al. 2009). La conceptualización de estos beneficios bajo el término de SE no comenzó sino hasta los años 1970, cuando Westman (1977) se refiere a los beneficios dados por los ecosistemas como “servicios de la naturaleza”, y posteriormente Ehrlich y Ehrlich (1981) y Ehrlich y Mooney (1983) adoptan el término de “Servicios Ecosistémicos” (Fisher et al. 2009). Al día de hoy existen varias definiciones; Costanza et al. (1997) definen a los bienes y servicios de los ecosistemas como los beneficios que los seres humanos obtienen de las funciones de los ecosistemas. A su vez Daily (1997) los define como las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas y las especies que los componen sostienen y

satisfacen la vida humana. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA 2003), en la que participaron alrededor de 1360 científicos de diferentes países, definió a los SE como los beneficios que proveen los ecosistemas a los seres humanos, contribuyendo a su bienestar. Fisher et al. (2009) los definen de forma general como los aspectos de los ecosistemas utilizados activa o pasivamente en la generación de bienestar para la población. Todas las definiciones incluyen un amplio conjunto de condiciones y procesos naturales que la sociedad puede utilizar, tales como la biodiversidad y el mantenimiento del germoplasma, la regulación del clima, de los ciclos del agua y del carbono (Torres y Guevara-Sanginés 2004).

Existen múltiples clasificaciones de SE funcionales a diferentes propósitos. La MA (2003) clasifica a los SE en cuatro grandes grupos: servicios de provisión (incluye la producción de alimentos, agua, materias primas), servicios de regulación (regulación del clima, de calidad de agua, control de erosión, prevención de inundaciones, control de enfermedades), servicios de soporte (producción primaria, ciclado de nutrientes) y servicios culturales (aquellos que proveen beneficios en aprendizaje, recreación o espiritualidad). Costanza (2008) plantea una clasificación basada en las características espaciales, mientras que Fisher y Turner (2008) y Fisher et al. (2009), distinguen entre servicios intermedios y servicios finales, según su vínculo indirecto o directo con los beneficios.

El conjunto de servicios que los ecosistemas proveen se encuentran interrelacionados, ya sea porque tienen forzantes en común como porque se ven afectados mutuamente (Bennet et al. 2009). Teniendo en cuenta esto, es de esperar que las acciones dirigidas a maximizar uno o algunos de ellos en particular afecte la provisión de todo el conjunto de servicios (de Fries et al. 2004, Rodríguez et al. 2006, Bennett y Balvanera 2007), incluyendo, en muchos casos, el mismo servicio que se buscaba optimizar (Reyers et al. 2009). Las evidencias de esto fueron planteadas por diversos autores en distintos tipos de ecosistemas, y se resumen en la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA 2005). Esta evaluación muestra que, en el medio siglo pasado, la maximización de 4 de los 24 servicios evaluados (producción de forraje, acuicultura,

secuestro de carbono y ganadería) presentó efectos negativos (disminución) en otros 15 servicios evaluados, la mayoría de ellos de regulación y soporte. Los autores destacan, además, que los efectos negativos generalmente se manifiestan de forma abrupta, e impactan sobre el bienestar de las clases sociales más desfavorecidas, siendo comúnmente una causa de empobrecimiento.

Un uso sustentable de los ecosistemas requiere una comprensión cabal de sus funciones, servicios y relaciones, sobre la cual se realice un modelo de uso que optimice la provisión total de SE, y no solo unos pocos de ellos. De este modo, el beneficio total de la gestión sustentable de los ecosistemas puede superar al de transformar los ecosistemas mediante usos intensivos del suelo que superan la capacidad de resiliencia de los mismos. Esto evitaría la necesidad de invertir en restauración y/o conservación de otros servicios relevantes (Bartesaghi 2011). Sin embargo, normalmente se favorece la transformación de ecosistemas para obtener beneficios financieros en el corto plazo (MA 2005). Un ejemplo de ello son algunas prácticas agropecuarias que buscan maximizar los beneficios económicos a corto plazo, que en general afectan en el largo plazo la estabilidad e integridad de los ecosistemas y su resiliencia, ya sea mediante la sustitución de la cobertura vegetal, la degradación de la estructura y fertilidad del suelo o la afectación de la calidad del agua, entre otros.

Antecedentes en Uruguay

En Uruguay el sector agropecuario comprende las actividades productivas de mayor relevancia, ocupando más del 90% del territorio nacional, y aportando un 12% del PBI. La actividad contribuye al bienestar humano como proveedor de alimentos y de trabajo directo e indirecto, al tiempo que ejerce diversas presiones sobre el ambiente y los recursos naturales que la sustentan (CLAES, PNUMA, DINAMA 2008). A partir del año 2000 se comenzaron a consolidar en el país nuevas tendencias en este sector, entre las que se destaca un aumento en la superficie dedicada a forestación, praderas artificiales y agricultura extensiva de granos (Arbeletche et al. 2007, DIEA 2010). Estas tendencias crecientes implican aumentos en la presión ejercida sobre los

ecosistemas, principalmente por mayor presión de pastoreo, uso de agroquímicos e intensidad de uso de los suelos agrícolas (Evia y Gudynas 2000, Narbondo y Oyhantçabal 2011). Este aumento en la intensidad de uso del suelo actúa como un nuevo factor determinante de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas remanentes y sus SE, así como de las comunidades bióticas afectadas y de las propiedades abióticas del suelo (Zerbino 2005).

Por otro lado, en Uruguay se cuenta desde 2008 con una ley de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible (Ley N° 18.308/2008), que establece el marco regulador general para el ordenamiento territorial y desarrollo sostenible, lo declara de interés y lo define como (Art. 3º) “el conjunto de acciones transversales del Estado que tienen por finalidad mantener y mejorar la calidad de vida de la población, la integración social en el territorio y el uso y aprovechamiento ambientalmente sustentable y democrático de los recursos naturales y culturales”. Asimismo, indica que es materia del OT (Art. 4º) “el establecimiento de criterios para la localización de las actividades económicas y sociales”, entre los cuales deberían encontrarse criterios vinculados con la provisión de servicios de los ecosistemas. Entre otros elementos a destacar, señala entre los principios rectores del OT “la prevención de los conflictos con incidencia territorial” (Art. 5º). Los conflictos de incidencia territorial ocurren, muchas veces, cuando diferentes sectores con actividades incompatibles compiten por el uso de la tierra y/o los SE que ésta provee (Bojórquez-Tapia et al. 1994).

La ley a su vez propone distintos instrumentos de aplicación en diferentes ámbitos (nacional, regional, departamental e interdepartamental) (Artículo 8º), y asigna a los gobiernos departamentales las competencias para la planificación del uso y categorización del suelo para establecer y aplicar regulaciones territoriales. En el contexto del desarrollo de estos instrumentos, generar información espacial sobre la provisión de los SE que sostienen la producción agropecuaria del país puede ser un elemento clave que lleve a la inclusión de este tipo de criterios.

En Uruguay algunos trabajos comienzan a evaluar cambios sobre los SE como

consecuencia de cambios en el uso del suelo (Jobbagy et al. 2006, Soutullo et al. *in press*). Paruelo et al. (2006) proponen un marco conceptual para evaluar el impacto de cambios en el uso del suelo sobre los SE, y Bartesaghi (2011) avanza en el desarrollo de una metodología de mapeo de SE relacionados al mantenimiento de la estructura del suelo. Por otro lado Soutullo et al. (2012) desarrollan un mapa de SE para todo el país siguiendo la metodología de Maynard et al. (2010), siendo éste el primer antecedente de mapeo de un conjunto de SE para todo el país. Finalmente, Soutullo et al. (*in press*) encuentran que la expansión e intensificación agrícola que se dio en la última década en el litoral Oeste del país ha generado impactos distintos a los esperados en cinco de las seis dimensiones del bienestar analizadas (cuidado, protección, salud, estructura y vínculos sociales y subsistencia), al mismo tiempo que ha disminuido la capacidad del territorio de proveer cuatro de seis SE analizados (retención de carbono, amortiguación de fluctuaciones hídricas, mantenimiento de la calidad de agua y mantenimiento de recursos genéticos). A pesar de estos avances, el conocimiento de las consecuencias de los cambios en el uso del suelo sobre la provisión de SE en ambientes uruguayos, y de los impactos de estos cambios en la calidad de vida de la población, sigue siendo escaso.

Esta tesis tiene el propósito de desarrollar un abordaje metodológico para la evaluación y el mapeo de múltiples SE basado en una secuencia de aplicación de herramientas existentes, que se combinan para conocer el nivel y la distribución espacial de la provisión de SE en distintos escenarios de uso agropecuario. Se consideró la Cuenca de la Laguna de Rocha como caso de estudio, en un período temporal que abarca desde la década del 90 (previo al crecimiento agrícola y forestal) hasta un posible escenario futuro de máximo desarrollo agrícola y forestal.

ÁREA DE ESTUDIO: CUENCA DE LA LAGUNA DE ROCHA

Descripción del área de estudio

La Laguna de Rocha forma parte de un sistema de lagunas costeras que se extiende por toda la costa atlántica de Uruguay y del Sur de Brasil. Su cuenca presenta una superficie de alrededor de 121000 ha (Figura 1), y presenta una diversidad de paisajes que incluyen desde las sierras en la zona alta, hasta el sistema costero-arenoso, la laguna y los humedales asociados. El ambiente predominante es el campo natural, sometido en toda su extensión a uso ganadero (Rodríguez-Gallego et al. 2012).

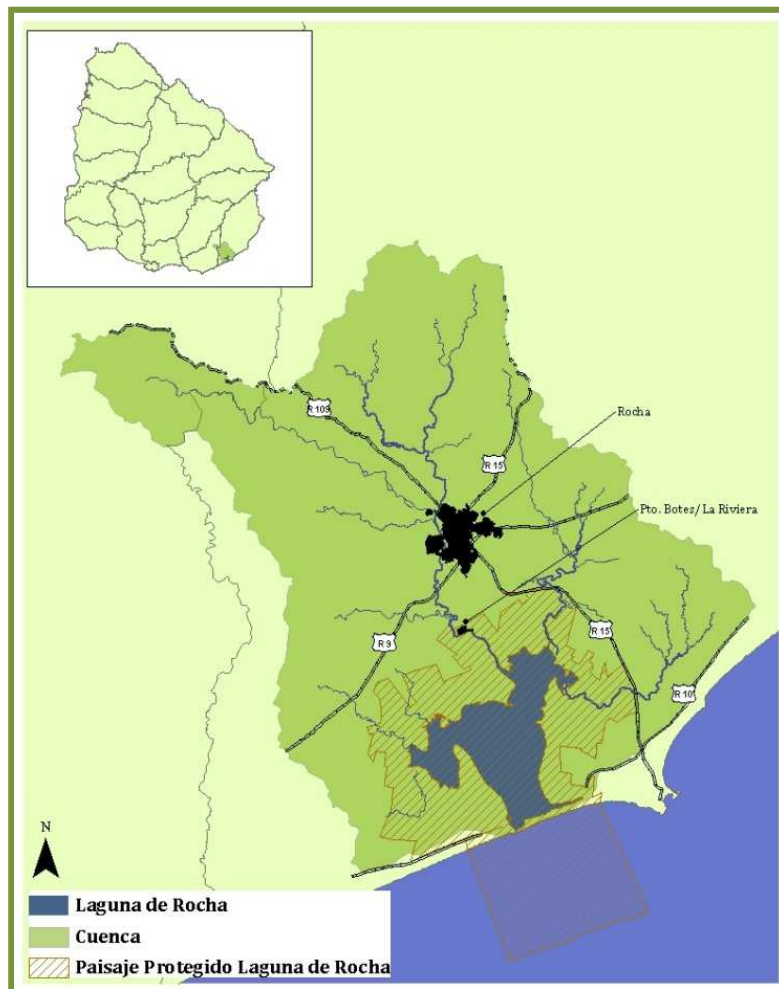


Figura 1. Área de estudio: Cuenca de la Laguna de Rocha.

La cuenca (en particular la cuenca baja) presenta valores naturales y culturales destacados para la conservación, lo que ha llevado a la declaración de múltiples categorías de protección: en 1976 fue incluida dentro de la Reserva de Biósfera (Programa MAB-Unesco); en 1977 el estado declara un Parque Nacional Lacustre que incluye las lagunas de José Ignacio, Garzón y Rocha; en el 2010 la cuenca baja fue decretada como Área Protegida del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), bajo la categoría de Paisaje Protegido; y actualmente se encuentra en desarrollo un Parque Regional que abarca prácticamente toda la cuenca.

Asimismo, la zona es de alto valor económico y social. Constituye la base física y ecológica para el desarrollo de actividades pesqueras, turísticas, agropecuarias y urbanas. El uso del suelo predominante al 2011 es la ganadería sobre pastizales, seguido por forestación y agricultura. El uso urbano, si bien representa un porcentaje muy bajo de la superficie total, incluye a la capital departamental con ca. 25.500 habitantes (INE 2011).

En concordancia con lo que ocurre en otras zonas del país, en esta cuenca se ha dado en las últimas dos décadas, un claro incremento en la superficie ocupada por actividades agrícolas intensivas. Sin embargo, este crecimiento no ha sido acompañado por investigaciones que busquen entender y aportar al mantenimiento de los servicios que los ecosistemas proveen y que sostienen dicha producción. La mayoría de los estudios realizados se enfocan en la descripción del funcionamiento físico y ecológico de la laguna y sus comunidades (e.g. Jorcín 1996, Bonilla 1998, Bonilla y Conde 2000, Conde 2000, Conde et al. 2000, Bonilla 2002, Conde et al. 2002, Conde et al. 2003, Saona et al. 2003, Bonilla et al. 2005, Giménez et al. 2006, Alonso et al. 2008, Kruk et al. 2009, Rodríguez-Gallego 2010), o en la evaluación y el manejo de recursos pesqueros (Santana y Fabiano 1999, Norbis y Galli 2004, Fabiano y Santana 2006). Existe también un estudio a escala de cuenca que evalúa la configuración espacial óptima de usos del suelo que maximice la aptitud total del sistema, donde los servicios ecosistémicos son contemplados indirectamente y de forma parcial (Rodríguez-Gallego 2010, Rodríguez-Gallego et al. 2012).

Mapeo de SE en la Cuenca de la Laguna de Rocha como un insumo para la planificación territorial

En esta tesis se considerará la extensión total de la Cuenca de la Laguna de Rocha, excluyendo la superficie dedicada a uso urbano (i.e. ciudad de Rocha, Puerto de los Botes y Balneario La Riviera), así como la correspondiente a los grandes cuerpos de agua (laguna de Rocha, laguna de las Nutrias y tajamares).

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA CUENCA DE LA LAGUNA DE ROCHA

Un análisis primario permitió identificar los 5 SE que serán abordados en esta tesis. Se trata de SE de importancia local para las actividades económicas así como para la conservación, para los cuáles existe información de base que permitió cumplir con los objetivos de la tesis. Los SE seleccionados fueron: Amortiguación de inundaciones, Control de erosión, Prevención de eutrofización, Prevención de invasión de especies exóticas vegetales y Producción de carne de fauna silvestre terrestre. En adelante, cuando se haga referencia a los SE analizados, se tratará de este conjunto de SE.

El SE *Amortiguación de inundaciones* refiere a la capacidad del territorio de atenuar inundaciones aguas abajo en la cuenca. Se trata de un SE intermedio (Fisher et al. 2009) y de regulación (MA 2003) que no ha sido evaluado anteriormente en el área de estudio. Durante el proceso de elaboración del Plan de manejo del Paisaje protegido Laguna de Rocha se detectó la preocupación de algunos actores locales por percibir un aumento en los últimos años en el nivel de inundación de la laguna y del arroyo Rocha (uno de sus principales tributarios), hecho que afecta la superficie productiva de los campos del entorno de la laguna (Plan de manejo Paisaje Protegido Laguna de Rocha, Rodríguez-Gallego et al. 2013).

El SE *Control de erosión* es la habilidad del territorio para mantener la estructura y fertilidad del suelo y evitar pérdidas del mismo. Al igual que en el caso anterior, se trata de un SE intermedio (Fisher et al. 2009) y de regulación (MA 2003). Este servicio es de extrema importancia para mantener la productividad agrícola y prevenir daños debidos a la erosión de suelo (de Groot et al. 2002), como pérdida de estructura y fertilidad entre otros, al mismo tiempo que contribuye a mantener la calidad del agua. La cuenca de la Laguna de Rocha presenta niveles desde muy severos hasta moderados de erosión antrópica (DGRNR-MGAP 2003), de modo que es de alta relevancia determinar los sitios de provisión de este SE como insumo para reducir al mínimo los procesos erosivos.

El SE *Prevención de la eutrofización* refiere a la capacidad del territorio de atenuar la carga de nutrientes que llega a los cuerpos de agua, de modo de prevenir posibles eventos de eutrofización en los mismos. Es también un SE intermedio (Fisher et al. 2009) y de regulación (MA 2003) que ha sido destacado por Rodríguez-Gallego (2010) para la Cuenca de la laguna de Rocha. La autora ha estimado un aporte anual de Nitrógeno total de 4 kg/ha, y un aporte anual de Fósforo total de 0.7 kg/ha al 2005 como consecuencia de las actividades productivas. Sin embargo, no se han evidenciado hasta el momento efectos claros de deterioro de la calidad del agua; ante esto es probable que los ecosistemas riparios (humedales litorales, bosques fluviales, etc.) estén actuando en muchos sitios de la cuenca como filtros naturales, disminuyendo la llegada de dichos nutrientes al agua y por tanto evitando el deterioro de la calidad de agua como consecuencia de estos aportes (Rodríguez-Gallego 2010).

El SE *Prevención de la invasión de especies exóticas vegetales* se considera en esta tesis en relación a tres especies invasoras de ambientes de pastizal, las que han sido señaladas por productores y técnicos como las de mayor relevancia en el área de estudio, por encontrarse desarrollando invasiones actualmente y generar pérdidas en la producción. Éstas son *Senecio madagascariensis* (Senecio), *Coleostephus myconis* (margarita de Piria) y *Ulex europaeus* (Tojo). El SE hace referencia entonces a la capacidad de cada punto del territorio de resistir a ser invadido por alguna de estas tres especies. Se trata entonces de un SE intermedio (Fisher et al. 2009) y de regulación (MA 2003), relacionado con el SE que en la literatura se conoce como “control de plagas”. No existe al momento un diagnóstico del estado de ninguna de estas tres especies en el área de estudio.

Por último, *Producción de carne de fauna silvestre terrestre* es un SE final (Fisher et al 2009) y de provisión (MA 2003), que hace referencia a la capacidad del territorio de generar biomasa de fauna terrestre. Se incluyen en este servicio todas las especies que son objeto de caza: carpincho, jabalí, mulita y liebre; así como el ñandú, que si bien es cazado en menor medida, sus huevos son recolectados, representando también una fuente alimenticia para la comunidad local. Dentro de este conjunto se encuentran tanto especies

nativas (carpincho, mulita, liebre y ñandú) como exóticas (jabalí y liebre), utilizando el término silvestre para todas ellas dado que se encuentran en forma silvestre (no doméstica) en la naturaleza. Este SE no ha sido estudiado en el área de estudio ni en el resto del país, y se estima que tiene un aporte relevante a la economía local (González y Martínez-Lanfranco 2010).

OBJETIVOS

Objetivo general

Proponer un abordaje metodológico que facilite la incorporación de criterios de conservación de SE en la planificación territorial, utilizando la Cuenca de la Laguna de Rocha como caso de estudio.

Objetivos específicos

1. Cuantificar la capacidad del territorio para proveer Servicios Ecosistémicos en la Cuenca de la Laguna de Rocha (capítulo 1).
2. Comparar la capacidad de la cuenca para proveer Servicios Ecosistémicos en distintos escenarios de uso agrícola y forestal (capítulo 2).
3. Identificar prioridades espaciales de conservación para el mantenimiento de Servicios Ecosistémicos en la cuenca (capítulo 2).
4. Identificar áreas prioritarias para la expansión agrícola y forestal que minimizan la pérdida global de SE en la cuenca (capítulo 2).

CAPÍTULO 1

PROVISIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: MAPEANDO EL CONOCIMIENTO EXPERTO EN LA CUENCA DE LA LAGUNA DE ROCHA

INTRODUCCIÓN

Mapeo de servicios ecosistémicos

Conocer y cuantificar los Servicios Ecosistémicos (SE) que provee una región es un insumo importante para la planificación del uso del territorio, ya que permite la identificación de áreas críticas que deben ser mantenidas para mantener la provisión de los SE. La fácil visualización y la posibilidad de análisis que ofrecen los mapas de SE facilita la comprensión por parte de la sociedad y los tomadores de decisión, de la necesidad de implementar medidas de manejo sustentable en los ecosistemas que proveen los SE (Saldaña 2008).

En la última década se han incrementado sustancialmente las investigaciones dedicadas a mapear los SE, como respuesta a una amplia variedad de preguntas de investigación y gestión (Chan et al. 2006, Egoh et al. 2009, Maynard et al. 2010, Nelson y Daily 2010, Maes et al. 2012). Incluso se han desarrollado herramientas específicas para cuantificar y mapear SE, como el Integrated Valuation for Ecosystem Services and Trade-offs (INVEST), desarrollado por el Natural Capital Project (Tallis y Polasky 2009, Kareiva et al. 2011), Artificial Intelligence for Ecosystem Services (ARIES) (Bagstad et al. 2011), Ecoser (Latterra et al. 2011), entre otros.

Existen distintos enfoques metodológicos para el mapeo de la provisión de SE, que pueden clasificarse en tres categorías (Eigenbrod et al. 2010, Latterra et al. 2011, Maes et al. 2012): (i) Mapeo en base a datos primarios o directos; (ii) Mapeo en base a indicadores y (iii) Mapeo en base a modelos de procesos o funciones de producción. La utilidad relativa de cada tipo de mapeo depende del objetivo de la investigación. La categoría (i) incluye las metodologías que parten de la medición de datos de campo vinculados con el SE a mapear, que luego son extrapolados a los sistemas bajo estudio para estimar la provisión total real del SE. Estos modelos son muy precisos para el sistema en estudio, pero no son generalizables, y requieren de mucha inversión en colecta de información. La categoría (ii) refiere a las metodologías que emplean indicadores que dan una idea del estado del SE, son más generalizables que los

anteriores, requieren un nivel de información variable dependiendo del indicador, pero presentan baja verosimilitud, por lo cual parecen ser poco aptos para evaluaciones a escala local. Finalmente, la categoría (iii) incluye una amplia diversidad de metodologías basadas en la comprensión de las relaciones entre aspectos estructurales o funcionales de los ecosistemas y su capacidad para proveer SE. Éstos incluyen desde la construcción de funciones de producción en base a datos de campo, hasta la estimación de funciones basada en información secundaria y consultas a expertos.

Dentro de este último grupo se encuentra el Análisis Multicriterio (AMC) (Martínez y Escudey 1997, Bojorquez-Tapia et al. 2001, Bojorquez-Tapia et al. 2004), que es un conjunto de técnicas útiles para realizar el análisis y la toma de decisiones acerca de problemas que admiten un número preciso de opciones, considerando múltiples criterios, que pueden ser atributos u objetivos. El empleo de AMC se ha incrementado notoriamente en los últimos años, apareciendo en artículos de diversos temas que van desde la planificación de infraestructura urbana hasta análisis ecológicos (Malczewski 2006).

La aplicación de AMC para estimar el valor de provisión de un SE implica que éste sea cuantificado como el resultado de la interacción de un conjunto de variables del territorio (los atributos del modelo), que se combinan mediante una suma lineal ponderada (Saldaña 2008, Achinelli 2011). De este modo se obtiene una cuantificación relativa de los SE, a través de una metodología que permite trabajar con un número elevado de SE, y en particular cuando la escala a la que se busca obtener información es muy grande y/o el tiempo disponible para la cuantificación directa es escaso.

Por otro lado, Nelson y Daily (2010) mencionan que las metodologías basadas en funciones de producción, entre las que se encuentra el AMC, generan resultados muy adecuados y relevantes para la toma de decisiones, dado que pueden evaluar cambios en los SE debidos a cambios sutiles en condiciones y procesos ecosistémicos en cualquier ubicación del paisaje. Los autores indican que el principal inconveniente de

este tipo de metodologías es que para una correcta aplicación y cálculo de las funciones de producción, se requieren más datos y conocimiento experto que en los otros tipos de abordajes. Generar modelos que permitan conocer y cuantificar de forma explícita los atributos del territorio que determinan un SE es sumamente útil para el manejo adaptativo, ya que éstos pueden irse perfeccionando a medida que avanza el conocimiento sobre el sistema de estudio, o que cambian las condiciones del territorio (Saldaña 2008).

Elicitación del conocimiento experto

Crawford-Brown (1999) indica que existen cinco tipos de evidencia científica para las evaluaciones ambientales: evidencia empírica directa (observaciones experimentales directas); extrapolación a partir de observaciones fuera del sitio; correlación (asociaciones estadísticas entre medidas); inferencia basada en teoría; y juicio experto. Las tres primeras categorías no suelen estar disponibles de antemano, de modo que el empleo de metodologías basadas en el juicio experto se tornan muchas veces las mejores fuentes de información. El conocimiento de los expertos puede ser utilizado en una variedad de análisis cualitativos o cuantitativos (Burgman, 2005) y éstos, además de sus conocimientos formales, pueden enriquecer los análisis con sus convicciones subjetivas basadas en la experiencia y en la inferencia que realizan a partir de su conocimiento de la teoría.

Un experto es una persona que tiene conocimiento sobre el tema a un nivel de detalle apropiado, y que posee la habilidad de comunicar dicho conocimiento (Meyer y Booker 1990). La experiencia técnica y la capacitación es conocido como “*expertise* sustantiva”, mientras que se le llama “*expertise* normativa” a la habilidad de comunicar los conocimientos (Burgman 2005). Bajo esta definición del término, un experto puede ser un científico, un técnico, un actor local, o un anciano de una comunidad, etc.

La cantidad de estudios basados en conocimiento experto se ha incrementado y diversificado en los últimos 10 años, y está sirviendo como una base creíble para

muchos de los más apremiantes y complejos debates en ecología aplicada (Perera et al. 2012, Jhonson et al. 2012). Esto ha llevado a un reconocimiento creciente de esta fuente de información, al punto que sea reconocida por la comunidad científica como un área válida de investigación en ciencias naturales. Diversos tipos de trabajos utilizan como fuente de información el conocimiento experto, entre los cuales se destacan las evaluaciones de riesgo y los sistemas de toma de decisión para la planificación ambiental, aunque se han utilizado también para modelar uso de hábitat, estudios de sucesión vegetal, biología de la conservación, entre muchos otros (ver Jhonson et al. 2012).

El proceso de obtención de información según juicio experto debe diseñarse y llevarse a cabo con la misma rigurosidad que la información empírica (Kuhnert 2011) y de acuerdo a métodos transparentes y repetibles (Jhonson 2012). En ese sentido, hay acuerdo entre diferentes autores respecto al conjunto de pasos que un proceso de elicitación debe seguir (Burgman 2005, Bride y Burgman 2012):

Preparación:

- a. Definir el problema a abordar y desarrollar las preguntas
- b. Definir el conocimiento y las habilidades necesarias para resolver el problema (y por ende, los expertos a consultar)

2. Elicitación:

- a. Entrenamiento de los expertos
- b. Proceso de obtención de la información en sí

3. Análisis

- a. Evaluar la confiabilidad de la información; verificación de las respuestas
- b. Combinar información de diferentes expertos y obtener resultados.

Este capítulo tiene el propósito de conocer la contribución de cada sector de la cuenca de la Laguna de Rocha para la provisión de cada uno de los cinco SE analizados utilizando una modelación multicriterio con aplicación espacial, basada en consulta a expertos.

METODOLOGÍA

El mapeo de servicios ecosistémicos en la cuenca de la Laguna de Rocha se llevó a cabo mediante la construcción de un modelo multicriterio basado en consultas ordenadas a expertos para cada uno de los servicios, adaptando la metodología propuesta por Bojorquez-Tapia et al. (2001), Bojorquez-Tapia et al. (2004), Saldaña (2008) y Rodríguez-Gallego et al. (2012). La consulta a expertos se desarrolló a lo largo de las tres etapas que implica la construcción de un modelo multicriterio:

- (i) Seleccionar los atributos, es decir las variables que determinan el nivel de provisión del SE. El conjunto de atributos debe ser mínimo, no redundante y completo (Bojorquez-Tapia 2001).
- (ii) Valorar los atributos, es decir, asignar un valor numérico a cada estado que el atributo puede tomar. Los valores se asignan mediante la construcción de funciones de utilidad que relacionan los distintos estados del atributo con su utilidad para proveer el SE.
- (iii) Ponderar los atributos, es decir asignarles un valor de acuerdo a la importancia relativa que tienen en cuanto a la provisión del SE.

Además, cada modelo se aplicó en una base de datos espacial que permitió construir los mapas de capacidad relativa de cada porción del territorio para proveer cada SE.

A continuación se describe la metodología llevada a cabo en cada etapa.

Confección de la base de datos del Sistema de Información Geográfica

Se realizó una recopilación de información espacial disponible tanto en formato vectorial como raster para la cuenca de estudio: cursos de agua, curvas de nivel, rutas y caminos, límites políticos, centros poblados y áreas protegidas (base de datos de Facultad de Ciencias/CURE); modelo de elevación del terreno (USGS); cobertura vegetal (Land Cover Classification System); suelos CONEAT y carta de unidades de suelo (base de datos Dirección General de Desarrollo Rural). Asimismo fue construido un mapa de cobertura del suelo actual a partir de una combinación de clasificación no

supervisada y supervisada de una imagen Landsat 5 TM de febrero de 2011, combinación de bandas 3,4 y 5, con posterior validación en terreno (ver descripción de la clasificación en Anexo 1). Las categorías de cobertura generadas fueron una adaptación de las generadas por Rodríguez-Gallego (2010).

Selección de atributos

Los atributos fueron seleccionados en base a la información geográfica disponible, en consulta a al menos un experto para cada SE, y considerando fuentes bibliográficas pertinentes en cada caso, como se detalla a continuación:

- SE amortiguación de inundaciones: se consideraron los parámetros que integran los modelos hidrológicos desarrollados para estimaciones de control de escorrentía (Chow et al. 1994,).
- SE control de erosión: se consideraron los parámetros que integran la ecuación USLE (Wischmeier y Smith 1978, García Préchac 1992, Stone y Hilborn 2000) y se realizaron consultas específicas a un experto que desarrolló un modelo multicriterio para estimar la función ecosistémica retención de suelo.
- SE prevención de eutrofización: se realizaron consultas a dos expertos en la materia que trabajan en el área de estudio, y se consideró la información presentada en Rodríguez-Gallego (2010).
- SE prevención de invasión de especies exóticas vegetales: se consultó a dos expertos con experiencia en el área de estudio y/o en las tres especies analizadas. También se consideró conocimiento de productores locales registrado en el Plan de manejo del Paisaje Protegido Laguna de Rocha (Rodríguez-Gallego et al. 2013), además de considerarse bibliografía sobre las especies (Sindel 1989, Rees y Hill 2001, Ríos 2006, Villalba y Fernández 2007, Cruz et al. 2010, Kellner et al. 2011).
- SE producción de carne de fauna silvestre: se realizaron consultas a dos expertos: un cazador y un guardaparques que desarrollan sus actividades en el área de estudio.

El conjunto de atributos resultante en cada caso fue la base para la consulta a expertos

que se describe a continuación.

Valoración y ponderación: consulta a expertos

Participó en el proceso de consulta un conjunto de 19 expertos, distribuidos de la siguiente manera: para los SE prevención de especies exóticas, amortiguación de inundaciones, control de erosión y producción de carne de fauna silvestre se consultaron 4 expertos y para el servicio prevención de eutrofización se consultaron 5 expertos. Únicamente 3 de los expertos participaron en la consulta de más de un SE. En el Anexo 2 se indica la lista total de expertos participantes.

El proceso de consulta se desarrolló entre enero y marzo de 2013, y constó de tres instancias, todas ellas realizadas de forma individual con cada experto: un primer acercamiento donde se explicó el proceso y se los invitó a participar; un segundo acercamiento donde se realizó la ponderación de atributos y una primer ronda de valoración de los mismos (Anexo 3), y un encuentro final donde se cruzaron los resultados de la consulta 1 entre los expertos, y se ajustó la valoración. Los dos primeros encuentros se realizaron a distancia (vía mail), y el último mediante una reunión personal.

Todos los expertos fueron seleccionados por tener conocimientos demostrados sobre el SE analizado, poseer conocimiento del lugar de estudio y habilidades para la comunicación del conocimiento. Se seleccionó para cada SE el número mínimo de expertos que cumplieran con estos requisitos, teniendo en cuenta la recomendación de Meyer y Booker (1990) que sugieren que en una elicitation “cara a cara”, menos de 4 expertos es demasiado poco para obtener consensos confiables, mientras que más de 9 es demasiado para manejarlos efectivamente.

La valoración es el cálculo de utilidad de los atributos: los valores que toma cada atributo en el territorio son transformados según su utilidad respecto al SE analizado (Bojórquez-Tapia et al. 2001). Para dicho cálculo, en la primer ronda de consulta se solicitó a los expertos su opinión acerca de tendencias generales en la relación atributo-SE y con esa información se construyó una función de utilidad para cada caso, que fue revisada en la segunda ronda de consulta, generando soluciones de consenso

en cada caso. La metodología con la cual se construyó cada función de utilidad varió para cada atributo, y se encuentra especificada en la sección Resultados y en el Anexo 4. Todos los valores de utilidad se encuentran dentro del intervalo [0,1].

La ponderación de atributos en cada SE se llevó a cabo mediante un Proceso Analítico Jerárquico (AHP por sus siglas en inglés) (Saaty 1980), donde se comparan y ponderan los atributos de a pares, asignándose una medida cualitativa (expresada en forma cuantitativa) de la importancia relativa de uno en relación al otro, según su contribución al SE estudiado (Moffet & Sarkar 2006). Cada especialista generó un primer AHP, que fue revisado en una segunda instancia a la luz de los resultados de todo el conjunto de especialistas, con el objetivo de buscar consenso. Luego de las dos rondas de consulta, los valores finales de ponderación para cada SE fueron obtenidos como el promedio de la ponderación de todos los especialistas. Todos los valores de ponderación se encuentran en el intervalo [0-1].

Se analizó la consistencia de la matriz elaborada por cada especialista mediante el cálculo del Índice de Consistencia, que es se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$CI = (\lambda_{\text{máx}} - n) / (n - 1),$$

siendo $\lambda_{\text{máx}}$ el máximo valor propio de la matriz de comparaciones a pares y n el número de atributos (Bojórquez-Tapia et al. 2001). En casos donde existe inconsistencia en los juicios el valor propio tiende a ser mayor que el rango de la matriz.

Mapeo de SE: aplicación de los modelos multicriterio

Para mapear cada SE se confeccionó una base de datos espacial con ArcGis 9.3 consistente en una grilla de formato vectorial, con una extensión igual a la superficie de la cuenca de estudio, y una resolución de media hectárea (70.7 m de lado). A cada celda de la grilla se le asignó el valor de utilidad y la ponderación de cada atributo en el centro del polígono.

La capacidad de proveer cada SE en cada píxel del territorio fue obtenida por una sumatoria lineal ponderada (Bojorquéz-Tapia et al. 2004, Rodríguez-Gallego et al. 2012):

$$\text{Valor del SE} = \sum w_i U_i^k$$

Donde w_i es la ponderación del atributo i para el SE analizado, U la utilidad del atributo i para el SE analizado, y k el total de atributos considerados para ese SE, en cada píxel.

Esta ecuación implica las siguientes condiciones:

- (a) $0 < w_i \leq 1$
- (b) $\sum w_i = 1$
- (c) $0 \leq U_i \leq 1$
- (d) $0 < \text{Valor del SE} \leq 1$

Análisis espacial de los resultados

La provisión media de cada SE en la cuenca se calculó como el valor medio de todos los píxeles de la cuenca. La capacidad total de la cuenca de proveer cada SE se calculó como la suma total de todos los píxeles.

Los mismos descriptores fueron calculados diferenciando tres zonas en la cuenca: zona alta (píxeles por encima de la cota de 80 m), zona media (píxeles entre la cota de 10 m y la de 80 m), y zona baja (píxeles por debajo de la cota de 10 m).

Por otro lado, se realizó un análisis de clúster de la distribución de la provisión de cada SE con la caja de herramientas Spatial Analyst de ArcGis 9.3, que permitió identificar agrupamientos de píxeles según su contribución al SE en grupos de alta provisión y baja provisión. Este análisis parte de un conjunto de entidades y genera agrupamientos espaciales basados en entidades (píxeles) que presentan valores similares en el atributo de interés. El método de agrupamiento seleccionado fue la distancia inversa, sugerido como el más apropiado cuando se trabaja con datos continuos o para modelar procesos en los que cuanto más cerca estén dos entidades en el espacio, más probabilidad hay de que interactúen o se influyeran una con otra

(ESRI 2012).

RESULTADOS

Construcción de los modelos multicriterio: selección, valoración y ponderación de atributos

Se seleccionaron un total de 17 atributos (mínimo por SE: 4) que se describen en la Tabla 1.

Todos los expertos consultados respondieron las preguntas relacionadas con la valoración de los atributos, mientras que la consulta orientada a la ponderación no fue respondida por uno de ellos, lo cual implicó que la ponderación del SE Control de inundaciones contara únicamente con 3 juicios de expertos.

Tabla 1. Descripción de los atributos que conforman el modelo multicriterio de cada SE.

Atributo	Descripción
SE Control de inundaciones	
Tipo de cobertura vegetal	Son las categorías de cobertura vegetal obtenidas de una clasificación de imagen Landsat. Las categorías son: cultivo y praderas artificiales, pastizales (distintos estados de campo natural y chircales), bosque ribereño, bosque serrano, pastizal inundable, humedal, forestación.
Pendiente del terreno	Es el grado de inclinación de las laderas. Se calculó mediante la construcción de un modelo digital de terreno a partir de las curvas de nivel del MTOP.
Permeabilidad del suelo	Es la propiedad del suelo de transmitir agua, se estimó a través de los grupos hidrológicos de suelos.
Longitud del flujo	Es el tiempo que demora una gota de agua desde que cae en el terreno hasta llegar al punto final de la cuenca.
SE Control de erosión	
Pendiente del terreno	(idem)
Tipo de cobertura vegetal	(idem)
Erodabilidad del suelo	Es la susceptibilidad a la erosión de cada tipo de suelo, y depende de sus propiedades intrínsecas.
Densidad de la red de drenaje	Es el cociente de la longitud total de cursos de agua sobre la superficie de la subcuenca (densidad de Horton).
Distancia a cursos de agua	Es la distancia de cada píxel a un curso de agua de cualquier orden. En este modelo se diferencian únicamente dos grupos: los píxeles que son parte de un curso de agua y los que no lo son.
SE Prevención de la eutrofización	
Control de erosión	Es el resultado del modelo del SE Control de erosión en el píxel.
Tipo de cobertura vegetal	(idem)
Distancia a cursos de agua	Es la distancia de cada píxel a un curso de agua de cualquier orden. En este modelo se diferencian tres grupos según los umbrales presentados más adelante.
Aporte de nutrientes como consecuencia del uso del suelo	Es el aporte de nutrientes al ambiente que se da como consecuencia de cada cobertura del suelo, incluyendo tanto los aportes por fertilización como los propios del ecosistema. Para su mapeo se utilizaron los coeficientes de exportación de nutrientes (N y P) de los distintos tipos de cobertura vegetal presentes en la

	cuenca.
SE Prevención de la invasión de especies exóticas vegetales	
Uso del suelo	Es el uso del suelo en cada píxel del territorio. La información se obtiene reclasificando los Tipos de cobertura vegetal en las siguientes categorías: cultivo y praderas artificiales, ganadería, forestación y no uso.
Susceptibilidad del ambiente a invasión de la especie	Es una clasificación de los Tipos de cobertura vegetal en las siguientes categorías: susceptibles, poco susceptibles y no susceptibles, según su sensibilidad a ser invadidos por las especies analizadas
Distancia a fuente potencial de propágulos	Distancia mínima desde el píxel hasta el parche de ambiente susceptible más próximo (que una vez invadido, puede actuar como fuente de propágulos).
Salinidad del suelo	Es una reclasificación de los tipos de suelo Coneat según su salinidad, distinguiéndose suelos salinos y no salinos.
Distancia a caminos	Es la distancia de cada píxel al camino más cercano. En cada sub-modelo se diferencian distintos grupos según los umbrales presentados más adelante.
Distancia a cursos de agua	(idem SE Prevención de la eutrofización)
Provisión de carne de fauna terrestre silvestre	
Tipo de cobertura vegetal	Son los mismos tipos de cobertura que en los modelos anteriores, reclasificados según su relevancia como hábitat para las especies analizadas.
Tamaño de parche	De cada tipo de cobertura vegetal se identificaron parches uniformes con la herramienta <i>Dissolve polygons</i> del ArcGis 9.3.
Distancia a centros poblados	Es la distancia de cada píxel al centro poblado más cercano. Se toma como proxy de la presión de caza.
Distancia a caminos	Es la distancia de cada píxel al camino más cercano. Se toma como proxy de la presión de caza.
Nivel de control	Es la presencia de control de caza u otras actividades humanas que puedan ahuyentar a las especies analizadas. Se definen distintos grupos según el tipo y el nivel de control.

SE Amortiguación de inundaciones

En el Anexo 4 se presentan las utilidades de cada atributo y el método empleado para su cálculo. Los tipos de cobertura que presentaron mayor utilidad fueron humedales y ceibal (1), mientras que los valores mínimos los presentaron arenales y cultivo y praderas artificiales (0.1 y 0.4 respectivamente). Únicamente para el tipo de cobertura “forestación” no se alcanzó un valor de consenso, de modo que se consideró un valor promedio entre las distintas opiniones y fuentes bibliográficas (Jobbágy et al 2006, Silveira et al. 2006, Céspedes et al 2009). El atributo Pendiente presentó máxima utilidad a valores más bajos, y mínima utilidad a valores altos. La Permeabilidad fue valorada según los grupos hidrológicos de suelos, presentando los suelos del grupo A

máxima utilidad (valor 1), para luego decrecer linealmente hasta alcanzar el 0 en el grupo D (Chow 1994). Finalmente la utilidad del atributo Longitud del flujo presentó un valor máximo de 74440 m (utilidad 1), que decreció linealmente hasta el valor 0 m (utilidad 0).

En cuanto a la ponderación, los resultados del AHP fueron consistentes para todos los expertos consultados ($IC < 0.10$). Los atributos que alcanzaron mayor valor de ponderación para este SE fueron el tipo de cobertura y la pendiente del terreno, ambos con un valor de 0.36 (Tabla 2). Los atributos con máximo y mínimo valor coinciden con la jerarquización individual de cada experto.

Tabla 2. Ponderación asignada por el conjunto de expertos a cada atributo del modelo multicriterio para el SE Amortiguación de inundaciones. El factor de ponderación que se presenta es un promedio de la ponderación asignada por todos los especialistas y los extremos representan el mínimo y el máximo del conjunto de especialistas.

Atributo	Factor de ponderación	Extremos
Tipo de cobertura vegetal	0.36	0.21-0.57
Pendiente del terreno	0.36	0.26-0.46
Permeabilidad del suelo	0.19	0.12-0.23
Longitud del flujo	0.09	0.06-0.11

SE Control de erosión

En el Anexo 4 se presentan las utilidades de cada atributo y el método empleado para su cálculo. Se alcanzó consenso para la valoración de todos los tipos de cobertura, siendo bosque ribereño el que presentó mayor utilidad (1), seguido por el bosque costero y bosque serrano (0.8), y arenales y cultivo y praderas artificiales las de menor utilidad (0 y 0.2 respectivamente). Los valores de utilidad del atributo Pendiente fueron los mismos que en el SE control de inundaciones. En el atributo Erodabilidad el menor valor de utilidad lo presentó la Unidad El Ceibo ($K = 0.76$), mientras que el valor mínimo lo presentó la Unidad Balneario Jaureguiberry ($K = 0.01$). El mayor valor de utilidad para el atributo Densidad de drenaje lo presentó la Subcuenca de Las Nutrias (densidad 3.92), mientras que el valor mínimo lo presentó

la subcuenca de Las Conchas (densidad 21.13). Por último, la Distancia a cursos de agua presentó únicamente dos posibles valores de utilidad: 0 en los píxeles que no se encuentran sujetos a erosión en márgenes de cursos de agua (distancia mayor o igual a 70 m), y 1 en los que se encuentran en márgenes de cursos de agua (distancia menor a 70 m).

Los resultados de la ponderación fueron consistentes en tres de los cuatro expertos consultados ($IC < 0.10$); la matriz que no resultó consistente tras la primera ronda de consulta fue revisada y modificada en una segunda ronda de consulta al experto, para obtener consistencia. Los atributos más ponderados para este SE fueron el tipo de cobertura (0.40) y la pendiente del terreno (0.38), mientras que los menos ponderados fueron la densidad de la red de drenaje y la distancia a cursos de agua (ambos con valor 0.04) (Tabla 3). Los atributos con máximo y mínimo valor coinciden con la jerarquización individual de cada experto.

Tabla 3. Ponderación asignada por el conjunto de expertos a cada atributo del modelo multicriterio para el SE Control de erosión. El factor de ponderación que se presenta es un promedio de la ponderación asignada por todos los especialistas y los extremos representan el mínimo y el máximo del conjunto de especialistas.

Atributo	Factor de ponderación	Extremos
Pendiente del terreno	0.38	0.26-0.45
Tipo de cobertura vegetal	0.40	0.32-0.51
Erodabilidad del suelo	0.13	0.11-0.14
Densidad de la red de drenaje	0.04	0.03-0.06
Distancia a cursos de agua	0.04	0.03-0.06

SE Prevención de eutrofización

En el Anexo 4 se presentan las utilidades de cada atributo y el método empleado para su cálculo. El atributo Control de erosión toma los valores originales del modelo anterior, siendo el mayor valor del SE control de erosión en la cuenca es de 0.92 y el mínimo de 0.30. Todos los valores del atributo Tipo de cobertura fueron obtenidos por consenso, siendo bosque ribereño, ceibal y humedal las coberturas con mayor utilidad (1), y arenal y cultivo y praderas artificiales las de menor utilidad (0 y 0.2

respectivamente). La utilidad del atributo Distancia a cursos de agua fue mínima (0) para distancias menores a 100 m (donde ocurre máximo aporte de nutrientes sobre los cursos de agua), intermedia (0.5) a partir de dicha distancia y hasta una distancia de 400 m, y máxima (1) a distancias mayores a 400 m. Por último, la máxima utilidad en el atributo Aporte de nutrientes lo alcanza el uso cuyo coeficiente de exportación de nutrientes es menor (bosques y arenal), mientras que el menor valor lo alcanza el uso del suelo cultivo y praderas artificiales.

Los resultados de la ponderación fueron consistentes en los 5 expertos consultados ($IC < 0.10$). El atributo que alcanzó mayor valor de ponderación fue el aporte de nutrientes como consecuencia del uso del suelo (factor de ponderación 0.37), mientras que el de mínimo valor fue la probabilidad de erosión (factor de ponderación 0.16) (Tabla 4). El desvío de las respuestas entre los expertos fue elevado en todos los atributos, como se muestra en la Tabla 4.

Tabla 4. Ponderación asignada por el conjunto de expertos a cada atributo del modelo multicriterio para el SE Prevención de eutrofización. El factor de ponderación que se presenta es un promedio de la ponderación asignada por todos los especialistas, y los extremos representan el mínimo y el máximo del conjunto de especialistas.

Atributo	Factor de ponderación	Extremos
Control de erosión	0.18	0.08-0.33
Tipo de cobertura vegetal	0.11	0.05-0.20
Distancia a cursos de agua	0.05	0.01-0.12
Aporte de nutrientes por uso del suelo	0.66	0.61-0.72

SE Prevención de invasión de especies exóticas (margarita de Piria, senecio y tojo)

Se confeccionó un sub-modelo para cada especie analizada, ya que si bien los atributos fueron los mismos, las utilidades y la ponderación fue distinta en cada caso.

En el Anexo 4 se presentan las utilidades de cada atributo y el método empleado para su cálculo. Los valores de utilidad del atributo Uso del suelo fueron coincidentes entre todos los expertos consultados, siendo cultivo y praderas artificiales el uso que obtuvo menor utilidad en los tres sub-modelos, mientras que ganadería presentó mayor

utilidad para margarita y senecio, y forestación para tojo. Para el atributo Susceptibilidad del ambiente a la invasión, humedal y ceibal fueron los únicos ambientes que presentaron utilidad 1 en los tres sub-modelos, mientras que ningún ambiente presentó utilidad mínima para los tres sub-modelos. Los valores máximos de utilidad en el atributo Distancia a fuente potencial de propágulos fueron asignados a los parches ubicados más lejos de las posibles fuentes de propágulos, de acuerdo a los umbrales de distancia que se presentan en el Anexo 4 para cada submodelo. El atributo Salinidad presentó únicamente dos posibles valores de utilidad, iguales en los tres submodelos: suelos salinos presentan utilidad 1, mientras que suelos no salinos presentan utilidad 0. La Distancia a caminos y la Distancia a cursos de agua presentan valores de utilidad similares al atributo distancia a fuentes de propágulos, ya que ambos actúan como focos de dispersión. A dicha función de utilidad se le agregó, en los tres casos, una franja de distancia mínima que minimiza el valor de utilidad (15 m); en el caso de los caminos se trata de un ancho promedio de banquina, que es regularmente mantenida por la maquinaria vial y constituye un sitio con un nivel de disturbio alto, propicio para la germinación de las especies estudiadas. Por otro lado, en el caso de los cursos de agua, se trata de una distancia donde la influencia del depósito de propágulos por inundación es mayor.

En los tres sub-modelos, los resultados de la ponderación fueron consistentes en 3 de los 4 expertos consultados ($IC < 0.10$); la matriz que no resultó consistente tras la primera ronda de consulta fue modificada en una segunda consulta con el experto para obtener consistencia. El atributo que alcanzó mayor valor de ponderación fue en los tres casos la susceptibilidad del ambiente a la invasión (factor de ponderación 0.27 en los tres modelos), mientras que el de mínimo valor fue la distancia a caminos en el sub-modelo de margarita de Piria (factor de ponderación 0.05) y la distancia a cursos de agua en los sub-modelos de senecio y tojo (factores de ponderación 0.03 y 0.05, respectivamente) (Tabla 5). Si bien el desvío de las respuestas entre los expertos fue elevado en todos los atributos, hubo consenso entre dos de los atributos más relevantes y en los dos menos relevantes; el atributo cuya ponderación presentó

mayor desvío fue la salinidad, debido al escaso conocimiento que los expertos declararon tener sobre su relevancia.

Tabla 5. Ponderación asignada por el conjunto de especialistas a cada atributo de los 3 submodelos del SE Prevención de invasión de especies exóticas. El factor de ponderación que se presenta es un promedio de la ponderación asignada por todos los especialistas, y los extremos representan el mínimo y el máximo del conjunto de especialistas.

Atributo	Ponderación Margarita	Extremos Margarita	Ponderación Senecio	Extremos Senecio	Ponderación Tojo	Extremos Tojo
Uso del suelo	0.24	0.15-0.43	0.25	0.15-0.37	0.22	0.15-0.30
Susceptibilidad del ambiente	0.27	0.21-0.39	0.27	0.20-0.35	0.27	0.33-0.33
Distancia a fuente potencial de propágulos	0.11	0.06-0.20	0.12	0.07-0.23	0.17	0.07-0.31
Salinidad del suelo	0.25	0.08-0.43	0.28	0.05-0.49	0.23	0.03-0.43
Distancia a caminos	0.05	0.03-0.10	0.05	0.03-0.07	0.07	0.03-0.12
Distancia a cursos de agua	0.08	0.03-0.19	0.03	0.03-0.04	0.05	0.03-0.06

SE Provisión de carne de fauna silvestre terrestre

Se confeccionó un sub-modelo para cada grupo de caza: carpincho; jabalí; mulita y liebre; y huevos de ñandú. Los cuatro grupos comparten los mismos atributos pero las utilidades y la ponderación fue distinta en cada caso.

En el Anexo 4 se presentan las utilidades de cada atributo y el método empleado para su cálculo. Las utilidades del atributo Tipo de cobertura reflejan las preferencias de hábitat de cada especie/grupo de caza analizado, de modo que los valores son muy distintos entre sub-modelos por tratarse de especies con requerimientos de ambientes muy distintos (ver Anexo 4). Los parches de cada ambiente fueron agrupados en tres clases de tamaño en el atributo Tamaño de parche, a los que se les asignó valores de utilidad entre 0.1 (parches menores a 5 ha) y 1 (parches mayores a 500 ha). Los dos atributos que hacen referencia a la presión de remoción por caza asumen que los sitios más accesibles son los que se encuentran más afectados, y por lo tanto tienen menor utilidad: píxeles ubicados a menos de 5 km de centros poblados o menos de 1 km de caminos recibieron utilidad 0 (máximo impacto de remoción por caza), mientras que píxeles ubicados a más de 5 km de centros poblados o más de 1 km de caminos recibieron utilidad 1 (mínimo impacto de remoción por caza).

Finalmente, el atributo Nivel de control de caza tomó valor de utilidad máxima (0.8) en sitios protegidos por normativa y en la práctica, las áreas no reconocidas legalmente pero con control en la práctica tienen una utilidad intermedia (i.e. el área propuesta como adyacente al Área Protegida), y las áreas sin control de caza tienen utilidad mínima.

Los 4 expertos consultados arrojaron resultados consistentes del AHP para la ponderación de atributos ($IC < 0.10$), aunque no todos respondieron sobre los 4 grupos de caza (3 expertos respondieron sobre carpincho y jabalí, 4 sobre mulita y liebre, y 2 sobre huevos de ñandú). El atributo que alcanzó mayor valor de ponderación en los modelos de carpincho y jabalí (factor de ponderación 0.45) fue el de tipo de cobertura vegetal, mientras que para mulita y liebre fue el nivel de control (factor de ponderación 0.39), y para huevos de ñandú los dos atributos que reflejan el impacto por remoción (distancia a caminos y a centros poblados, factor de ponderación 0.38 ambos) (Tabla 6). En los modelos de carpincho y jabalí hubo consenso respecto al atributo de menor ponderación, pero no respecto al de mayor ponderación; en el de mulita y liebre no hubo consenso en ninguna de las tres ponderaciones, y en el de huevos de ñandú hubo consenso en todos los valores.

Tabla 6. Ponderación asignada por el conjunto de especialistas a cada atributo de los 4 submodelos del SE Producción de carne de fauna silvestre. El factor de ponderación que se presenta es un promedio de la ponderación asignada por todos los especialistas, y los extremos representan el mínimo y el máximo del conjunto de especialistas.

Atributo	Pond. carpincho	Extremos carpincho	Pond. Jabalí	Extremos jabalí	Pond. mulita, y liebre	Extremos mulita y liebre	Pond. ñandú	Extremos ñandú
Tipo de cobertura	0.45	0.23-0.59	0.45	0.24-0.61	0.24	0.06-0.54	0.09	0.05-0.12
Tamaño de parche	0.15	0.08-0.20	0.15	0.08-0.20	0.08	0.02-0.18	0.03	0.02-0.04
Distancia a poblados	0.03	0.02-0.04	0.04	0.03-0.05	0.15	0.03-0.36	0.38	-
Distancia a caminos	0.03	0.02-0.04	0.04	0.03-0.05	0.15	0.03-0.36	0.38	-
Nivel de control	0.33	0.13-0.64	0.32	0.09-0.62	0.39	0.07-0.70	0.13	0.08-0.18

Cobertura del suelo y capacidad para la provisión de SE en la cuenca de la Laguna

Mapeo de SE en la Cuenca de la Laguna de Rocha como un insumo para la planificación territorial

de Rocha

La cobertura del suelo predominante en la cuenca de la Laguna de Rocha son los pastizales (ocupando más de 70000 ha, un 60% de la superficie), que se distribuyen por toda la cuenca. Cultivos (incluye praderas artificiales) y bosques nativos tienen el segundo lugar en importancia en cuanto a superficie, ocupando alrededor de 11000 ha cada uno de ellos. La forestación ocupa cerca de 9000 ha y se desarrolla casi exclusivamente en la zona de sierras (en esta clasificación no se consideraron como forestación los montes de abrigo, distribuidos por toda la cuenca). Los arenales son la clase con mejor superficie, con solo 238 ha (Figura2).

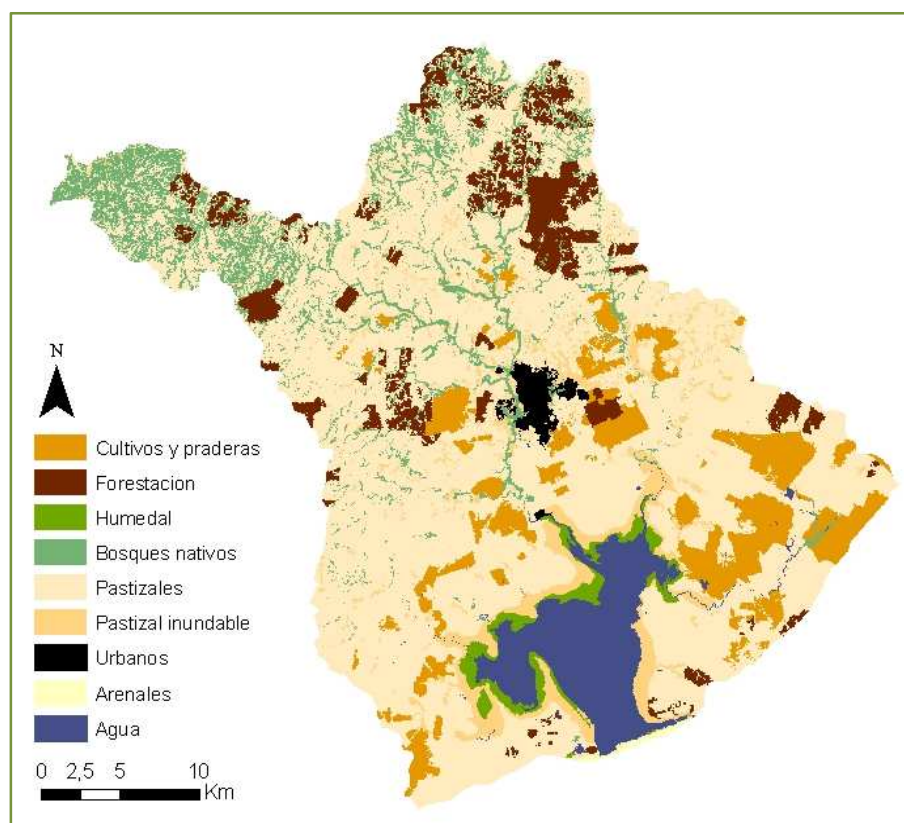


Figura 2. Cobertura del suelo en 2011 obtenidas a partir de clasificación de imagen Landsat.

La Figura 3 muestra la distribución del valor de provisión de cada SE en la cuenca, mientras que la Figura 4 presenta una agrupación en clúster de los píxeles que se destacan tanto por alta como por baja provisión para cada SE.

Los SE que presentaron valores de provisión media más bajos fueron Prevención de invasión de EEI (0.30 ± 0.13), seguido por Producción de carne de fauna silvestre (0.43 ± 0.12). En contraposición, Prevención de eutrofización fue el SE que presentó valor medio más elevado (0.77 ± 0.15). Amortiguación de inundaciones y Control de erosión presentaron valores medios intermedios (0.61 ± 0.09 y 0.62 ± 0.10 respectivamente). Si bien todos los SE analizados presentaron un valor mínimo de 0 en al menos un punto del territorio, ninguno de ellos alcanzó el máximo de provisión posible (1). Sin embargo, sí lo hicieron algunos de los submodelos: el del SE Prevención de invasión-Senecio y los de Producción de carne de fauna-Carpincho, Ñandú y Mulita y liebre. Para todos los demás modelos y submodelos los valores máximos oscilaron entre un mínimo de 0.88 (Producción de carne de fauna silvestre) y 0.97 (eutrofización).

En términos de provisión total en la cuenca, nuevamente el SE que presenta valor máximo es Prevención de eutrofización, con un valor de provisión total de 172230 unidades relativas (77% del máximo posible, que se daría si todos los píxeles toman un valor igual a 1) y los valores mínimos los presentan Prevención de invasión de EEI que alcanza apenas un nivel de provisión igual al 32% del máximo posible (si todos los píxeles toman valor 0,952), y Producción de carne de fauna silvestre, con un valor total igual al 45% del máximo posible (si todos los píxeles toman valor 0,874). Amortiguación de inundaciones y Control de erosión presentan niveles totales de provisión iguales al 61 y 62% respectivamente del máximo posible (si todos los píxeles alcanzan valor 1).

Amortiguación de inundaciones y Prevención de eutrofización presentaron valores medios más altos en la cuenca alta, mientras que para los otros tres SE analizados se destaca la parte baja de la cuenca (Tabla 7). En ninguno de los casos se destacó la cuenca media.

Tabla 7. Provisión media y desvío estándar de cada SE en cada zona de la cuenca.

	Amortiguación de inundaciones	Control de erosión	Prevención de invasión de EEI	Carne de fauna silvestre	Prevención de eutrofización
Cuenca alta	0.619 (± 0.102)	0.593 (± 0.127)	0.307 (± 0.097)	0.373 (± 0.062)	0.816 (± 0.050)
Cuenca media	0.604 (± 0.081)	0.618 (± 0.093)	0.260 (± 0.077)	0.417 (± 0.081)	0.739 (± 0.181)
Cuenca baja	0.615 (± 0.067)	0.657 (± 0.068)	0.428 (± 0.203)	0.575 (± 0.164)	0.800 (± 0.147)

El SE Amortiguación de inundaciones se vio determinado principalmente por los atributos tipo de cobertura y pendiente, los cuales recibieron los mayores valores de ponderación. Así, zonas de la cuenca con bosques o humedales y con baja pendiente, son las que presentan valores de provisión más elevados, y más aún cuando se encuentran en ubicaciones lejanas al punto de cierre de la cuenca y/o sobre suelos permeables. Los valores más bajos se encuentran en sitios con cobertura “cultivo y praderas artificiales”, con alta pendiente y baja permeabilidad (Figuras 3 y 4).

El SE Control de erosión también se vio determinado en mayor medida por el tipo de cobertura y la pendiente, y en segundo lugar por la erodabilidad. Por tanto los sitios con valores destacados por elevada provisión de este SE son las zonas con bosques o humedales, baja pendiente y baja erodabilidad. Los sitios que menos contribuyen al control de la erosión son aquellos con forestación sobre suelos de alta pendiente o con agricultura y/o praderas en cualquier parte de la cuenca (Figuras 3 y 4).

La contribución del territorio a Prevenir la eutrofización se vio determinada predominantemente por el aporte de nutrientes que realiza cada píxel, ya que es el atributo con mayor ponderación. Así, zonas sin uso, con uso ganadero o uso forestal, presentan en general valores altos de provisión de este SE. Dichos valores son aún más elevados en zonas donde el control de la erosión es máximo y se mantienen coberturas como bosques y humedales. En menor medida hay un efecto de la distancia a cursos de agua. Los sitios con uso “agricultura y praderas” en zonas de bajo control de erosión son los que tienen valores más bajos de este SE, y más aún cuando se encuentran cercanos a cursos de agua (Figuras 3 y 4).

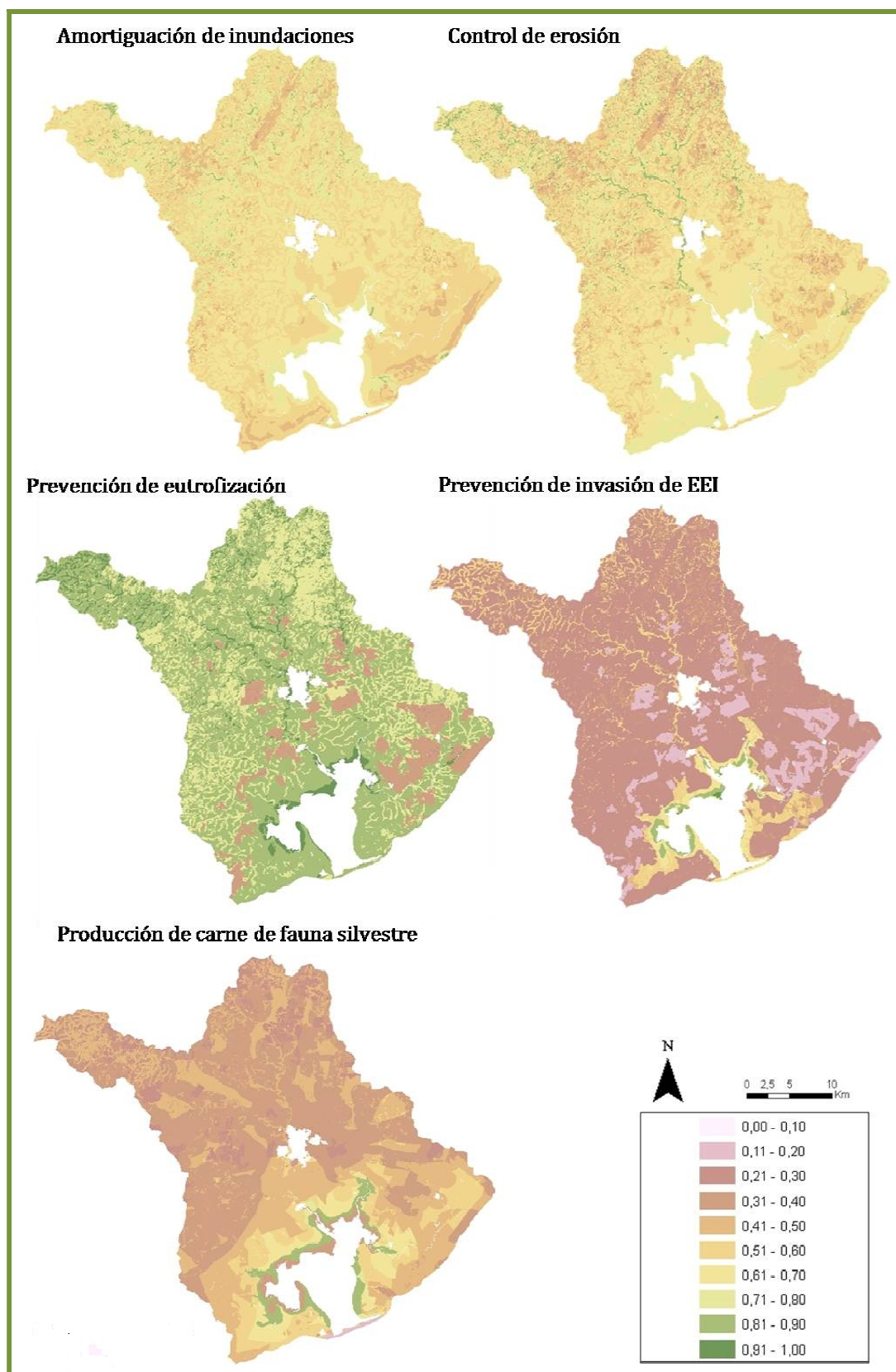


Figura 3. Contribución del territorio a la provisión de los distintos SE analizados en la cuenca de la Laguna de Rocha en 2011.

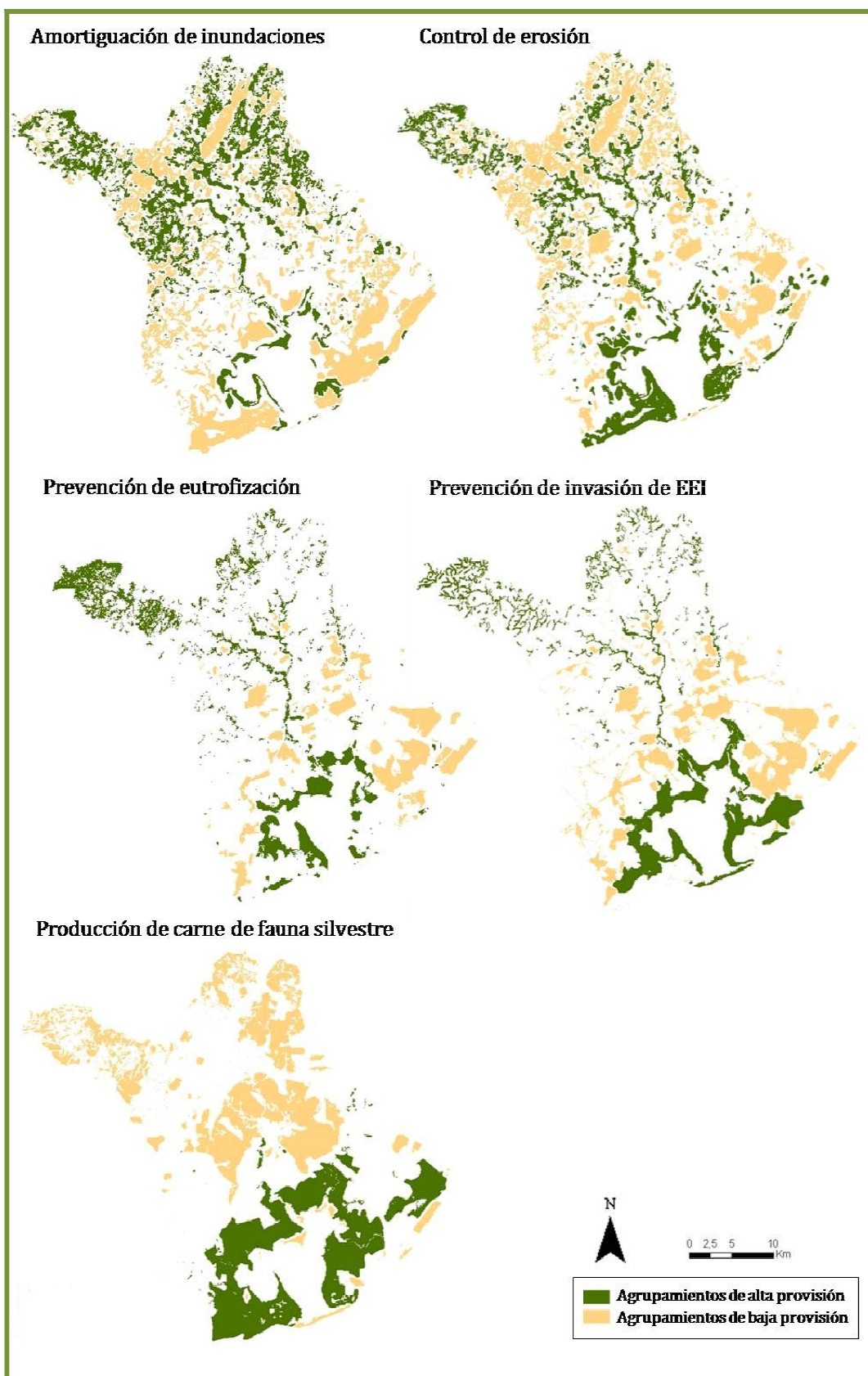


Figura 4. Agrupamiento de píxeles de alta y baja provisión de cada SE

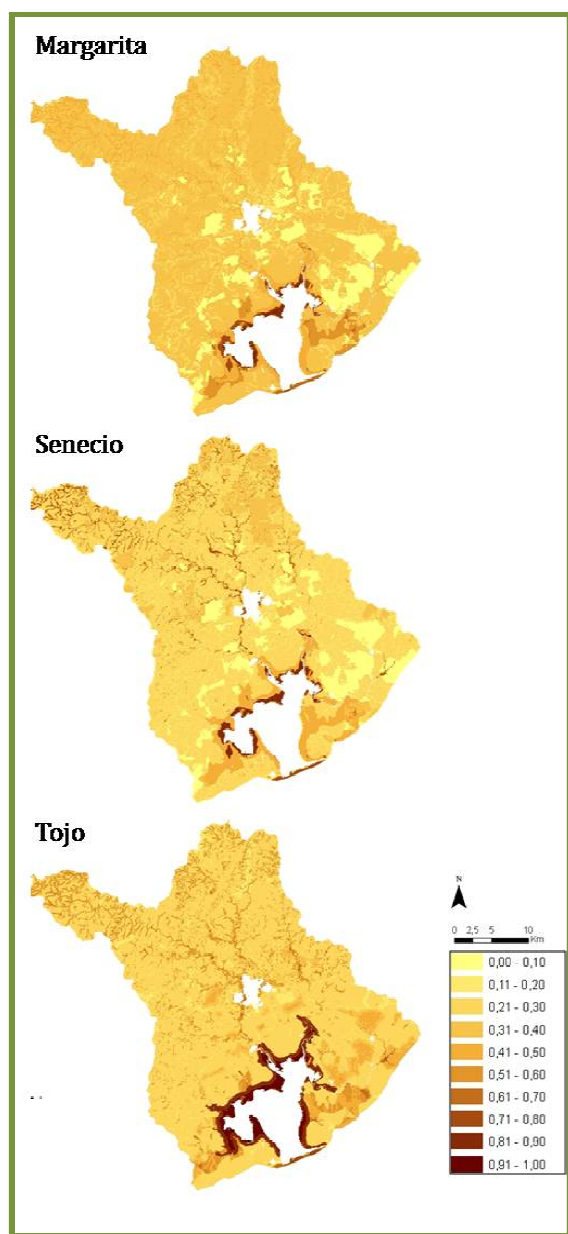


Figura 5. Sub-modelo de cada especie exótica considerada en el SE Prevención de la invasión de especies exóticas

que el modelo aborda tres especies invasoras de pastizales, los bosques también aparecen como zonas de elevada provisión del SE aunque no alcanzan valores máximos dada su cercanía a fuentes de propágulos y a cursos de agua, que son dos factores que les aumentan su vulnerabilidad. Los suelos agrícolas son los de mínima resistencia a la invasión, y tanto en éstos como en los pastizales, el efecto de la distancia a cursos de agua y a caminos es prácticamente imperceptible a esta escala. La Figura 5 muestra la distribución de cada uno de los tres sub-modelos que se desarrolló para cada especie, en base a los cuales se obtuvieron por sumatoria los valores del modelo integrado. El factor que más varía entre las tres especies analizadas es la susceptibilidad del tipo de cobertura “agricultura y praderas”: para Margarita y Senecio esta cobertura disminuye la susceptibilidad a la invasión, mientras que para Tojo ocurre lo contrario.

Finalmente, la producción de carne de fauna silvestre presenta predominantemente valores bajos al igual que en el caso anterior, que se tornan más altos dentro del área protegida (Figuras 3 y 4). El incremento de valor dentro del AP se debe a una sumatoria de dos motivos: por un lado el efecto positivo del atributo “control de caza furtiva”, que se evidencia en mayor o menor medida en los cuatro sub-modelos (Figura 6), y por otro lado, por la presencia de los humedales que tienen impacto positivo por los valores elevados que le confieren al sub-modelo de carpincho, que presenta valor=0 en la mayor parte de la superficie estudiada. En menor medida se evidencia el efecto de la distancia a centros poblados y a caminos, que son atributos importantes de los sub-modelos de ñandú y de mulita y liebre (Figura 6).

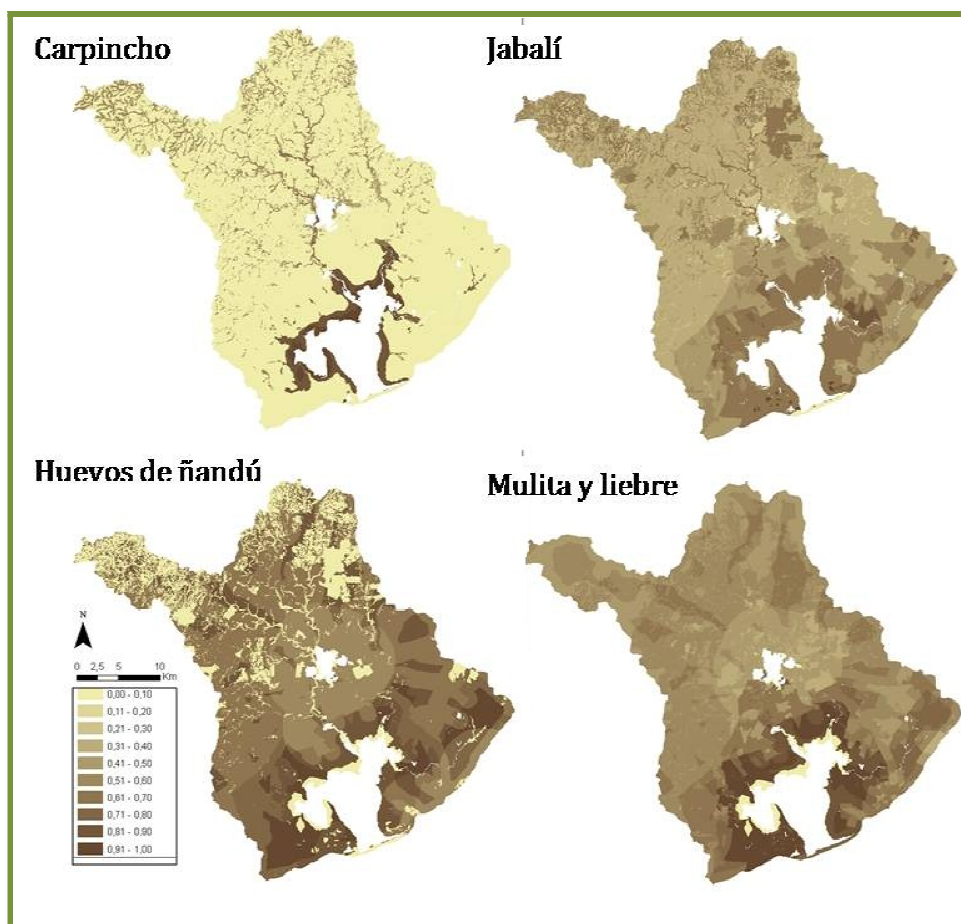


Figura 6. Sub-modelo de cada grupo de caza considerado en el SE Producción de carne de fauna silvestre.

A excepción del sub-modelo de ñandú, en los otros tres los atributos más relevantes son “tipo de cobertura” y “nivel de control”, de modo que los valores máximos de provisión del SE se encuentran en los ambientes de mayor utilidad y aún más si están dentro del Área Protegida. El impacto de la caza sobre carpincho y jabalí no tiene un impacto diferencial, ya que los cazadores especializados en estas especies no dependen de que los sitios sean accesibles fácilmente, sino que recorren grandes distancias en búsqueda de su objetivo. Un poco más relevantes son estos dos atributos para el grupo de caza “mulita y liebre”, ya que se trata de cazadores muchas veces con menos recursos, que acceden sin vehículo, o con menor nivel de especialización que los cazadores de carpincho. El sub-modelo de ñandú responde a una actividad que funciona bajo la lógica de la recolección y no de la caza, donde el tipo de ambiente y el nivel de control pierden importancia respecto a la accesibilidad. Los sitios accesibles para los recolectores de huevos son los que ofrecen menor provisión del SE ya que se encuentran más perturbados.

DISCUSIÓN

El foco de este capítulo fue poner en práctica una herramienta que permite evaluar la importancia relativa que tiene cada sector del territorio para proveer cinco SE relevantes del área de estudio, en base a información disponible y conocimiento experto. La herramienta fue aplicada con participación de todos los expertos convocados, y se obtuvieron mapas que permiten identificar zonas destacadas para la provisión de distintos SE.

Proceso de elicitación del conocimiento experto

Procesos de elicitación del conocimiento experto se han comenzado a desarrollar en Uruguay en los últimos años, por ejemplo en el marco de procesos de planificación de las Áreas Protegidas ingresadas al SNAP. Tanto en este estudio como en dichos procesos se recurre al conocimiento experto como herramienta para la toma de decisiones, dado que la resolución de conflictos ambientales precisa contar con información científica en tiempos que generalmente no pueden esperar por resultados de la investigación científica (Davis 1990). Raramente existe información científica que responde a inquietudes de gestión, de modo que se recurre al conocimiento experto tanto para generar hipótesis de manejo sobre las cuales avanzar, como para generar medidas de manejo a partir de información científica existente pero no publicada o disponible. Si bien este trabajo no se desarrolla en el contexto de un proceso de toma de decisiones, busca ser un insumo para la gestión de la cuenca de la Laguna de Rocha en el marco de distintos procesos que se están desarrollando (eg. planificación del Parque Regional Cuenca de la Laguna de Rocha, gestión del Paisaje Protegido Laguna de Rocha, planes parciales de Ordenamiento Territorial del departamento).

Por otro lado, el uso de juicio experto como mecanismo de obtención de información presenta una serie de debilidades, asociadas por un lado a la necesidad de que los expertos participen con el nivel de compromiso necesario para acompañar todo el proceso de consulta y por otro lado al sesgo que suelen presentar sus opiniones. Para

disminuir dificultades vinculadas con el primer punto, se trabajó con un conjunto de especialistas reducido, que estuviera por encima del número mínimo de expertos recomendado por Meyer y Booker (1990), pero que a la vez fuera manejable por el responsable del proceso de elicitación, de modo de lograr un tratamiento personalizado con los especialistas. Se buscó que fuera un proceso de consulta corto en duración, y con la mínima demanda de tiempo necesaria para cada experto, razón por la cual se priorizaron las consultas vía mail y no se llevaron a cabo consultas en talleres, frente a las cuales muchos expertos han manifestado encontrarse desgastados y poco incentivados a participar. Por último, se seleccionaron predominantemente expertos con compromiso hacia el desarrollo de estrategias de conservación y uso sustentable en el área de estudio.

Para disminuir las dificultades derivadas del sesgo de los expertos se siguieron las recomendaciones de Kuhnert (2011), quien menciona que la opinión de expertos debe ser tratada con la misma rigurosidad que la información empírica en cuanto al diseño, colecta y análisis, y que se deben realizar instancias de retroalimentación y discusión. En este trabajo se buscó que los expertos representaran varios grupos de investigación relacionados a cada SE, y con ellos se llevó a cabo un proceso de consulta ordenado y estructurado que contó con una etapa final de retroalimentación, orientada específicamente a generar discusión en torno a puntos de desacuerdo, y a minimizar el error debido a sesgos.

El nivel de participación de los expertos fue muy satisfactorio. De los 21 expertos convocados a participar, únicamente uno de ellos respondió negativamente, uno de ellos respondió estar interesado en participar pero por su disponibilidad en los tiempos requeridos para la consulta no fue posible contar con su juicio y de los 19 restantes, tan solo uno participó de forma inconclusa. Si bien no se evaluó de forma sistemática el nivel de satisfacción de los expertos en participar de un proceso de este tipo, todos los especialistas que participaron en la consulta completa manifestaron encontrarse a gusto participando en un proceso de elicitación. Sin embargo, muchos de ellos adjudicaron esa sensación al hecho de que sus opiniones no estaban ligadas a

un proceso directo de toma de decisión, lo cual los hizo sentir con mayor libertad de expresar algunos juicios o percepciones.

Finalmente, es importante destacar que un proceso de este tipo pudo ser desarrollado en la Cuenca de la Laguna de Rocha porque existe una rica base de información disponible tanto en publicaciones científicas como en informes técnicos, así como una amplia base de datos en formato SIG, que permitió generar coberturas de la amplia mayoría de los atributos necesarios. Es un área que cuenta también con un numeroso conjunto de investigadores involucrados en su investigación y manejo.

Esta información es un primer avance realizado a nivel local que permite conocer y planificar usos en el territorio considerando el aporte de cada sector al mantenimiento de algunas actividades productivas. Sin embargo, se hace necesario llevar a cabo nuevos estudios orientados a validar con medidas de campo los coeficientes del modelo, para evaluar y corregir posibles sesgos y errores.

Herramienta: los modelos construidos y su utilidad para la toma de decisiones

La herramienta desarrollada consiste en un modelo multicriterio explícito espacialmente, que en base a un input de un conjunto de atributos ponderados para cada SE, brinda como salida el valor relativo de provisión del SE en cuestión. Se trata de una herramienta que funciona en programas que manejan Sistemas de Información Geográfica, a la cual se le pueden generar variaciones en los atributos de entrada, y analizar los valores de salida.

El empleo de modelos multicriterio para mapear la contribución del territorio a la provisión de SE ha sido mostrado por algunos autores (Saldaña 2008, Balvanera 2009, Achinelli 2011). Es un tipo de valoración biofísica cuantitativa de SE (“cualificación” *sensu* Piñeiro et al. 2011) basada en la comprensión de la habilidad del territorio para llevar adelante determinados procesos a partir de sus propiedades biofísicas locales (los atributos) (Laterra et al. 2011). Se están desarrollando por parte de la comunidad científica herramientas que parten de esta misma base, que se diferencian por el modo

en que son integradas las funciones para estimar la provisión de SE (por ejemplo en base a datos empíricos específicos), pero ninguna de ellas ha sido aplicada para Uruguay ni se encuentra disponible para uso libre (Kareiva et al. 2011, Laterra et al. 2011). En este contexto, la aplicación de una herramienta que permita generar mapas de provisión de SE es de alta relevancia para el país.

Una herramienta de este tipo permite, por ejemplo, evaluar el impacto que tendrá sobre la provisión global de uno o varios SE el desarrollo de una actividad dada en algún sitio de la cuenca, mediante la creación de escenarios con y sin proyecto. El requisito mínimo para ejecutar un análisis de este tipo es que la actividad cuyo impacto se quiere analizar debe tener una manifestación espacial, con una utilidad definida respecto a cada SE.

Si bien fue desarrollada a nivel de cuenca, el análisis tiene una resolución de media hectárea, que permite trabajar no solo a escala de cuenca, sino también a escalas menores, tales como municipio, área protegida, o incluso predial. Asimismo, se trata de una herramienta explícita en todos sus pasos, de modo que permite la incorporación de modificaciones en los valores de utilidad y en los coeficientes de ponderación de cada modelo, ya sea debido al hallazgo de nueva evidencia científica como por futuras revisiones de otros grupos de expertos.

Provisión de SE en la cuenca de la Laguna de rocha

Los modelos multicriterio presentados en esta tesis constituyen el primer antecedente que permite estimar el nivel de provisión de los SE abordados en el área de estudio desarrollado a escala de cuenca. Un mapeo realizado a nivel nacional era, hasta el momento, el único antecedente bibliográfico que permitía conocer la distribución de la capacidad del territorio para proveer algunos SE² (Soutullo et al. 2012).

Sobre el SE Amortiguación de inundaciones no se han encontrado referencias

² Disminución de enfermedades y pestes, amortiguación de eventos extremos, agua de buena calidad, clima habitable, alimentos, recursos genéticos, combustible, materiales para construcciones y fibras y agua para consumo.

bibliográficas que atendieran el tema específicamente en el área de estudio, de modo que estos resultados son el primer acercamiento al tema. Se está desarrollando actualmente una modelación del comportamiento hidrológico de la Laguna (D. Conde com pers.), que probablemente arroje resultados sobre el control de la escorrentía superficial en la cuenca, que se puedan contrastar con los resultados de esta tesis. De los dos atributos con mayor ponderación para este SE, el único que puede ser modificado por las actividades productivas más corrientes es el “tipo de cobertura”, ya que la afectación de otros atributos requiere obras de infraestructura o cambios en los usos que modifiquen aspectos estructurales del terreno (actividades no consideradas en este estudio). En particular, bosques y humedales son los ambientes a los que se les asignó mayor utilidad. Una sustitución de pastizal por cobertura agrícola generaría una pérdida sobre la provisión del SE, cuya magnitud dependerá de la ubicación en el territorio (es decir, de los valores de los otros atributos). De acuerdo a este modelo, una sustitución de un pastizal por forestación representa una mejora relativa respecto al SE, aunque debe destacarse que la utilidad de la forestación para este SE fue la única que no pudo ser acordada entre los especialistas, dado que existen distintas posiciones y evidencias al respecto. Más allá de las diferencias entre juicios, es claro que hay una pérdida relativa de SE cuando se sustituye bosque o arbustal serrano por forestación, evento que se da además en zonas con alta pendiente. Respecto a la utilidad de los pastizales, el valor es relativamente bajo porque se asumió un estado general medio, debido al uso ganadero extendido en la cuenca, que generalmente mantiene pastizales por debajo de la altura óptima (Rodríguez-Gallego et al. 2013). La conservación de los pastizales en buen estado podría implicar mejoras relativas en la provisión de este SE. Los resultados de este modelo coinciden con lo encontrado por Soutullo et al. (2012) para el SE Amortiguación de eventos extremos, donde un tipo de evento extremo que consideran son las inundaciones.

Respecto al SE Control de erosión, si bien no se han aplicado modelaciones que estimen su nivel de provisión en la cuenca, recientemente se han comenzado a diseñar a nivel predial Planes de manejo de suelo, que estiman a nivel de predios la pérdida total de suelo como consecuencia del uso agropecuario. Esa información no se

encuentra sistematizada ni publicada aún, pero sería sumamente interesante su integración a nivel de zonas o de cuenca para identificar sitios con excesiva pérdida de suelo, y contrastarlas con los resultados de este modelo. Al igual que en el modelo anterior, nuevamente “tipo de cobertura” es el único atributo con alta ponderación que puede ser modificado por actividades humanas corrientemente practicadas en la zona, aunque en este caso, los dos usos del suelo que implican transformación total de la cobertura (forestación y agricultura) presentan valores por debajo de los ambientes naturales que transforman. De este modo, la transformación de un ambiente natural hacia forestación o hacia agricultura acarrearía una pérdida relativa en la provisión del SE (en mayor medida si la modificación es hacia agricultura). El efecto negativo se ve reforzado si ocurre en sitios de alta pendiente, y en menor medida si ocurre sobre suelos de alta erodabilidad, cercano a cursos de agua, en zonas con densa red de drenaje. Al igual que en el caso anterior, se asumió que los pastizales se encontraban en estado intermedio de conservación, de modo que mejoras en ese sentido incrementarían el control de la erosión.

El SE de Prevención de eutrofización es el que presentó mayor valor medio, resultados que coinciden con lo expresado por Rodríguez-Gallego (2010), quien sugiere que en la cuenca existen mecanismos de mantenimiento de la calidad de agua. Algunos de los mecanismos señalados probablemente sean los reflejados en este modelo: la presencia de coberturas con bajo aporte de nutrientes (atributo que recibió mayor ponderación) y capaces de retener los nutrientes aportados desde la cuenca (atributo con ponderación intermedia), y la relativamente alta provisión del SE Control de erosión (atributo con ponderación intermedia), que disminuye la llegada de fósforo a los cuerpos de agua. Estos resultados coinciden en parte con los de Soutullo et al. (2012) para el SE Agua de buena calidad: ambos trabajos destacan la importancia del humedal en torno a la laguna, pero difieren en la importancia relativa que le dan a otros sectores del territorio, como sitios alejados de cursos de agua, o parches de bosque nativo. Esto se debe en parte a la escala del trabajo citado, así como al método empleado por éste para mapear los SE (Maynard et al. 2010).

El SE Prevención de invasión de especies exóticas vegetales presentó niveles sumamente bajos tanto de forma global como para cada una de las tres especies analizadas, aunque en menor medida para margarita de Piria. Esto se debe en gran medida a que la mayoría de la superficie de estudio presenta ambientes susceptibles a las tres especies, ya que se seleccionaron especies invasoras de pastizal. En este sentido, el mantenimiento de pastizales inundables y bosques puede ser una buena estrategia para no aumentar el riesgo, así como mantener usos productivos que disminuyan el riesgo de invasión (cultivos y sobrepastoreo en el caso de margarita y senecio y forestación y cultivos en el caso de tojo). En la modelación de este SE, que es el primer antecedente en la cuenca, no fue posible incorporar atributos sumamente importantes por no ser suficiente la información, y por la escala de análisis (e.g. la presencia de semillas en el suelo y la distancia a fuentes actuales de dispersión). Constituye por lo tanto un primer acercamiento que debe ser mejorado con información de campo sobre esos dos atributos.

Finalmente, la Producción de carne de fauna silvestre se centra en las cinco especies más capturadas en la zona. Tampoco ha sido modelado este servicio hasta el momento, y la información más detallada al respecto la tienen los propios cazadores, con los cuales habría que diseñar una metodología de elicitación específica, distinta a la abordada en esta tesis. Los valores bajos que presenta el modelo global se deben a que el sub-modelo de carne de carpincho toma valor cero en gran parte del área, por la especificidad de hábitat de esta especie. Los máximos en el modelo global se dan donde se maximiza la producción de carne de los cuatro grupos de caza debido no solo a la calidad del hábitat sino al control que reduce la caza y extracción de individuos. A excepción del sub-modelo de ñandú, en los otros tres los atributos más relevantes son “tipo de cobertura” y “nivel de control”, de modo que manejando el tipo de cobertura y controlando la caza furtiva y otras actividades que provocan ahuyentamiento de las especies, se podrían mantener valores elevados de biomasa de estas especies. De todos modos, relevamientos de abundancia de las especies, con los cuales no se cuenta actualmente, sin duda fortalecerían el modelo. Es interesante notar cómo la presencia del Área Protegida, en los términos que se maneja actualmente, tiene también un

efecto positivo sobre la producción de carne de jabalí, una especie exótica que representa una amenaza para el área.

En términos generales, las zonas de destacada provisión de SE en la cuenca coinciden con la ubicación de bosques nativos y ambientes húmedos en zonas de baja pendiente (humedal y pastizal inundable en torno a la laguna), lo cual se debe a la alta ponderación que se le asignó al atributo “tipo de cobertura” en la mayoría de los SE, y en particular a los altos valores de utilidad de estos ambientes en todos los SE. Asimismo, la alta ponderación que recibe la pendiente en los SE Amortiguación de inundaciones y Control de erosión (y lo que este atributo implica en el SE Prevención de eutrofización), contribuye a que las zonas bajas destaquen por su alta provisión. Finalmente, esto se ve fortalecido por la utilidad elevada de la presencia del Área Protegida para el SE Producción de carne de fauna silvestre. Estos resultados coinciden con los de Soutullo et al. (2012), en particular por la relevancia asignada al humedal en torno a la laguna.

CAPÍTULO 2

PROVISIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA CUENCA DE LA LAGUNA DE ROCHA: CAMBIOS TEMPORALES, PRIORIDADES ESPACIALES DE CONSERVACIÓN Y PLANIFICACION DEL USO DEL SUELO

INTRODUCCIÓN

Los Servicios ecosistémicos (SE) son las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas y las especies que los componen sostienen y satisfacen la vida humana (Daily 1997). Las actividades agropecuarias dependen de una serie de servicios que brindan los ecosistemas. Sin embargo, los cambios asociados al desarrollo de estas actividades a menudo impactan de forma negativa sobre esos servicios, lo que a mediano y largo plazo deteriora la capacidad del territorio de sostener las mismas actividades (MA 2005, Kareiva et al. 2007, Swinton et al. 2007, Raudsepp-Hearne et al. 2010).

Desde el año 2000 Uruguay se encuentra atravesando un proceso de expansión e intensificación agrícola y forestal (Arbeletche 2007, DIEA 2010), lo cual conlleva una creciente modificación de los ecosistemas nativos (principalmente pastizales), ya sea por sustitución directa, por aumento de la presión de uso en los sitios que quedaron relegados para ganadería o por contaminación por el creciente uso de agroquímicos (Evia y Gudynas 2000, Narbondo y Oyhantçabal 2011, Nardo 2012, Ríos 2012). En este escenario, se hace necesario en el país la aplicación de políticas orientadas a mantener los recursos naturales y servicios de los ecosistemas, así como el desarrollo de herramientas que permitan planificar los usos del suelo de forma de evitar pérdidas en los SE y evitar conflictos entre distintos sectores de la sociedad.

Tres de las estrategias políticas que se han desarrollado en ese sentido en los últimos años son:

- la creación de un Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Ley 17.234/2000), que establece dentro de sus objetivos desarrollar formas y métodos de aprovechamiento y uso sustentable de la diversidad biológica y los ecosistemas;
- la creación y aplicación de la ley de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible (Ley N° 18.308/2008), que establece el marco regulador general para el ordenamiento territorial y desarrollo sostenible, destacando que es

materia del OT (Art. 4º) “El establecimiento de criterios para la localización de las actividades económicas y sociales”;

- y la creación del decreto de Uso Responsable y Sostenible de los Suelos (Decreto 405/2008) por parte del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, que requiere de la elaboración de Planes de uso y manejo del suelo como estrategia para minimizar la pérdida de suelo, planificando el uso agropecuario a nivel predial.

Las primeras dos herramientas requieren de procesos de planificación territorial que permitan identificar sectores del territorio nacional en los que promover distintos tipos de uso, incluyendo zonas de destacada importancia para la conservación y para sostener las actividades productivas. Esto último implica identificar tanto sitios que producen un conjunto de SE clave para las actividades agropecuarias (por ejemplo, control de erosión, amortiguación hídrica, etc.), como sitios destacados por su capacidad de mantener los niveles de producción aun habiendo sufrido impactos (alta resistencia).

Tradicionalmente, la planificación de los usos agropecuarios en Uruguay se ha basado en criterios de aptitud del suelo para sostener las distintas actividades productivas (por ej. Grupos de suelos CONEAT, Suelos de Prioridad forestal, Aptitud General de Uso de la Tierra). Una planificación territorial basada en el análisis de la contribución que hacen los distintos sectores del territorio a la provisión de una gama de SE agrega, al análisis de aptitud del suelo, una mirada más amplia e integrada de la capacidad del territorio de sostener actividades productivas y contribuir al bienestar humano. Constituye además un paso clave hacia el desarrollo de prácticas sustentables de uso de los recursos naturales.

Los últimos 30 años han sido testigos de un enorme desarrollo del marco teórico y de herramientas analíticas para la planificación territorial, en particular, aplicada a la identificación de áreas y acciones orientadas a la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de la integridad ecológica del territorio (Cocks y Baird 1989, Pressey

1994, Margules y Pressey 2000, Sarkar et al. 2006, Moilanen et al. 2009a). La Priorización Espacial para la Conservación (SCP) es una forma de direccionar los escasos recursos hacia los elementos más relevantes, aumentando así la efectividad de dichas acciones (Brooks et al. 2006). Esta metodología puede emplearse para distintos tipos de planificación espacial que requieran decisiones sobre la localización de acciones que tienen implicancia (positiva o negativa) en la conservación (Moilanen et al. 2009a). Entre ellos se podrían destacar los procesos de ordenamiento territorial, la ubicación y delimitación de áreas protegidas, el diseño de programas de pagos por SE, estrategias de adaptación al cambio climático, etc.

Existen abordajes cuantitativos para llevar a cabo priorizaciones espaciales, que identifican prioridades a partir de datos espaciales sobre atributos relevantes utilizando algoritmos matemáticos (Moilanen et al. 2009b) o lógicos explícitos (Ferrier y Wintle 2009). Sin embargo, la priorización espacial también puede estar basada en opinión experta, en particular cuando se cuenta con escasa información. En general, al abordar un problema de este tipo, se cuenta con información sobre algunos atributos pero no sobre otros, en cuyo caso tiene sentido combinar enfoques cuantitativos-matemáticos y enfoques basados en consulta a expertos, actuando estas herramientas como complementarias más que como contrapuestas (Ferrier y Wintle 2009).

Tradicionalmente las prioridades de conservación se han establecido a partir de atributos de la biodiversidad (eg. especies amenazadas, especies endémicas, ambientes relictuales, diversidad de formaciones vegetales) (Margules y Pressey 2000). Sin embargo, este marco conceptual y metodológico puede ser utilizado también para la identificación de zonas destacadas por la provisión de SE (Chan et al. 2006, Rogers et al. 2010, Luck et al. 2012).

Actualmente se considera que la planificación espacial debe considerar además que los usos del territorio (y por lo tanto las presiones) no son estáticos, de modo que las prioridades espaciales de conservación tampoco lo son (Visconti et al. 2010). Zonas

que hoy aparecen como prioritarias pueden perder relevancia en escenarios futuros, o vice versa. Incorporar esta visión al identificar las prioridades de conservación requiere predecir, en la medida de lo posible, los cambios espaciales y temporales en dichos usos y presiones (Wilson et al. 2005, Visconti et al. 2010). Generar escenarios futuros de uso del suelo a partir de información disponible como aptitud del suelo, proyecciones económicas, escenarios políticos, cambios debidos a cambio climático, es una forma de incluir ese dinamismo en la planificación.

El desafío es llevar a cabo procesos de planificación y ordenamiento territorial que consideren las prioridades espaciales en la provisión de SE y su dinamismo, como forma de contribuir a mantener paisajes productivos sostenibles en todas sus dimensiones. La planificación de paisajes productivos debería apuntar a diseñar redes de tierras productivas y naturales que se ordenan y manejan estratégicamente para conservar la infraestructura ecológica que mantiene los valores y funciones de los ecosistemas que sostienen a las sociedades (TEEB 2009). Una forma de aplicar este enfoque es, dado un escenario de desarrollo productivo, identificar la ubicación espacial óptima de las actividades productivas considerando, además de la aptitud sectorial del suelo para dichas actividades, formas de minimizar sus impactos ambientales. Cuando se cuenta con información de SE en cada sitio del territorio, elegir zonas que minimicen el impacto negativo sobre el ambiente puede implicar optar por desarrollar actividades en zonas con alta provisión de algunos SE, ya que son las más aptas para sostener determinados usos y minimizar sus impactos (reduciendo así el impacto global sobre el ambiente). Este criterio se puede considerar en particular para SE de regulación, capaces de disminuir o atenuar efectos negativos sobre la calidad ambiental de la cuenca.

Este capítulo pretende aplicar el enfoque de planificación antes presentado tomando la cuenca de la Laguna de Rocha como caso de estudio. Para ello se analizan, en primer lugar, los cambios en la provisión total de SE y en la distribución de los sitios que más contribuyen a la provisión de SE en la cuenca, en relación a los cambios en el uso del suelo ocurridos en los últimos años, y a un posible escenario futuro de máximo

desarrollo. En segundo lugar, se identifican las áreas más apropiadas para fomentar la expansión agrícola y forestal de forma de minimizar los impactos ambientales negativos a nivel de cuenca. Los resultados de este capítulo son insumos de utilidad para el ordenamiento territorial y el diseño de estrategias espaciales de conservación en la cuenca.

METODOLOGÍA

Para alcanzar el propósito de este capítulo, se mapeó la capacidad del territorio para proveer los SE Amortiguación de inundaciones, Control de erosión, Prevención de eutrofización, Prevención de invasión de especies exóticas vegetales y Producción de carne de fauna silvestre bajo distintos escenarios. El mapeo se llevó a cabo mediante la aplicación de los modelos multicriterio espaciales presentados en el Capítulo 1 en tres escenarios temporales: 1997, 2011 y un escenario de máxima expansión agrícola-forestal. Dicha información permitió conocer las diferencias en la provisión total entre años, y fue la base de información espacial para identificar zonas prioritarias para la provisión de SE, identificadas con el programa Zonation (Moilanen et al. 2005). Por último, utilizando las prioridades espaciales del escenario actual (2011) y los suelos de aptitud agrícola y forestal, se generó un mapa de prioridades para el desarrollo de estas dos actividades que reduzca el impacto negativo sobre el ambiente. Este ranking de prioridades también se desarrolló con el programa Zonation.

Mapeo de provisión de SE en los tres escenarios (1997, 2011 y máximo desarrollo).

La provisión de SE en cada escenario fue calculada y mapeada mediante la aplicación de los modelos multicriterio presentados en el Capítulo 1 (Bojorquez-Tapia et al. 2001, Bojorquez-Tapia et al. 2004, Saldaña 2008, Rodríguez-Gallego et al. 2012). Para la construcción de dichos modelos se llevó a cabo un proceso de consulta con 19 expertos (Anexo 2) con conocimiento sobre el SE por el cual se le consultó, y la mayoría de ellos con experiencia en el área de estudio. A cada experto se le presentó el conjunto de atributos seleccionado en base a bibliografía y consultas previas y se le solicitó vía mail que (a) ponderara los atributos de a pares según su importancia relativa, siguiendo un Proceso Analítico Jerárquico (Saaty 1980) y (b) brindara insumos de información para la valoración de los atributos (Anexo 3). En una segunda ronda de consulta en reuniones personales se presentó la valoración de los atributos y se trabajó sobre los puntos de desacuerdo, sobre los que se buscó generar consensos, para obtener las utilidades finales de cada atributo (Anexo 4).

Los modelos fueron generados en una base de datos espacial con el programa ArcGis 9.3, consistente en una grilla de formato vectorial con una extensión igual a la superficie de la cuenca de estudio y una resolución de media hectárea (70.7 m de lado). El cuerpo de agua de la laguna y el suelo urbano fueron excluidos del análisis.

Para cada escenario se consideraron los siguientes mapas de cobertura del suelo: para el de 1997 se utilizó el mapa generado por Rodríguez-Gallego (2010), para el de 2011 el presentado en el capítulo 1, y para el de máximo desarrollo se construyó un mapa a partir de las coberturas de aptitud agrícola y forestal, asumiendo que todos los pastizales que se encuentran sobre suelo de aptitud forestal (Figura 7.a) se transforman a forestación, y que todos los pastizales que se encuentran sobre suelos aptos para algún tipo de agricultura según el CONEAT (Figura 7.b) se transforman a agricultura (a excepción de aquellos que son además de aptitud forestal, que permanecen como forestación por el criterio anterior). Los otros tipos de cobertura permanecen iguales que en 2011.

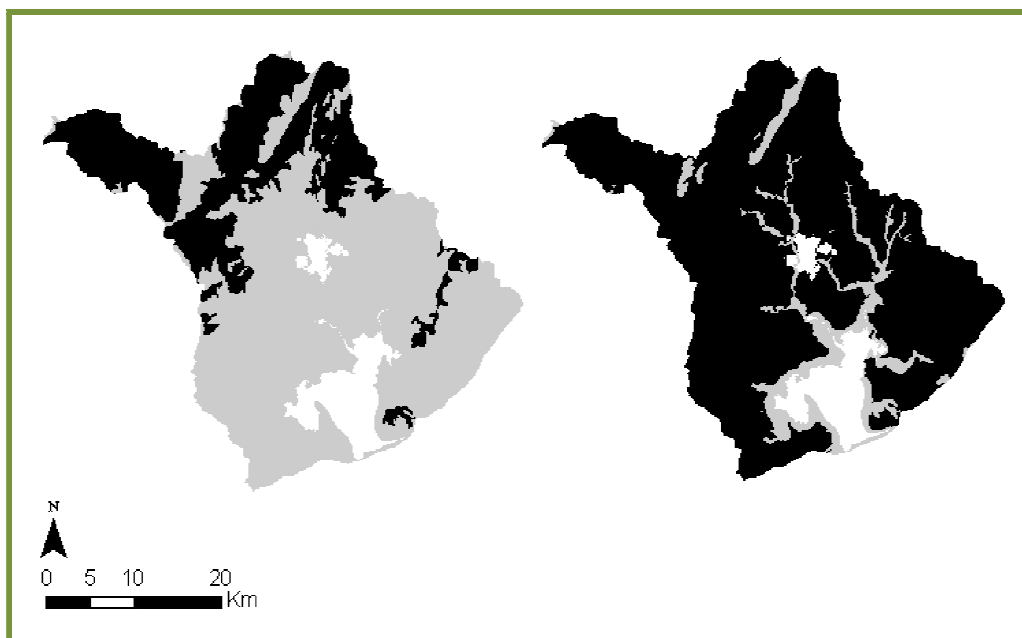


Figura 7. (a) suelos de aptitud forestal (b) suelos de aptitud agrícola. En color negro se indican los suelos aptos y en gris los no aptos.

En cada escenario se calculó a) la provisión media a nivel de cuenca de cada SE como el valor medio de todos los píxeles de la cuenca, b) la capacidad total de la cuenca de proveer cada SE, como la suma total de todos los píxeles, y c) el área total con provisión mayor a 0.6 para cada SE.

Identificación de áreas prioritarias para el mantenimiento de SE

Para identificar las áreas más relevantes para el mantenimiento de los SE, los mapas de provisión de SE de cada escenario fueron incorporados al software Zonation (Moilanen et al. 2005). Este programa jerarquiza cada sitio del territorio de acuerdo a su valor relativo para la conservación de los elementos de interés, empleando un algoritmo que genera una jerarquía de píxeles mediante la estrategia de minimizar la pérdida marginal. Esto se calcula mediante la remoción secuencial de las celdas que en cada iteración generan menor pérdida en el valor de conservación. Las celdas que reúnen los mayores valores de conservación son las que se remueven por último (Moilanen et al. 2005).

Tradicionalmente este programa ha sido empleado para priorización basada en distribución de especies, considerando tanto presencia como abundancia, pero en este trabajo se aplicó para priorizar el territorio en relación a su aporte a la provisión de SE, considerando cada SE como un “elemento de interés para la conservación”.

Se utilizó como información de entrada los cinco mapas de provisión de SE (un mapa por cada SE) en formato ascii, con resolución de media hectárea. Se seleccionó la opción de remoción de celdas *core-area*, que hace énfasis en la solución que incluye sitios destacados para todo el conjunto de elementos (ver Zonation User Manual: Moilanen y Kujala 2008). Esto se repitió para cada escenario analizado.

En los escenarios 1997 y 2011 los cinco SE fueron incorporados con igual peso, mientras que en el escenario de máximo desarrollo se asignó a cada SE un peso proporcional a la variación en el período 1997-2011, de modo de jerarquizar los que se vieron más afectados.

Se incluyó en la corrida del Zonation un análisis posterior que evaluó la superposición entre años en el 20% del territorio que concentra los valores más altos del ranking.

Priorización espacial para el desarrollo de actividades productivas

Una vez identificadas las zonas prioritarias por su contribución a la provisión de SE, se procedió a identificar las prioridades territoriales para la expansión de agricultura y forestación que minimiza la pérdida de SE a nivel de cuenca. Para esta priorización se utilizó nuevamente el programa Zonation, analizándose por separado las prioridades para forestación y agricultura.

Los criterios para identificar las prioridades fueron:

- a. Solo se consideraron los pastizales como cobertura transformable en agricultura o forestación.
- b. Se eligieron sitios con alta capacidad para controlar la erosión, prevenir la eutrofización, amortiguar inundaciones y prevenir invasiones de especies exóticas invasoras (SE de regulación).
- c. Se eligieron sitios con baja capacidad para producir carne de fauna silvestre (SE de provisión), de forma de no interferir con este SE que no es de sostén de las actividades productivas.

Los “elementos de interés para la conservación” (elementos que el programa busca priorizar) incorporados al programa como entrada fueron los pastizales sobre suelos de aptitud para forestación y los pastizales sobre suelos de aptitud para agricultura. Como “costos” (elementos con los que el programa buscará minimizar el conflicto) fueron incorporados al programa los mapas de provisión de los cinco SE. Los SE de regulación fueron incluidos con su valor complementario (1-el valor de provisión) de acuerdo con el criterio b, y el SE de provisión fue incluido con su valor original de acuerdo con el criterio c.

Cada SE recibió un peso proporcional al efecto que tiene el uso del suelo sobre la provisión del SE. Éste fue tomado de la utilidad que toma esa cobertura del suelo en el modelo multicriterio. Los mapas de aptitud forestal y aptitud agrícola tuvieron pesos

iguales en ambos análisis.

Para la corrida se seleccionó, al igual que en el caso anterior, la regla de remoción *core-areas*.

RESULTADOS

Cambios en la provisión de SE en los tres escenarios

Entre 1997 y 2011 la superficie ocupada por forestación se cuatriplicó, mientras que la ocupada por agricultura y praderas artificiales aumentó a menos del doble del valor que ocupaba en 1997 (Tabla 8). Sin embargo, analizando las tendencias proyectadas en el escenario de máximo desarrollo, la agricultura podría llegar a extenderse hasta una superficie 7 veces mayor a la del escenario actual (2011), ocupando aproximadamente el 64% de la superficie de la cuenca, mientras que la forestación podría extenderse hasta una superficie 4 veces mayor a la que ocupa actualmente, ocupando un 30% de la cuenca, principalmente en la cuenca alta (Figura 8, Tabla 8).

En consonancia con los cambios en el uso del suelo, los cambios más destacados en la provisión de SE se encuentran en la comparación del escenario 2011 con el escenario de máximo desarrollo (Tabla 8), donde Prevención de eutrofización es el SE que se ve más afectado y Amortiguación de inundaciones el que sufre menos pérdida. Producción de carne de fauna silvestre es el único SE que aumenta en el período 1997-2011, debido en gran medida a la aparición del Paisaje Protegido Laguna de Rocha como área donde se controla la caza furtiva y otros disturbios. Sin embargo el efecto positivo del área protegida disminuye hacia el escenario de máximo desarrollo dado que toma relevancia el impacto negativo debido a los cambios en el uso del suelo (pérdida y fragmentación de hábitat).

Tabla 8. Provisión de SE en los tres escenarios analizados: valor medio, desvío estándar y porcentaje de cambio respecto al valor de 1997. Porcentajes negativos indican disminución en la provisión total mientras que porcentajes positivos indican aumento. La parte inferior de la tabla muestra la superficie destinada a agricultura y praderas artificiales y a forestación en cada año.

	1997		2011		Máximo desarrollo	
	Media	Media	% cambio	Media	% cambio	
Amortiguación de inundaciones	0.61 (± 0.08)	0.61 (± 0.09)	-0.2	0.60 (± 0.09)	-1.7	
Control de erosión	0.63 (± 0.10)	0.62 (± 0.10)	-1.5	0.56 (± 0.11)	-11.4	
Prevención de eutrofización	0.79 (± 0.13)	0.77 (± 0.15)	-2.7	0.54 (± 0.24)	-31.5	
Prevención de EEI	0.30 (± 0.13)	0.30 (± 0.13)	-0.3	0.26 (± 0.15)	-13.4	
Producción de carne	0.38 (± 0.07)	0.43 (± 0.12)	+13.7	0.40 (± 0.14)	+4.6	
Superficie agricultura (ha)	7463	11100		76889		
Superficie forestación (ha)	2203	8391		33955		

La Figura 8 muestra la superficie total que presenta valores altos de provisión (igual o mayor a 0.6) para cada SE. A diferencia de los cambios observados en los valores medios, en este caso Control de erosión es el SE que presenta mayor disminución tanto en el período 1997-2011 como entre 2011 y el escenario de máximo desarrollo.

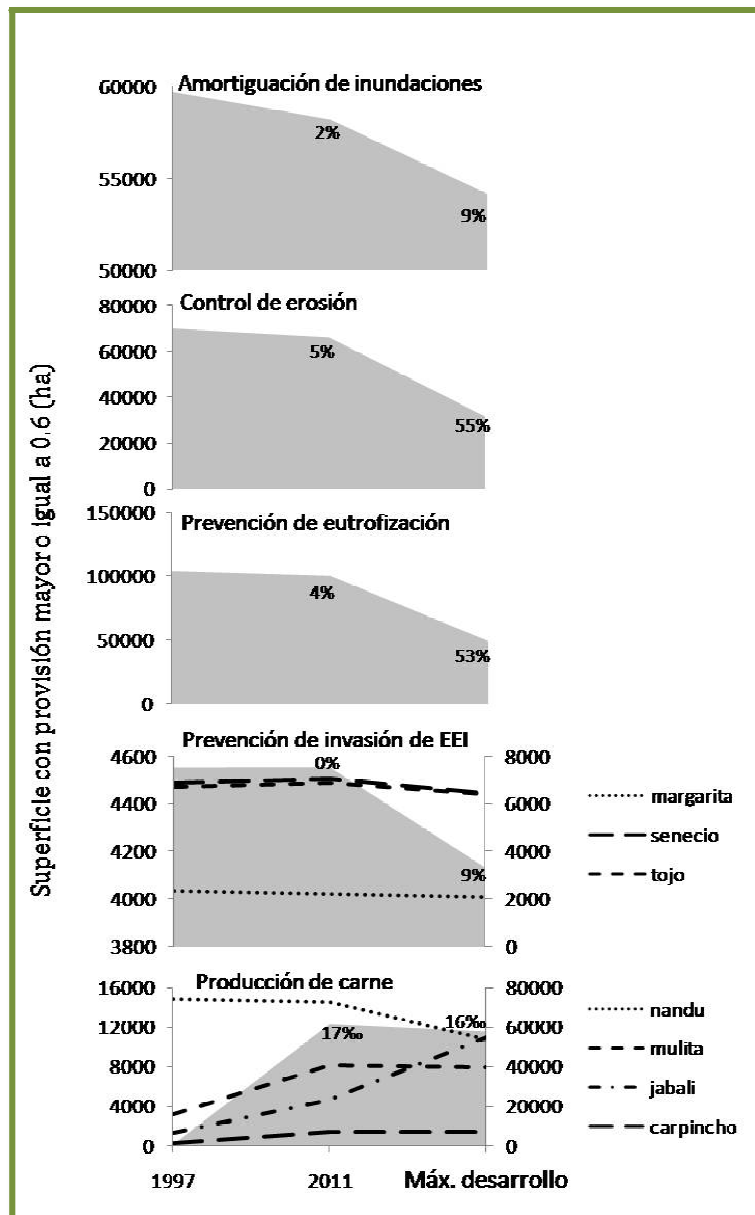


Figura 8. Superficie con provisión mayor a 0.6 de cada SE en los tres escenarios.

Prevención de eutrofización presenta una disminución menor y Amortiguación de inundaciones y Prevención de la invasión de EEI se mantienen como los de menor

pérdida. Producción de carne de fauna silvestre muestra un patrón similar que al analizar los cambios en los valores medios, aunque hay diferencias entre los distintos grupos de caza (Figura 8).

Prioridades espaciales para el mantenimiento de SE

Las prioridades espaciales para el mantenimiento de SE fueron distintas en los tres escenarios analizados (Figura 9). Las zonas bajas en torno a la laguna se encuentran entre el 10% del territorio que presenta los niveles más altos de provisión del conjunto de SE (colores rojo, bordeaux y rosado) en los tres escenarios analizados, aunque en el escenario de máximo desarrollo algunos parches de esta zona pierden

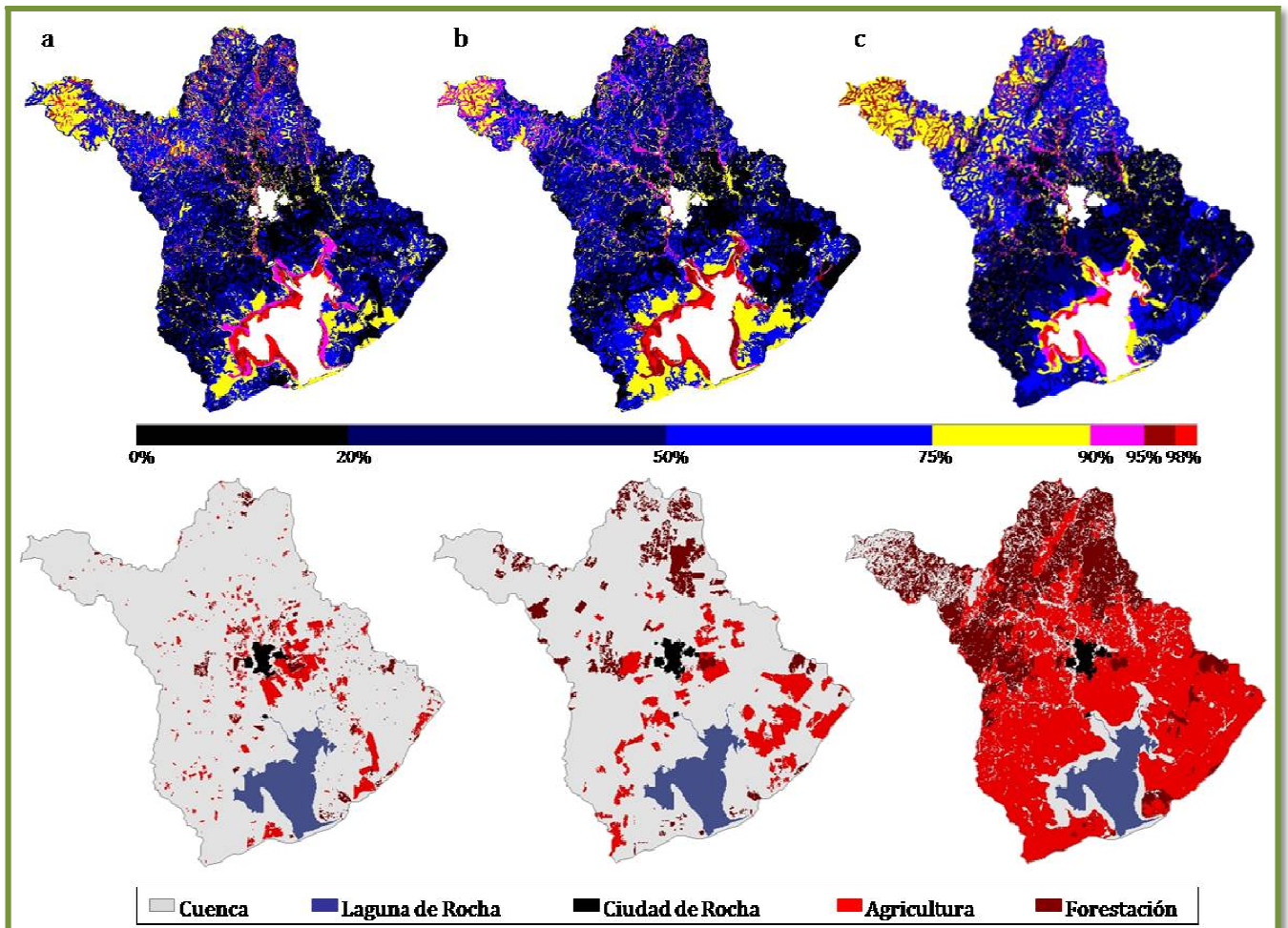


Figura 9. Prioridades espaciales para la conservación de SE en 1997 (a), 2011 (b) y escenario de máximo desarrollo (c). Las figuras superiores muestran el ranking de zonas de acuerdo a su contribución a retener la provisión de los cinco SE (salida del Zonation). Las figuras inferiores muestran la distribución de agricultura y forestación en cada escenario.

Mapeo de SE en la Cuenca de la Laguna de Rocha como un insumo para la planificación territorial

valor, pasando a formar parte del 10-25% del territorio con valores más altos (color amarillo). En particular, el humedal adyacente a la laguna constituye en los tres casos el 2% del territorio que concentra la mayor provisión de SE. También los bosques en torno a cursos de agua aparecen en los tres escenarios como parte del 10% del territorio que concentra mayor provisión del conjunto de SE.

No obstante, las prioridades espaciales cambian entre escenarios. Uno de los cambios más notorios se da en el conjunto de píxeles incluido entre el 10-25% del territorio de mayor provisión (color amarillo), que varía su distribución entre la zona noroeste de la cuenca y algunas zonas de la cuenca baja. En 2011 toma mayor relevancia el área incluida dentro del Área Protegida, mientras que hacia el escenario de máximo desarrollo esta zona pierde importancia y la gana la zona norte-noroeste (Figura 9).

El 20% del territorio con mayor contribución a la provisión de SE se superpone en un 68% entre 1997 y 2011. La superposición es aún mayor cuando se compara el escenario de máximo desarrollo con el escenario 1997 (87%). Por el contrario, la superposición entre el escenario de máximo desarrollo y 2011 es del 64%.

La Figura 10 muestra la proporción de SE retenida en el paisaje (eje y), para cada nivel de remoción de píxeles que realiza el Zonation durante la priorización espacial (eje x) en los tres escenarios. En los escenarios 1997 y 2011 la mayor parte de los SE decrecen de forma casi inversamente proporcional con la remoción de celdas del paisaje, haciéndose más acentuada la pérdida cuando se supera el 80% del paisaje removido. La única excepción al patrón general la presenta el sub-modelo correspondiente a Producción de carne de fauna-Carpincho, cuya provisión se encuentra circunscripta a los ambientes húmedos (que se encuentran en el 25% más relevante del paisaje, últimas celdas removidas), de modo que no disminuye hasta que se alcanza el 75-80% de celdas removidas.

En el escenario de máximo desarrollo, distintos SE muestran distintas respuestas a la remoción de celdas del paisaje, aunque en términos generales, el umbral de caída que se observa en los escenarios anteriores al 90% del paisaje removido, se presenta más tempranamente en este escenario (Figura 10).

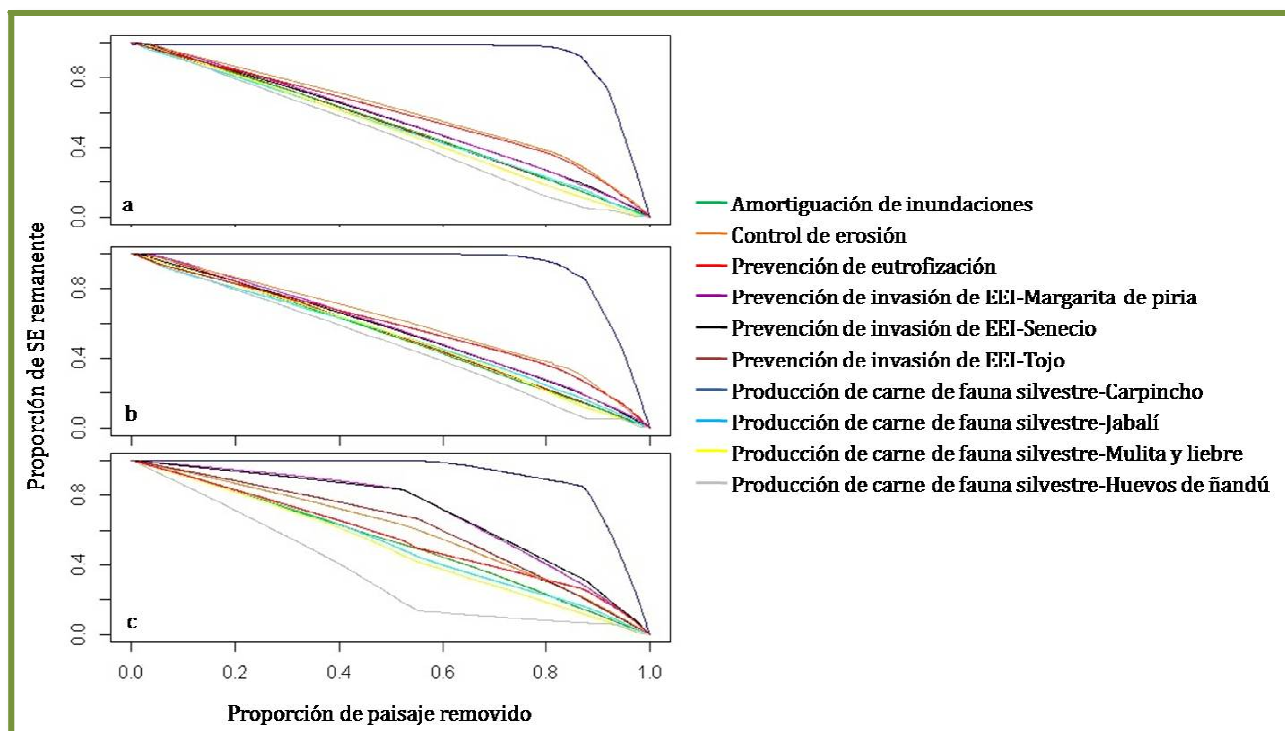


Figura 10. Proporción de SE retenido en función de la proporción de celdas del paisaje removidas en los tres escenarios: 1997 (a), 2011 (b) y máximo desarrollo (c).

Planificación espacial del uso del suelo

La Figura 11 muestra un ranking de prioridad de zonas para la expansión de actividades agrícolas y forestales que minimiza el impacto los impactos negativos de dichas actividades sobre los SE a nivel de cuenca. Las zonas prioritarias se encuentran, según los criterios empleados, en sitios aptos para la actividad (criterio de aptitud del suelo), con buen nivel de provisión de SE de regulación capaces de mitigar los impactos de dichas actividades sobre la cuenca, y con baja contribución a la provisión del SE Producción de carne de fauna silvestre.

Para el desarrollo de la forestación, las zonas prioritarias se encuentran mayoritariamente en la zona alta de la cuenca, debido a que allí se encuentran los suelos de prioridad forestal. En contraposición, para el desarrollo de la agricultura las prioridades se encuentran sobre la parte media de la cuenca, y en particular en torno a la ciudad de Rocha, que es donde se presentan los niveles más bajos del SE Producción de carne de fauna silvestre.

En ambos escenarios, la superficie de la actual Área Protegida permanece como zona de baja prioridad para el uso agropecuario intensivo. También aparecen como sitios de baja prioridad para el desarrollo de actividades agrícolas y forestales los parches de bosque serrano hacia el norte de la cuenca, y las zonas cercanas a cursos de agua, en particular si presentan pastizales inundables o bosque ribereño (Figura 11).

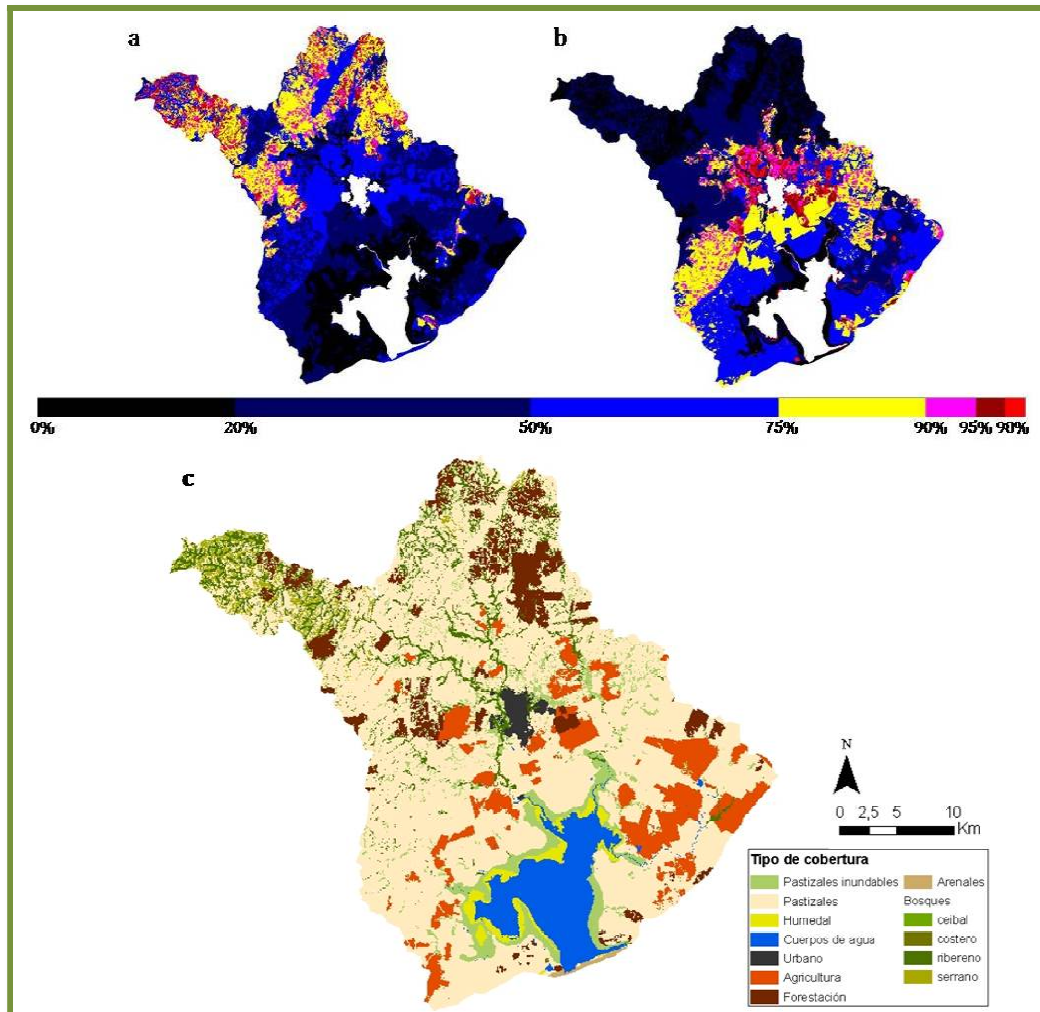


Figura 11. Priorización de zonas para el desarrollo de actividades forestales (a) y agrícolas (b) minimizando el impacto negativo sobre la provisión de SE en la cuenca. La figura (c) muestra los ambientes de la cuenca en 2011 que se tomaron como punto de partida para el análisis de prioridades de expansión agrícola y forestal.

DISCUSIÓN

Se comparó la provisión de SE en tres escenarios de uso agrícola y forestal, dos de ellos basados en datos históricos (1997 y 2011), y uno asumiendo un escenario de máximo desarrollo agrícola y forestal. Entre 1997 y 2011 la contribución del territorio a la provisión de SE no ha disminuido notoriamente e incluso el SE Provisión de carne de fauna silvestre se incrementó. Esto responde a que la superficie dedicada a usos intensivos se mantiene aún en valores relativamente bajos, y a que se han implementado medidas de conservación. Sin embargo, las proyecciones hacia un escenario de máximo desarrollo indican que la pérdida de SE puede ser hasta del 31% en algunos casos. El camino hacia ese escenario llevaría a una pérdida importante en la capacidad del territorio de prevenir eventos de eutrofización, controlar la erosión y prevenir las invasiones de especies exóticas vegetales, lo cual llevaría a un deterioro general de la calidad ambiental en la cuenca.

En base a estos resultados, el estado actual parece ser todavía apropiado para tomar decisiones que apunten a mantener la calidad ambiental de la cuenca re-diseñando el escenario de máximo desarrollo, incluyendo aspectos territoriales que permitan minimizar la pérdida de SE, o restringirla a ciertas zonas. Por la utilidad que presentan las coberturas agrícola y forestal en los modelos de provisión de SE (Anexo 3), una sustitución de pastizales por agricultura (en mayor medida) o por forestación (en menor medida) implicará, inevitablemente una pérdida relativa en la capacidad del territorio en proveer la mayoría de los SE analizados. En este sentido, un diseño espacial del uso agropecuario que minimice la degradación ambiental podría realizarse desde dos enfoques: (i) priorizando el uso de sitios con buena capacidad para amortiguar inundaciones, controlar la erosión, prevenir la eutrofización y prevenir la invasión de especies exóticas, lo cual generará una disminución en la capacidad del territorio en proveer SE, pero disminuirá el efecto negativo sobre otros puntos de la cuenca, dado que las actividades se situarán en los lugares más capaces de atenuar impactos negativos; o bien (ii) priorizando el mantenimiento de sitios con destacada provisión de SE, y sacrificando los de baja provisión. La propuesta de

optimización de usos del suelo que se presenta en esta tesis se basó en el primer abordaje, partiendo de la base de que los SE toman relevancia por su rol de sostener las actividades productivas y reducir sus impactos negativos, y no como objetos de conservación en sí mismos. Únicamente el SE Producción de carne de fauna silvestre fue considerado en el sentido opuesto, dado que el beneficio derivado de este SE es su utilización directa como SE de provisión, base de una actividad económica local informal (caza de fauna silvestre). La propuesta presentada no establece un límite a la expansión de la agricultura y la forestación, sino que presenta un orden de prioridad espacial para su ubicación, de modo tal que minimiza el impacto negativo sobre la calidad ambiental de la cuenca. Futuros trabajos deberían profundizar en la identificación de umbrales de expansión productiva basados en niveles de impacto aceptables.

El empleo del algoritmo de Zonation para identificar zonas prioritarias para el desarrollo de actividades productivas que minimizan el impacto sobre SE fue propuesto por Moilanen et al. (2011). Los autores utilizan este abordaje para identificar sectores donde expandir la actividad agrícola y zonas urbanas, minimizando el conflicto con la conservación de la biodiversidad y con el SE de captura de Carbono en Inglaterra. Los resultados de esta tesis, así como los presentados por los autores, muestran el uso de una herramienta para llevar adelante una planificación territorial centrada en disminuir conflictos entre sectores. Esta herramienta presenta la debilidad de que, hasta el momento, no permite analizar de forma conjunta varias actividades, de forma de generar un único escenario de prioridades espaciales que indique dónde desarrollar una y otra actividad.

Rodríguez-Gallego et al. (2012) propuso una optimización espacial de usos del suelo para la misma cuenca que minimiza los conflictos entre distintos sectores de interés. Los sitios que la autora propone como de mayor aptitud para el desarrollo de forestación coinciden en gran medida con la priorización espacial presentada en esta tesis. La coincidencia en las zonas para el desarrollo de agricultura es menor dado que en dicho trabajo la zona baja de la cuenca se presenta como una de las más óptimas, y

no así el entorno rural de la ciudad de Rocha (que en este trabajo aparece como de máxima prioridad). Esto último se debe en gran medida a que esta tesis incorpora como criterio desarrollar actividades sobre sitios con baja contribución a la producción de carne de fauna silvestre, evidenciando cómo la inclusión de nuevos criterios lleva a distintos resultados que deben ser contrastados.

Tanto la optimización presentada por Rodríguez-Gallego et al. (2012) como la propuesta de prioridades espaciales que se presenta en esta tesis representan escenarios ideales que tienen la intención de aportar a los procesos de planificación más que a convertirse en una norma que debe ser cumplida. Este tipo de insumos sirven para incluir visiones desde la conservación de la biodiversidad y lo SE a la hora de diseñar planes de Ordenamiento Territorial, manejo de cuencas, etc.

Las zonas prioritarias para la provisión de SE presentaron entre un 13 y un 36% de variación en su localización entre escenarios, lo cual implica que no solo los usos del suelo son cambiantes, sino que las prioridades de conservación también lo son. La dinámica de las prioridades de conservación está interrelacionada con los usos del suelo, pero también con otras variables sociales, económicas y políticas que no fueron consideradas en este trabajo, como el costo de la tierra, las unidades administrativas, la propiedad del suelo, entre otras (Margules y Pressey 2000, Visconti et al. 2010). El dinamismo en las prioridades espaciales implica que el diseño de una estrategia de conservación, como son en este caso el Paisaje Protegido y el Parque Regional, deben generar programas sensibles a dichos cambios, con acciones que puedan ser modificadas y adaptadas a las nuevas realidades. Llevar a cabo análisis de este tipo en función de escenarios proyectados y/o reales permite evaluar de forma continua la efectividad del diseño espacial de la estrategia de conservación e implementar en consecuencia un manejo adaptativo (Allan y Stankey 2009).

Más allá del dinamismo observado, se destaca la relevancia que presentaron en los tres escenarios los humedales en torno a la laguna, los bosques fluviales, y el bosque serrano de la cuenca alta nor-oeste. Estas zonas se encontraron en los tres casos, entre el 20% del territorio que concentra la mayor provisión de SE, de modo que cualquier

estrategia de conservación que se desarrolle en la cuenca debería atender, como mínimo, a mantener esos ambientes por su rol como fuentes de SE.

El empleo de herramientas provenientes del marco metodológico del SCP para la priorización de zonas con destacada provisión de SE no se encuentra aun extendido entre la comunidad científica. Incluso los software desarrollados han mejorado su capacidad para incluir varios aspectos (dinámicas poblacionales, amenazas, costos y factibilidad) (Cabeza y Moilanen 2003, O'Connor et al. 2003; Costello y Polasky 2004, Meir et al. 2004, Murdoch et al. 2007), aunque ninguno de ellos relacionado con los SE (Goldman et al. 2010). Existen unos pocos trabajos que identifican prioridades territoriales para la provisión de SE (Chan et al. 2006, Naidoo et al. 2008, Egoh et al. 2009, Luck et al. 2012). Tres de ellos tienen como objetivo analizar la superposición espacial de las mismas con las prioridades basadas en especies y coinciden en encontrar que, a distintas escalas espaciales, los resultados muestran que la correlación es menor a la esperada. Esto no fue analizado en el presente trabajo. Sin embargo observando los resultados presentados y el Plan de manejo del Paisaje Protegido Laguna de Rocha se observa que los humedales en torno a la laguna aparecen en ambos como sitios prioritarios. Es de esperar, por tanto, que exista allí alta correlación entre zonas prioritarias para provisión de SE y biodiversidad. Para el resto de la cuenca no se cuenta con información a nivel de especies que permita generar hipótesis de este tipo.

DISCUSIÓN GENERAL

El diseño, implementación y manejo de políticas y planes que incorporen la conservación de la biodiversidad y los múltiples SE que los ecosistemas proveen depende de la disponibilidad de información espacialmente explícita sobre estos (Cowling et al. 2008, Maes et al. 2012). El desarrollo y aplicación de metodologías estandarizadas replicables para evaluar la provisión de SE y sus cambios espacio-temporales es un aporte que contribuye a hacer disponible ese tipo de información, acortando la distancia entre la investigación y la toma de decisiones. Además, el uso de este tipo de metodología también es útil porque permite comparar la provisión de SE en distintos sitios/condiciones bajo una métrica común (Piñeiro et al. 2011). Esta tesis mostró un caso de aplicación de un abordaje metodológico para el mapeo y evaluación de SE que consiste en la aplicación secuencial de un conjunto de herramientas existentes. Como resultados se obtuvieron un conjunto de modelos espacialmente explícitos que permiten conocer la contribución de cada sector del territorio a la provisión de cinco SE, una evaluación de los cambios en dicha provisión entre distintos escenarios, y una priorización espacial para el desarrollo de actividades productivas que minimiza la pérdida global de SE en la cuenca.

La Laguna de Rocha y su cuenca habían sido destacadas por diversos autores como un sitio particularmente relevante a nivel del país por sus valores de biodiversidad (ver revisión en Rodríguez-Gallego et al. 2013). Asimismo, la capacidad de la cuenca para proveer algunos SE, en particular relacionados con disminuir la carga de nutrientes en los cuerpos de agua, había sido mencionada anteriormente en la bibliografía (Rodríguez-Gallego 2010, Rodríguez-Gallego et al. 2012), aunque estos no habían sido cuantificados. De hecho, hasta el momento el único antecedente bibliográfico de mapeo de SE que incluía la Cuenca de la Laguna de Rocha era el de Soutullo et al. (2012) que, por presentar mapas a escala nacional, solo permite observar a nivel de cuenca algunos grandes patrones. Esta tesis presenta evidencia de cómo y en qué medida se da la provisión de un conjunto de SE relevantes para algunas de las

actividades económicas locales que se desarrollan en la cuenca, y por lo tanto, para el bienestar de la población local.

Los resultados de esta tesis muestran que todo el territorio de la Cuenca de la Laguna de Rocha tiene la capacidad de contribuir en mayor o menor medida a amortiguar inundaciones, controlar la erosión, prevenir la eutrofización en cuerpos de agua, resistir a invasiones de especies exóticas vegetales, y producir carne de fauna silvestre terrestre. Sin embargo dicha capacidad no se distribuye homogéneamente en el espacio ni en el tiempo. Los humedales, pastizales en zonas bajas inundables, y los bosques nativos son los sitios de la cuenca que se destacan por la elevada contribución a todo el conjunto de SE, como se esperaba en base a bibliografía del área de estudio (Bonilla et al. 2006, Rodríguez-Gallego 2010). Mientras tanto los parches con agricultura, en particular en zonas con pendiente alta, suelos muy erosionables, y cerca de cursos de agua, son los que presentan menor capacidad global para proveer SE. Esto generó que la expansión de la agricultura y forestación que ocurrió entre 1997 y 2011 ha generado cierta disminución en la capacidad de la cuenca de proveer SE. Esta disminución puede ser aún mayor si se dan las tendencias de desarrollo máximo consideradas en el Capítulo 2 de esta tesis. Ordenar en el territorio los usos futuros, así como establecer límites de superficie para su expansión debería ser una estrategia a considerar para que la cuenca siga manteniendo los niveles de provisión de SE.

Inclusión de los SE en los análisis de prioridades para la conservación

El capítulo 2 de esta tesis presenta un análisis de prioridades territoriales para la conservación de SE. Este abordaje es sumamente novedoso, ha sido aplicado por unos pocos autores (Chan et al. 2006, Naidoo et al. 2008, Egoh et al. 2009, Luck et al. 2012), y es objeto de estudio de algunos grandes proyectos de importancia internacional (The Natural Capital Project, TEEB, ARIES, entre otros). Este enfoque implica algunos cambios respecto al enfoque tradicional de identificación de prioridades espaciales de conservación (Margules y Pressey 2000).

La priorización especial según SE se diferencia de la basada en atributos de la biodiversidad principalmente porque los SE toman relevancia en la medida en que son valorados o utilizados por los humanos, en contraposición a la biodiversidad que tiene valor *per se*. Esta y otras diferencias secundarias (ver Luck et al. 2012) hacen que la interpretación de los resultados de la priorización sean analizados de un modo particular.

El análisis más inmediato posible, similar al que se lleva a cabo con atributos de la biodiversidad, es identificar como zonas prioritarias para la conservación aquellas que tienen destacada capacidad para proveer SE (Chan et al. 2006, Egoh et al. 2009). Sin embargo, cuando se busca utilizar estos resultados para identificar posibles zonas de expansión agrícola-forestal, y se parte de prioridades basadas en los SE que sostienen dichas actividades, este enfoque parece no ser suficiente. Las prioridades espaciales para la provisión de SE deben ser consideradas como prioridades espaciales para sostener las actividades, que se deben beneficiar de dichos SE sin afectarlos.

Goldman et al. (2010) indican que cuando se trabaja con prioridades de conservación basadas en SE, los investigadores deben ser hábiles en su abordaje. Parte de esta habilidad se encuentra en atender las relaciones de compromiso que hay entre mantener altos niveles de provisión de SE y al mismo tiempo ordenar el uso del suelo sobre zonas del territorio con buena capacidad de sostener las actividades.

Esta tesis optó por una estrategia para atender ese desafío (capítulo 2) basada en un conjunto de criterios que pretendieron: modificar un único tipo de ambiente que presentó en general valores medios de utilidad para todos los SE y sobre el cual se expanden normalmente las actividades analizadas (el pastizal); elegir, dentro de ese ambiente, sitios con buena capacidad para proveer los SE que sostienen las actividades; y elegir sitios con baja capacidad para proveer otros SE no relacionados con el sostén de dichas actividades.

El abordaje que aquí se presenta es simplemente un abordaje entre otros posibles, que tiene más relación con los análisis de aptitud de uso que provienen del campo de la agronomía que con los análisis del área de la planificación espacial para la conservación. Sin embargo, se tuvo particular cuidado de llevar adelante un proceso de análisis claro y sistemático, que hace que el proceso pueda ser re-planteado en base a otros supuestos y a nueva información de base.

Aportes de los resultados de esta tesis para la gestión

Los procesos de conservación y planificación del territorio que se han comenzado a dar en Uruguay a partir de la aprobación de la Ley del SNAP y de la Ley de Ordenamiento Territorial deben comenzar a considerar dentro de sus objetivos no solo elementos de la biodiversidad (especies, ambientes, paisajes), o de los usos productivos del territorio, sino también los procesos y servicios de los ecosistemas que generan beneficios a las sociedades (Maes et al. 2012). Esto implica contar con información concreta sobre cómo y dónde se generan y se consumen los SE, pero también con herramientas para evaluar los cambios resultantes de la aplicación de políticas o actividades humanas (Daily et al. 2011). Esta tesis aporta información concreta que permite incorporar la visión desde los SE en los procesos de conservación y planificación territorial que se están dando en la Cuenca de la Laguna de Rocha.

Actualmente, en el marco del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), se están implementando dos estrategias de conservación que pueden nutrirse de los resultados de esta tesis: el Paisaje Protegido Laguna de Rocha, que ocupa la cuenca baja, y el Parque Regional que abarca prácticamente toda la cuenca. Los resultados de esta tesis apoyan, en base a nuevos criterios, la ubicación del Paisaje Protegido, ya que incluye la zona que más se destaca por la provisión de SE, a la vez que los potencia, dadas las medidas de conservación de la biodiversidad que allí se aplican. Los resultados del análisis de zonas prioritarias para la provisión de SE en el escenario de máximo desarrollo muestra cómo se perderían SE dentro del Paisaje Protegido si se permite la expansión de la agricultura. Esto lleva a pensar que futuros planes de

manejo que se elaboren en el área deben establecer medidas acerca de los usos productivos a permitir dentro del área, si se quieren mantener los SE que allí se proveen. Por otro lado, los mapas generados deberían cruzarse con la zonificación y la delimitación de área adyacente que propone el Plan de manejo (Rodríguez-Gallego et al. 2013), para revisar si éstas aporta a mantener en el tiempo la provisión de SE, o si deben ser modificadas para tal fin. Sería interesante analizar estos SE bajo la metodología de planificación que se aplica en las áreas del SNAP, analizando su estado actual, sus amenazas y posibles acciones de conservación a implementar para su mantenimiento (o mejora) en el tiempo.

También debe considerarse la oportunidad que representa el hecho de contar con un Área Protegida en un sitio de alta provisión de SE, para la implementación de un programa de pago por SE, inexistentes hasta el momento en el país (Balvanera et al. 2012). El Plan de manejo del PP (Rodríguez-Gallego et al. 2013) menciona que un programa de este tipo podría ser una posible estrategia financiera, al mismo tiempo que es una demanda de la comunidad que habita dentro del área. Esta tesis brinda un insumo importante en ese sentido, porque cuantifica y espacializa la provisión de SE (es decir, quiénes están proveyendo SE y cuánto se está proveyendo). Para seguir transitando en ese sentido deben generarse mapas de demanda de SE, de modo de conocer quiénes son y dónde se encuentran los beneficiarios de los SE que el área genera, y estimar un valor monetario por la provisión de los SE.

Respecto a la creación y manejo del Parque Regional, los patrones espaciales de provisión de SE presentados en esta tesis podrían ser incorporados a la hora de diseñar una zonificación para el parque y a la hora de establecer acuerdos de manejo entre los propietarios de los predios. En particular, predios ubicados en sitios de alta provisión, deberían incorporar medidas de manejo que apunten a mantener dicha provisión, a través de mantener los atributos del modelo en el estado actual (en particular, la cobertura vegetal). Por otro lado, predios en sitios con baja capacidad de proveer SE podrían ser incentivados para incorporar medidas que aumenten dicha capacidad, ya sea mediante mejorar atributos que se encuentran degradados, o

establecer medidas que compensen los bajos valores en atributos que no se pueden mejorar. Este análisis debería hacerse predio a predio, pero considerando los resultados de los modelos en cada predio. Sin duda la presencia del Parque Regional podría ser la base para implementar un programa de pago por SE a escala de cuenca, una escala apropiada para implementar este tipo de programas cuando se trata de SE vinculados con la calidad del agua o la amortiguación de inundaciones (Nahuelhual et al. 2007).

El hecho de que las prioridades de conservación sean dinámicas espacial y temporalmente debería ser tenido en cuenta, para, por ejemplo, diseñar algunas medidas para la conservación de los SE en sitios que, analizando escenarios probables, aparezcan como relevantes en el futuro. Por ejemplo, si se considera que el escenario de máximo desarrollo analizado en esta tesis pudiera llegar a concretarse en el futuro, deberían comenzar a implementarse en la zona Nor-oeste de la cuenca algunas estrategias para conservar los bosques serranos y ribereños que aparecen como prioritarios en la corrida del Zonation. Un análisis detallado de escenarios posibles, y una evaluación de prioridades espaciales de conservación en dichos escenarios, podría llevar a tomar decisiones correctas de cara a mantener los SE en el futuro.

Perspectivas de investigación

Analizando aspectos que pueden ser mejorados de este análisis, así como nuevas preguntas que quedan planteadas, surgen algunas prioridades de investigación que pueden orientar futuros trabajos en el área.

En primer lugar, en esta tesis se trabajó en base a los usos agropecuarios tradicionalmente practicados en la cuenca. La aplicación de esta herramienta incluyendo otros usos del suelo que ocurren y no pudieron ser incorporados, o cuya ocurrencia es factible, brindaría una visión más completa de la provisión de SE y sus cambios en distintos escenarios. Algunos de los usos que no fueron incluidos, y que sería deseable incluir son el uso urbano, el desarrollo de áreas de infraestructura y servicios vinculadas a la instalación de un puerto de aguas profundas en la zona costera, minería, uso turístico, entre otros.

Por otro lado, esta tesis presentó un análisis para cinco SE. Resulta interesante aplicar la herramienta para otros SE, lo cual nuevamente llevaría a tener un mejor panorama de la realidad. En particular, SE de impacto a nivel global, SE brindados por los pastizales, y SE culturales no se encuentran representados en los resultados de esta tesis.

En relación a los pastizales, resulta llamativa la baja relevancia que toman los pastizales en los resultados de ambos capítulos. Este resultado debe ser considerado cuidadosamente, dado que se detectaron al menos dos debilidades en el abordaje, que favorecen dichos resultados:

- En primer lugar, no se consideraron en particular SE provistos por pastizales, como captura de carbono, producción de forraje, entre otros (Altesor 2011). Un análisis similar al presentado aquí podría realizarse específicamente para SE provistos por los pastizales.
- En segundo lugar, los pastizales tomaron valores bajos de utilidad en los modelos de provisión de SE, dado que los especialistas consideran que se encuentran en la mayor parte de la cuenca, en estado de alto o mediano deterioro por sobrepastoreo. Esto podría mejorarse construyendo los mapas de cobertura vegetal mediante una técnica de clasificación de imágenes satelitales que permita identificar y mapear los distintos tipos y estados del pastizal (Baeza et al. 2010).

Los resultados que se presentaron en esta tesis son un primer acercamiento que sería adecuado contrastar con resultados empíricos para cada uno de los SE, o con resultados de otros modelos (USLE-RUSLE, WEPP, modelación hidrológica, etc.). Esto permitiría ajustar los coeficientes de los modelos multicriterio presentados para que se ajusten en mayor medida a la realidad. Esto abre una gama de nuevas preguntas orientadas a cuantificar cada una de las relaciones SE-atributo asumidas en esta tesis en base a conocimiento experto.

Finalmente, un mapeo completo de SE no debe contar únicamente con mapas de provisión de SE, sino también con mapas que den cuenta de la relevancia que los SE tienen en la sociedad. Desarrollar mapas de demanda, percepción, valor (económico o no económico), uso real, uso potencial (entre otros) (Tallis y Polasky 2009, Maes et al. 2012), es el camino que aún queda por transitar para contar con un adecuado mapeo de SE en la Cuenca de la Laguna de Rocha.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Achinelli M, Perucca R y Ligier H. 2011. Evaluación multicriterio para la zonificación del servicio ecosistémico en el macrosistema Iberá: amortiguación hídrica. En Lateral P, Jobbáby E y Paruelo J (eds) *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires, Argentina.
- Allan C y Stankey G. 2009. Adaptive environmental management, a practitioner's guide. Springer London, UK.
- Alonso C, Zeder M, Piccini C, Conde D y Pernthaler J. 2008. Ecophysiological differences of betaproteobacterial populations in two hydrochemically distinct compartments of a subtropical lagoon. *Environmental microbiology* 11(4): 867-876.
- Altesor A. 2011. Servicios ecosistémicos de los pastizales naturales. En Altesor A, Ayala W y Paruelo JM (eds): *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de los pastizales*. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria. Serie FPTA N°26. Montevideo, Uruguay.
- Arbeletche P, Courdin V y Oliveira G. 2007. Soja y forestación: los impactos sobre la ganadería uruguaya. En: V Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales, ISSN 1851-3794. Buenos Aires, Argentina.
- Baeza S, Lezama F, Piñeiro G, Altesor A y Paruelo J. 2010. Spatial variability of aboveground net primary production in Uruguayan Grasslands: A remote sensing approach. *Applied Vegetation Science* 13: 72-85.
- Bagstad KJ, Villa F, Johnson G y Voigt B. 2011. ARIES – Artificial Intelligence for Ecosystem Services: A guide to models and data, version 1.0. ARIES report series n.1.
- Balvanera P. 2009. Mapeo de servicios ecosistémicos. Taller de evaluación de Servicios Ecosistémicos: caso de estudio servicio ambiental hídrico. Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile.
- Balvanera P, Uriarte M, Almeida-Leñero L, Altesor A, De Clerck F, Gardner T, Hall J, Lara A, Lateral P, Peña-Claros M, Silva Matos D, Romero-Duque L, Vogl A, Arreola L, Caro-Borrero A, Gallego F, Jain M, Little C, de Oliveira Xavier R, Paruelo J, Peinado J, Poorter L, Ascarrunz N, Correa F, Cunha-Santinom M, Hernández-Sánchez A y Vallejos M. 2012. Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. *Ecosystem services*. In press.
- Bartesaghi L. 2011. Modelización de la vulnerabilidad del territorio a la erosión frente a distintos escenarios de uso del suelo. Aportes para la Planificación del Territorio. Maldonado, Uruguay. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Uruguay.
- Bennett E y Balvanera P. 2007. The future of production systems: Challenges and opportunities in a globalized world. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 191-198.
- Bennett EM, Peterson GD y Gordon LJ. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12:1394-1404.
- Bojórquez-Tapia LA, Balvanera P y Cuarón AD. 1994. Biological inventories and computer databases: their role in environmental assessments. *Environmental Management* 13: 545-551.
- Bojórquez-Tapia LA, Díaz-Mondragón S y Ezcurra E. 2001. GIS-based approach for participatory decision making and land suitability assessment. *International Journal of Geographical Information Science* 15(2): 129-151.

- Bojórquez-Tapia LA, de la Cueva H, Díaz S, Melgarejo D, Alcanzar G, Solares MJ, Grobet G y Cruz-Bello G. 2004. Environmental conflicts and nature reserves: redesigning Sierra San Pedro Mártir National Park, México. *Biological Conservation* 117, 111-126.
- Bonilla S. 1998. Estructura y dinámica de la comunidad epifítica algal en un sistema somero mixohalino. Tesis de Maestría, PEDECIBA/Biología-Ecología (Montevideo). 70 pp.
- Bonilla S. 2002. Estructura y productividad de la comunidad de microalgas del ambiente pelágico en la Laguna de Rocha. Tesis de Doctorado, PEDECIBA-Biología, Montevideo. 156 pp.
- Bonilla S y Conde D. 2000. El fitoplancton como descriptor sensible de cambios ambientales en las lagunas costeras de la Reserva Bañados del Este. *PROBIDES/GEF Documentos de Trabajo* 31. Pp 63-73. Rocha.
- Bonilla S, Conde D, Aubriot L, y Pérez MC. 2005. Influence of hydrology and nutrients on phytoplankton species composition and life strategies in a subtropical coastal lagoon. *Estuaries* 28(6):884-895.
- Bride M y Burgman M. 2012. What is expert knowledge, how is such knowledge gathered, and how do we use it to address questions in landscape ecology? En Perera A, Ashton Drew C y Johnson C (eds.) *Expert Knowledge and Its Application in Landscape Ecology*. Springer.
- Brooks T, Mittermeier R, da Fonseca G, Gerlach J, Hoffmann M, Lamoreux J, Mittermeier C, Pilgrim J y Rodrigues A. 2006. Global Biodiversity Conservation Priorities. *Science* 313: 58-61.
- Burgman M. 2005. Risks and decisions for conservation and environmental management. Cambridge, UK.
- Cabeza M y Moilanen A. 2003. Site-selection algorithms and habitat loss. *Conservation Biology*, 17:1402-1413.
- Céspedes C, Piñeiro G, Achkar M, Panario D y Gutiérrez O. 2009. The irruption of new agro-industrial technologies in Uruguay and their environmental impacts on soil, water supply and biodiversity: a review. *International Journal of Environment and Health*, Vol. 3(2): 175-197.
- Chan K, Shaw R, Cameron D, Underwood E y Daily G. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *Plos Biology* 4(11): 2138-2152.
- Chow VT, Maidment DR y Mays LW. 1994. *Hidrología Aplicada*. McGraw-Hill Interamericana S. A.
- CLAES, PNUMA, DINAMA. 2008. *GEO Uruguay: Informe del estado del ambiente*. Montevideo. 352pp.
- Cocks K y Baird I. 1989. Using mathematical-programming to address the multiple reserve selection problem – An example from the Eyre peninsula, South Australia. *Biological Conservation* 49: 113-130.
- Conde D. 2000. Influencia del régimen hidrológico y de la radiación solar ultravioleta en la producción de comunidades microalgales en una laguna costera del Atlántico Sur. Tesis de Doctorado, PEDECIBA-Biología, Montevideo). 180 pp.
- Conde D, Aubriot L y Sommaruga R. 2000. Changes in UV penetration associated with marine intrusions and freshwater discharge in a shallow coastal lagoon of the Southern Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 207:19-31.
- Conde D, Aubriot L, Bonilla S y Sommaruga R. 2002. Marine intrusions in a coastal lagoon enhances the effects of UV radiation on the phytoplankton photosynthetic rate. *Marine Ecology Progress Series* 240:57-70.
- Conde D, Rodríguez-Gallego L y Rodríguez-Graña L. 2003. Análisis conceptual de las Interacciones abióticas y biológicas entre el océano y las lagunas de la costa atlántica de Uruguay. PNUD/GEF/RLA/99/G31

- (FREPLATA-Ciencias 8)-Sección Limnología, Facultad de Ciencias (Universidad de la República), Montevideo. 65 pp.
- Costanza R. 2008. Ecosystem Services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation* 141:350-352.
- Costanza R, d'Arge R, Groot RD, Farberparallel S, Grasso M, Hannon B, Limburgstar K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P y Van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Costello C y Polasky S. 2004. Dynamic reserve site selection. *Resource and Energy Economics*, 26: 157-174.
- Cowling RM, Egoh B, Knight AT, O'Farrell PJ, Reyers B, Rouget M, Roux D, Welz A, Wilhelm-Rechman A. 2008. Na operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States*, 105: 9483-9488.
- Crawford-Brown D. 1999. *Risk-Based Environmental Decisions: Methods and Culture*. Kluwer Academic, Boston, EEUU.
- Cruz C, Karam F, Dalto A, Pavarini S, Bandarra P y Driemeier D. 2010. Fireweed (*Senecio madagascariensis*) poisoning in cattle. *Pesquisa Veterinaria Brasileira* 30(1):10-12.
- Daily GC. 1997. *Nature's services. Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, DC. 392 pp.
- Daily G, Kareiva P, Polasky S, Ricketts T y Tallis H. 2011. Mainstreaming natural capital into decisions. En Kareiva P, Tallis H, Ricketts T, Daily G y Polasky S (eds) *Natural Capital: theory and practice of mapping ecosystem services*. Oxford University Press, EEUU.
- Davis E. 1990. *Representations of Commonsense Knowledge*. Morgan Kaufmann, San Mateo, EEUU.
- de Fries R, Foley J y Asner G. 2004. Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:249-257.
- de Groot RS, Wilson MA y Boumans RMJ. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408.
- DIEA. 2010. *Anuario Estadístico Agropecuario 2010*. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Montevideo, Uruguay.
- Egoh B, Reyers B, Rouget M, Bode M y Richardson D. 2009. Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa. *Biological Conservation*, 142: 553-562.
- Ehrlich PR y Ehrlich AH. 1981. *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. New York: Random House.
- Ehrlich PR y Mooney HA. 1983. Extinction, substitution, and ecosystem services. *Bioscience* 33:248-254.
- Eigenbrod F, Armsworth P, Anderson B, Heinemeyer A, Gillings S, RoyD, Thomas C y Gaston K. 2010. The impact of data quality on the spatial congruence of ecosystem services, *Journal of Applied Ecology* 47, 377-385.
- ESRI. 2012. ArcGis Help online <http://help.arcgis.com/es/arcgisdesktop/10.0/help/index.html#/na/00r9000001n000000/>
- Evia G y Gudynas E. 2000. *Ecología del paisaje. Aportes para la conservación de la diversidad biológica*. EGONDI Artes Gráficas, Sevilla.
- Fabiano G y Santana O. 2006. Las pesquerías en las lagunas costeras salobres del Uruguay. En Menafrá R Rodríguez-Gallego L Scarabino F y D Conde (eds) *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. VIDA SILVESTRE URUGUAY, Montevideo. 557-566+668pp.
- Ferrier S y Wintle B. 2009. Quantitative approaches to spatial conservation

- prioritization: matching the solution to the need. En Moilanen A, Wilson K y Possingham H (eds) *Spatial conservation prioritization*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Fisher B y Turner RK. 2008. Ecosystem Services: classification for valuation. *Biological Conservation* 141, 1167-1169.
- Fisher B, Turner R y Morling P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68: 643 – 653.
- García Préchac F. 1992. Guía para la toma de decisiones en conservación de suelos, 3ª aproximación. Serie Técnica INIA N°26. Montevideo, Uruguay.
- Giménez L, Dimitriadis C, Carranza A, Borthagaray AI y Rodríguez M. 2006. Unravelling the complex structure of a benthic community: A multiscale-multianalytical approach to an estuarine sandflat. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 68:462-472.
- Goldman R, Daily G y Kareiva P. 2010. Trade-offs in Making Ecosystem Services and Human Well-being Conservation Priorities. En *Trade-Offs in Conservation: Deciding What to Save*. Editado by Leader-Williams N, Adams W y Smith R. Blackwell Publishing.
- González E y Martínez-Lanfranco JA. 2010. Mamíferos de Uruguay. Guía de campo e introducción a su estudio y conservación. Banda Oriental, MNHN y Vida Silvestre Uruguay. 464 pp. Montevideo.
- INE. 2011. Microdatos del Censo. Instituto Nacional de Estadística, Montevideo.
- Jhonson C, Drew C y Perera A. 2012. Elicitation and Use of Expert Knowledge in Landscape Ecological Applications: A Synthesis. En Perera A, Ashton Drew C y Johnson C (eds.) *Expert Knowledge and Its Application in Landscape Ecology*. Springer.
- Jobbágy E, Vasallo M, Farley K, Piñeiro G, Garbulsky M, Noretto M, Jackson R y Paruelo J. 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos Agrociencia. Vol. X N° 2: 109 – 124.
- Jorcín A. 1996. Distribución, abundancia y biomasa de *Erodona mactroides* (Mollusca, Bivalvia, Daudin 1801), en la Laguna de Rocha (Dpto. de Rocha, Uruguay). *Revista Brasileira de Biología* 56:155-162.
- Kareiva P, Tallis H, Ricketts T, Daily G y Polasky S (eds.). 2011. *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press.
- Kareiva P, Watts S, McDonald R y T Boucher. 2007. Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science* 316: 1866–69.
- Kellner J, Asner G, Kinney M, Loarie S, Knapp D, Kennedy-Bowdoin T, Questad E, Cordell S y Thaxton J. 2011. Remote analysis of biological invasion and the impact of enemy release. *Ecological Applications*, 21(6): 2094–2104.
- Kruk C, Rodríguez-Gallego L, Meerhoff M, Quintans F, Lacerot G, Mazzeo N, Scasso F, Paggi J, Peeters E y Scheffer M. 2009. Determinants of biodiversity in subtropical South American lakes. *Freshwater Biology* 54(12): 2628-2641.
- Kuhnert P. 2011. Four case studies in using expert opinion to inform priors. *Environmetrics*, 22: 662-674.
- Lattera P, Castellarini F y Orúe E. 2011. Ecoser: un protocolo para la evaluación biofísica de servicios ecosistémicos y la integración con su valor social. En Lattera P, Jobbágy E y Paruelo J (eds) *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires, Argentina.
- Luck G, Chan K y Klein C. 2012. Identifying spatial priorities for protecting

- ecosystem services. *F1000 Research*, 1:17.
- Maes J, Egoh B, Willemen L, Liqueste C, Vihervaara P, Schagner J, Grizzetti B, Drakou E, La Notte A, Zulian G, Bouraoui F, Paracchini M, Braat L y Bidoglio G. 2012. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, 1:31-39.
- Malczewski, J. 2006. GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science* 20 (7), 703-726.
- Margules CR y Pressey RL. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405:249-253.
- Martínez E y Escudey M. 1997. Evaluación Multicriterio: Reflexiones básicas y experiencias en América Latina.
- Maynard S, James D y Davidson A. 2010. The development of an ecosystem services framework for South East Queensland. *Environmental Management* 45: 881-95.
- Meir E, Andelman S y Possingham H. 2004. Does conservation planning matter in a dynamic and uncertain world? *Ecology Letters*, 7, 615-622.
- Meyer M y Booker J. 1990. Eliciting and Analyzing Expert Judgment, A Practical Guide, NUREG/CR-5424. Washington, DC: US Nuclear Regulatory Commission.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA). 2003. Ecosystems and Human Well-Being. A Framework For Assessment. World Resources Institute; Series: Millennium Ecosystem Assessment Series.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA). 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- Moffett A y Sarkar S. 2006. Incorporating multiple criteria into the design of conservation area networks: A minireview with recommendations. *Divers Distribution*, 12:125-137.
- Moilanen A, Franco A, Early R, Fox R, Wintle B y Thomas C. 2005. Prioritising multiple use landscapes for conservation: methods for large multi species planning problems. *Proceedings of the Royal Society B* 272:1885-1891.
- Moilanen A, Possingham H y Wilson K. 2009(a). Spatial Conservation Prioritization: past, present and future. En A. Moilanen, K. A. Wilson, and H. Possingha (eds) *Spatial conservation prioritization*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Moilanen A, Possingham H y Polaski S. 2009(b). Mathematical classification of conservation prioritization problems. En A. Moilanen, K. A. Wilson, and H. Possingha (eds) *Spatial conservation prioritization*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Moilanen A y Kujala H. 2008. Zonation: software for spatial planning [user manual].
- Moilanen A, Anderson B, Eigenbrod F, Heinemeyer A, Roy D, Gillings S, Armsworth P, Gaston K y Thomas C. 2011. Balancing alternative land uses in conservation prioritization. *Ecological Applications*, 21(5): 1419-1426.
- Murdoch W, Polasky S, Wilson K, Possingham H, Kareiva P y Shaw R. 2007. Maximizing return on investment in conservation. *Biological Conservation* 139, 375-388.
- Nahuelhual L, Donoso P, Lara A, Nuñez D, Oyarzún C y Neira E. 2007. Valuing ecosystem services of chilean temperate rainforests. *Environment, Development and Sustainability* 9:481-499.
- Naidoo R, Balmford A, Costanza R, Fisher B, Green R, Lehner B, Malcolm T y Ricketts T. 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities, *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 9495-9500.
- Narbondo I y Oyhançabal G. 2011. Radiografía del agronegocio sojero:

- descripción de los principales actores y de los impactos socio-económicos en Uruguay. Edición ampliada y actualizada a 2010, REDES-AT, Montevideo, 130 p.
- Nardo D. 2012. Estudio del impacto de plaguicidas utilizados en el cultivo de soja y en otras actividades agrícolas sobre las especies acuáticas de consumo humano en el área protegida Laguna de Rocha. Tesis de Maestría. Universidad Católica del Uruguay. 76pp.
- Nelson E y Daily G. 2010. Modeling ecosystem services in terrestrial systems. *F1000 Biology Reports* 2:53.
- Norbis W y Galli O. 2004. Hábitos de alimentación del lenguado *Paralichthys orbignyanus* (Valenciennes, 1842) en una laguna costera somera del Atlántico Sur: Rocha, Uruguay. *Ciencias Marinas* 30: 619-626.
- O'Connor C, Marvier M y Kareiva P. 2003. Biological vs. social, economic and political priority-setting in conservation. *Ecology Letters*, 6: 706-711.
- Paruelo J, Guerschman J, Piñeiro G, Jobbágy E, Verón S, Baldi S y Baeza S. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencias* X:47-61.
- Pereira, J.M., Duckstein, L., 1993. A multiple criteria decision-making approach to GIS-based and land suitability evaluation. *International Journal of Geographical Information Systems* 7, 407-424.
- Perera A, Ashton Drew C y Johnson C (eds.).2012. *Expert Knowledge and Its Application in Landscape Ecology*. Springer.
- Piñeiro G, Lateral P, Nogués A y de Prada J. 2011. Aproximaciones y herramientas para la evaluación de servicios ecosistémicos. En Lateral P, Jobbágy E y Paruelo J (eds) *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires, Argentina.
- Pressey RL, 1994. Ad Hoc reservations: Forward or backward steps in developing representative reserve systems. *Conservation Biology*, 8:662-668.
- Raudsepp-Hearne C, Peterson G, Tengo M, Bennett EM, Holland T, Benessaiah K, MacDonald G y L Pfeifer. 2010. Untangling the Environmentalist's Paradox: Why Is Human Well-being Increasing as Ecosystem Services Degrade? *BioScience* 60 (8): 576-589.
- Rees M y Hill R. 2001. Large-Scale Disturbances, Biological Control and the Dynamics of Gorse Populations. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 38 (2):364-377.
- Reyers B, O'Farrell P, Cowling R, Egoh B, Le Maitre D y Vlok J. 2009. Ecosystem services, land-cover change, and stakeholders: finding a sustainable foothold for a semiarid biodiversity hotspot. *Ecology and Society*. 14(1): 38.
- Ríos A. 2006. Margarita de Piria: "codo a codo" podemos controlarla. *Revista INIA N°8*: 15-20.
- Ríos M. 2012. Evaluación participativa de impactos de los plaguicidas utilizados en soja y forestación en un área protegida y su cuenca. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Montevideo, Uruguay. 81pp.
- Rodríguez J, Douglas Beard T, Bennett E, Cumming G, Cork S, Agard J, Dobson A y Peterson G. 2006. Trade-offs across Space, Time, and Ecosystem Services. *Ecology and Society* 11(1): 28.
- Rodríguez-Gallego L. 2010. Eutrofización de las lagunas costeras de Uruguay: impacto y optimización de los usos del suelo. Tesis de doctorado, PEDECIBA, Montevideo.
- Rodríguez-Gallego L, Achkar M y Conde D. 2012. Land Suitability Assessment in the Catchment Area of Four Southwestern Atlantic Coastal

- Lagoons: Multicriteria and Optimization Modeling. Environmental Management DOI 10.1007/s00267-012-9843-4.
- Rodríguez-Gallego L, Nin M, Suárez-Pirez C y Conde D. 2013. Propuesta de plan de manejo del Paisaje Protegido Laguna de Rocha. Futuro Sustentable S.A. Uruguay.
- Rogers H, Glew L, Honzak M y Hudson M. 2010. Prioritizing key biodiversity areas in Madagascar by including data on human pressure and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 96: 48–56.
- Saaty T. 1980. The analytic hierarchy process: planning, priority setting, resource allocation. McGraw-Hill Inc., New York.
- Saldaña A. 2008. Prioridades de restauración para la recuperación de servicios ecosistémicos asociados a los aspectos hidrológicos de la cuenca del río cuitzmalá, en el pacífico mexicano. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Santana O. y Fabiano G. 1999. Medidas y mecanismos de administración de los recursos de las lagunas costeras del litoral atlántico de Uruguay (Lagunas José Ignacio, Garzón, Rocha y de Castillos). Plan de Investigación Pesquera URU/92/003. INAPE-PNUD, Montevideo. 165pp.
- Saona G, Forni F, Vizziano D y Norbis W. 2003. Structure by size, sex and maturity stage of the white croaker (*Micropogonias furnieri*, Desmarest, 1823; Teleostei: Sciaenidae) in the bycatch of the artisanal fishery at Rocha Lagoon, Uruguay. *Ciencias Marinas* 29:315-324.
- Sarkar S, Pressey R, Faith D, Margules C, Fuller T, Stoms D, Moffett A, Wilson K, Williams K, Williams P y Andelman S. 2006. Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources* 31:123–159.
- Silveira L, Alonso J y Martínez L. 2006. Efecto de las plantaciones forestales sobre los recursos naturales en el Uruguay. Parte I: Aguas. *Agrociencia*, Vol. X (2):75-94.
- Sindel B. 1989. The ecology and control of Fireweed (*Senecio madagascariensis* Poir.). Tesis de doctorado, Universidad de Sidney, Australia.
- Soutullo A, Bartesaghi L, Achkar M, Blum A, Brazeiro A, Ceroni M, Gutiérrez O, Panario D y Rodríguez-Gallego L. 2012. Evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos de Uruguay. Informe Técnico. Convenio MGAP/PPR – CIEDUR/Vida Silvestre Uruguay/Sociedad Zoológica del Uruguay /Facultad de Ciencias. 19p.
- Soutullo A, Oyhantcabal G, Santos C, Nin M, Arbeletche P, Achkar M, Faccio C y Brazeiro A. *In press*. Impactos socioambientales de la expansión agrícola en Uruguay: una mirada interdisciplinaria al proceso de “sojización”. En: Fernández Reyes L y Volpedo A (eds): *Cambios de estado en ecosistemas degradados e impactos sobre los servicios ambientales*. Red CYTED N° 410RT0621. Buenos Aires
- Stone P y Hilborn D. 2000. Universal Soil Loss Equation (USLE). Ontario Ministry of Agriculture; Food & Rural Affairs.
- Swinton SM, Lupi F, Robertson GP y Hamilton SK. 2007. Ecosystemservices and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics* 64: 245–252.
- Tallis H y Polasky S. 2009. Mapping and Valuing Ecosystem Services as an Approach for Conservation and Natural-Resource Management. *The Year in Ecology and Conservation Biology*. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1162: 265-283.
- TEEB. 2009. The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers.

- Torres JM y Guevara-Sanginés A. 2004. El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y des empeño hidráulico. *Gaceta Ecológica* 63.
- Villalba J y Fernández G. 2007. *Senecio madagascariensis* Poir. Seminario de actualización técnica en control y manejo de malezas de campo sucio. Ayala W y Saravia H (eds). Serie Técnica INIA N° 164, Montevideo, Uruguay.
- Visconti P, Pressey R, Segan D y Wintle B. 2010. Conservation planning with dynamic threats: The role of spatial design and priority setting for species' persistence, 756-767. *Biological Conservation*, 143 (3) *In press*.
- Westman WE. 1977. How much are nature's services worth? *Science*. 197(4307): 960-964.
- Wilson K, Pressey R, Newton A, Burgman M, Possingham H y Weston C. 2005. Measuring and incorporating vulnerability into conservation planning. *Environmental Management*, 35: 527-543.
- Wischmeier W y Smith D. 1978. Predicting rainfall erosion losses –a guide for conservation planning. U.S. Department of Agriculture. *Agriculture Handbook* N°537.
- Zerbino M. 2005. Evaluación de la densidad, biomasa y diversidad de la macrofauna del suelo en diferentes sistemas de producción. Tesis de Magister en Ciencias Ambientales, Universidad de la República, Facultad de Ciencias, Montevideo.

ANEXOS

ANEXO 1_Metodología para la construcción del mapa de cobertura del suelo

Información utilizada

Para realizar la interpretación y delimitación de las coberturas del suelo de la cuenca se utilizó una imagen satelital del Satélite Landsat 5 TM, de resolución espacial 30x30 m, correspondiente a febrero de 2011. La imagen fue obtenida del sitio web del Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) de Brasil (<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>).

Preparación de la imagen

La composición de las imágenes se realizó combinando las bandas 4 (0,76-0,90 μm infrarrojo cercano), 5 (1,55-1,75 μm infrarrojo cercano) y 3 (0,63-0,69 μm rojo) en los canales R, G y B, mediante el empleo del programa ArcGis 9.3 (módulo Data Management).

Posteriormente se ajustó la georreferenciación de la imagen en base a puntos de referencia fijos en el terreno, a una escala de 1:20.000. El sistema de coordenadas geográficas en el que se trabajó fue UTM (Zona 21S).

Procesamiento de la imagen

La imagen preparada y georreferenciada fue procesada mediante el uso del programa ArcGis 9.3, módulo Spatial Analyst, trabajando a escala 1:100.000.

El procesamiento de las imágenes se realizó en 5 etapas, 1) clasificación primaria de la imagen para hacer una distinción primaria entre clases, 2) Selección de sitios de entrenamiento y primer recorrida de campo, 3) clasificación secundaria y descripción de las categorías, 4) selección de puntos de validación y segunda recorrida de campo 5) corrección final.

Etapas 1 – Clasificación primaria

Se realizó una primera clasificación no supervisada, utilizando el método *Iso Cluster* (20 iteraciones), que permitió separar grandes grupos de coberturas del suelo en 6 clases, de acuerdo a su valor en la imagen compuesta por las tres bandas.

Etapas 2- Selección de sitios de entrenamiento y primer recorrida de campo

Partiendo de la clasificación primaria se seleccionaron áreas homogéneas que representaban las diferentes clases generadas, abarcando toda la cuenca. Luego se realizó una recorrida de campo (verano de 2011), durante la cual se registraron con GPS al menos 10 puntos en cada área indicando el tipo de cobertura que presentaban.

Etapas 3 – Clasificación secundaria y descripción de las categorías

Dentro de cada una de las clases generadas en la primera clasificación tuvo lugar una segunda clasificación, que permitió distinguir grupos entre clases en base a los puntos georreferenciados en la recorrida. Ésta fue una clasificación supervisada, que partió del análisis de las firmas espectrales de los puntos georreferenciados en la recorrida. Se empleó el método de Maximum Likelihood Classification. Los tipos de cobertura fueron agrupados en las siguientes clases (adaptadas de Rodríguez-Gallego, 2010):

- *Agua*: se incluyen dentro de esta categoría los sistemas lóticos y lénticos, artificiales y naturales.
- *Humedal*: suelos inundables permanente o temporalmente, con o sin cobertura vegetal.
- *Bosque nativo*: vegetación arbórea densa, distinguiéndose en base a su ubicación y composición (evaluada en salida de terreno) los siguientes tipos: ribereño, serrano, ceibal y costero.
- *Cultivo*: cultivos extensivos e intensivos, excluyendo cultivos forestales.
- *Forestación*: cultivos forestales, excluyendo forestaciones de abrigo y sombra.
- *Pastizal*: vegetación herbácea como matriz dominante con posibilidad de existencia de especies arbustivas de bajo porte.
- *Pastizal inundable*: vegetación herbácea como matriz dominante con posibilidad de existencia de especies arbustivas de bajo porte, sobre suelos inundables temporalmente.
- *Arenales*: suelos arenosos con poca cobertura de vegetación herbácea psamófila o sin ella en la zona costera.
- *Urbano*: centros urbanos (ciudades y poblados).

Etapa 4 - Selección de puntos de validación y segunda recorrida de campo

Una vez concluida la clasificación de la etapa anterior, se seleccionaron 15 puntos de cada clase distribuidos por toda la cuenca. Se realizó una segunda recorrida en la cual se revisó si la clase asignada se correspondía con la cobertura que se presentaba en terreno, corrigiendo cuando esto no ocurrió.

Etapa 5 - Corrección final.

Con la información de la segunda recorrida se corrigió la clasificación mediante edición manual de las clases generadas. Se obtuvo mediante esta última corrección, el mapa final de cobertura del suelo.

No se utilizó la información de esta segunda recorrida para estimar un error, dado que los errores encontrados fueron utilizados para corregir la clasificación final. Resta, por lo tanto, calcular el porcentaje de error del mapa generado.

ANEXO 2. Lista de especialistas consultados para cada Servicio Ecosistémico

Servicio ecosistémico	Especialista	Total
Amortiguación de inundaciones	Ing. Christian Creties	4
	Dr. Lic. Geografía Marcel Achkar	
	Dr. Ing. Agr. Gervasio Piñeiro	
	Dr. Ing. Agr. Daniel Panario	
Control de erosión	Dr. Lic. Geografía Marcel Achkar	4
	Dr. Ing. Agr. Gervasio Piñeiro	
	Dr. Ing. Agr. Mario García	
	Lic. Geografía Lucía Bartesaghi	
Prevención de eutrofización	MSc. Lic. Biología Federico Quintans	5
	Dra. Lic. Biología Carla Kruk	
	Dra. Lic. Biología Lorena Rodríguez	
	MSc. Lic. Biología Guillermo Goyenola	
	MSc. Lic. Biología Franco Texeira	
Prevención de invasión de EEI	Dr. Ing. Agr. Oscar Blumetto	4
	Ing. Agr. Joaquin Lapetina	
	Dr. Lic. Biología Felipe Lezama	
	Dra. Ing. Agr. Juana Villalba	
Producción de carne de fauna silvestre	Guardaparque Hector Caymaris (jefe de guardaparques PPLR)	4
	Dr. Vet. Javier Vitancurt (director PPLR)	
	Tec. Forestal Pablo González (cazador)	
	Dr. Vet. Jorge Cravino (Dirección de Fauna, MGAP)	

ANEXO 3. Pauta de entrevista realizada a los expertos

A continuación se presenta la pauta de entrevista realizada a los expertos para el Servicio Ecosistémico Amortiguación de inundaciones, a modo de ejemplo de la consulta de todos los SE.

Primer consulta a especialistas,

Esta primer etapa de consulta es el primer paso para la construcción del modelo de provisión potencial del servicio ecosistémico³ (SE) *Amortiguación de inundaciones* en la Cuenca de la Laguna de Rocha. Cuando nos referimos al SE amortiguación de inundaciones hacemos referencia a la capacidad de cada punto del territorio de atenuar de inundaciones aguas abajo en la cuenca.

Como se explicó en la invitación a participar, la capacidad de la cuenca para proveer el SE, se calculará utilizando un modelo multicriterio espacial, que asigna a cada punto del territorio un valor de provisión potencial, de acuerdo a las condiciones que presenta el territorio en ese sitio.

Para responder la consulta no es necesario entender en profundidad como se construye el modelo, e incluso no es necesario conocer en detalle el área de estudio. Lo que sí es necesario es entender claramente que es lo que se consulta en cada caso, y responder cada caso en particular, sin “entreverarse” por el proceso en general.

Presentación de los atributos

El primer paso en la construcción del modelo multicriterio que se busca elaborar en esta tesis es la definición de “atributos”, es decir, el conjunto de elementos del territorio que intervienen en el proceso de prevenir la inundaciones aguas abajo (esto serán los “atributos”), en base a los cuales se realizarán las dos consultas a continuación.

A partir de revisión bibliográfica y algunas consultas a un grupo reducido de expertos, se identificaron el *tipo de cobertura vegetal*, la *pendiente del terreno*, la *permeabilidad*

³Por Servicios Ecosistémicos nos referimos a los aspectos de los ecosistemas utilizados activa o pasivamente en la generación de bienestar para la población (Fisher, 2009).

del suelo y el tiempo de concentración como los atributos fundamentales en la provisión del servicio⁴ (Te Chow 1994; Laterra et al. 2011, Achinelli et al. 2011).

Dichos atributos se consideran de la siguiente manera:

- **Tipo de cobertura:** tipo de cobertura vegetal obtenida de clasificación de imagen landsat. Las categorías de cobertura son: (i) agricultura y praderas, (ii) pastizales (incluye distintos estados de campo natural y chircales), (iii) suelo desnudo naturalmente, (iv) bosque ribereño, (v) bosque serrano, (vi) pastizal inundable, (vii) juncal, (viii) superficie urbana, (ix) forestación (no incluye los sitios dentro de predios forestales que no están forestados, ni la forestación de abrigo menor a 1ha).
- **Pendiente:** grado de inclinación de las laderas. Se estimará a partir de las curvas de nivel del MTOP.
- **Permeabilidad del suelo:** propiedad del suelo de transmitir agua. Está relacionada con la composición y textura del suelo, y se estimará a través de los grupos hidrológicos de suelos (reclasificados a partir de la descripción Coneat).
- **Tiempo de concentración:** es una variable hidrológica que se refiere al tiempo que demora una gota de agua desde que cae en el terreno hasta llegar al punto final de la cuenca (o a algún punto intermedio preestablecido). Es, en cierto modo, una medida del drenaje.

Consulta 1. Primer paso para la valoración de los atributos

Valorar los atributos significa interpretar qué significan, respecto al SE analizado, los distintos valores que el atributo puede presentar en el área de estudio.

Por ejemplo, nos planteamos preguntas como: a efectos de controlar inundaciones aguas abajo, ¿es bueno, malo o regular una pendiente alta? ¿y una pendiente media?. Y luego buscamos asignar un valor cuantitativo a esa medida, o utilizar valores cualitativos reales cuando existen, porque otros modelos o experiencias ya los estimaron.

⁴ Del conjunto total de posibles atributos se selecciono un conjunto no redundante, para los cuales existía información en el área de estudio, y que fueran mapeables a la escala de trabajo empleada.

En la tabla 1 se presentan algunos supuestos generales en base a los cuáles se valorarán los atributos, que luego revisaremos juntos en una reunión. Para comenzar a elaborar los borradores, indique si está de acuerdo con estos supuestos, y en caso contrario indique el motivo de su desacuerdo (y de ser posible cuál sería, a su entender, la frase correcta)

Tabla 1. Supuestos que el especialista debe evaluar según su conocimiento (complete sobre esta misma tabla).

<i>Atributo</i>	<i>Frase a evaluar</i>	<i>Acuerdo ? (si/no)</i>	<i>Observaciones</i>
<i>Tipo de cobertura</i>	a. Poca cobertura incrementa la escorrentía, lo cuál disminuye la capacidad del territorio de controlar la inundaciones aguas abajo.		
	b. En una escala 0-1, los usos del suelo según su aporte a este servicio podrían ordenarse de la siguiente manera (0 es nula contribución al servicio y 1 es máxima contribución al servicio): Bosque ribereño (1), humedales (1), pastizal de alto porte (0.8), monte serrano (0.6), forestación (0.6), pastizal pastoreado (0.4), agricultura (0.1).		
<i>Pendiente del terreno</i>	a. A mayor pendiente mayor escorrentía, y por lo tanto mínima capacidad de controlar inundaciones aguas abajo.		
<i>Permeabilidad del suelo</i>	a. A mayor impermeabilidad del suelo mayor escorrentía, y por lo tanto mínima capacidad de controlar inundaciones aguas abajo.		
<i>Tiempo de concentración</i>	a. A menor tiempo de concentración, mayor es la relevancia de ese píxel para controlar las inundaciones aguas abajo.		

Consulta 2. Ponderación de los atributos

Además de valorar los posibles valores de los atributos, es necesario identificar si existen atributos más relevantes que otros, y en qué medida lo son. Para ello, los atributos serán ponderados de acuerdo a su importancia relativa a la provisión del SE en cuestión. El ejercicio se realiza en la Tabla 2, de acuerdo a lo que se explica a continuación.

La metodología que debe utilizar para ponderar es el Proceso Analítico Jerárquico (AHP, por sus siglas en inglés, Saaty 1980), que permite comparar y ponderar los atributos de a pares, asignando una medida cualitativa (expresada en forma cuantitativa) de la importancia relativa de uno en relación al otro (Moffet & Sarkar, 2006), según su contribución al SE estudiado.

Durante esta consulta usted debe asignar un valor de comparación a cada par de atributos en la Tabla 1. Los valores a asignar serán según el caso:

- 1 – los dos atributos contribuyen de manera similar a la provisión del SE
- 3 – el atributo A contribuye moderadamente más que el atributo B
- 5 – el atributo A contribuye mucho más que el atributo B
- 7 – la contribución del atributo B es muy pequeña comparada con la del atributo A
- 9 – la contribución del atributo B es despreciable comparada con la del atributo A

Si la situación que se presenta en el casillero es la contraria a alguna de las situaciones planteadas, se debe colocar el valor inverso (por ejemplo, si el atributo B contribuye moderadamente más que el atributo A, el valor será 1/3)

Tabla 1. Matriz para la ponderación de los atributos mediante la metodología AHP. **(complete sobre esta misma tabla, los casilleros en gris no deben ser completados).**

		Variable B			
		Tipo de cobertura	Pendiente del terreno	Permeabilidad del suelo	Tiempo de concentración
Variable A	Tipo de cobertura				
	Pendiente del terreno				
	Permeabilidad del suelo				
	Tiempo de concentración				

Ejemplo: Si el *tipo de cobertura vegetal* (variable "A") tiene una contribución moderadamente mayor que la *pendiente del terreno* (variable "B") para el SE Control de inundaciones, entonces su valor de ponderación será: 3. En el caso contrario su valor de ponderación será: 1/3.

ANEXO 4- Utilidad de los atributos en los modelos multicriterio y método de valoración

Atributo	Estados del atributo	Utilidad	Método de valoración
SE Amortiguación de inundaciones			
Tipo de cobertura vegetal	Humedal	1	Ordenación consensuada entre 0 y 1 de las distintas coberturas según su importancia en cuanto al nivel de retardo superficial de agua. Se revisó que los valores resultantes tuvieran coherencia con el valor del coeficiente k del modelo para cálculo de escorrentía superficial en grandes cuencas (Chow 1994), y cuando esto no ocurrió se llevó a cabo una nueva consulta.
	Bosque ceibal	1	
	Bosque ribereño	0,75	
	Bosque serrano	0,65	
	Bosque costero	0,65	
	Pastizal inundable	0,65	
	Pastizal ⁵	0,5	
	Cultivo y praderas artificiales	0,4	
	Forestación	0,60	
	Vegetación de arenales	0,1	
Pendiente	Escarpado ($\geq 50\%$)	0	Los valores originales fueron reclasificados siguiendo a Panario et al. (2011) con modificaciones de acuerdo al modelo hidrológico para cálculo de escorrentía superficial en grandes cuencas (Chow 1994). Las clases fueron valoradas mediante una función de utilidad que establece que a mayor pendiente, menor aporte al SE
	Serrano ($< 50, \geq 20\%$)	0,25	
	Ondulado ($< 20, \geq 10\%$)	0,50	
	Plano ($< 10, \geq 1\%$)	0,75	
	Depresión (< 1)	1	
Permeabilidad del suelo	Grupo hidrológico A	1	Se agruparon los tipos de suelo de acuerdo al grupo hidrológico siguiendo a Durán (1997). La utilidad fue asignada en base a la relación existente entre los grupos hidrológicos y el coeficiente de escorrentía: la escorrentía es mínima en suelos del grupo A y máxima en suelos del grupo D.
	Grupo hidrológico B	0.66	
	Grupo hidrológico C	0.33	
	Grupo hidrológico D	0	
Longitud del flujo	Continuo (decrece desde 74440m hasta 0m)	Continua, desde 1 hasta 0	Los valores originales fueron normalizados mediante la siguiente transformación: $U_i = \frac{X_{\max} - X_i}{X_{\max} - X_{\min}}$.

⁵ Se estimaron valores promedios para distintos estados del pastizal

SE Control de erosión			
Tipo de cobertura vegetal	Humedal	0,7	Ordenación consensuada entre 0 y 1 de las distintas coberturas de la cuenca, de acuerdo a su importancia en cuanto a la retención de suelo. Se revisó que hubiera coherencia entre los valores resultantes de la ordenación y el valor del coeficiente C del modelo USLE (García-Préchac 1992, Stone y Hilborn 2000) para los tipos de cobertura que se tuvo información, generándose una nueva consulta cuando había desacuerdo.
	Bosque ceibal	0,7	
	Bosque ribereño	1	
	Bosque costero	0,8	
	Bosque serrano	0,8	
	Pastizal inundable	0,5	
	Pastizal ⁶	0,5	
	Cultivo y praderas artificiales	0,2	
	Forestación	0,4	
	Vegetación arenal	0	
Pendiente	Humedal	0,7	Idem
	Escarpado ($\geq 50\%$)	0	
	Serrano ($< 50, \geq 20\%$)	0,25	
	Ondulado ($< 20, \geq 10\%$)	0,50	
	Plano ($< 10, \geq 1\%$)	0,75	
Erodabilidad del suelo	Depresión (< 1)	1	Se tomó el valor del factor K de cada unidad del suelo del programa Erosion 6.0 (MGAP-Facultad de Agronomía). Dichos valores se transformaron mediante la fórmula $U_i = \frac{X_{max} - X_i}{X_{max} - X_{min}}$, asumiendo que a mayor factor K, menor contribución al SE.
	El ceibo (0,76)	0,00	
	Laguna Merin (0,65)	0,15	
	La charqueada (0,59)	0,23	
	San Carlos (0,56)	0,27	
	Angostura (0,52)	0,32	
	India muerta (0,52)	0,32	
	Lascano (0,52)	0,32	
	San Luis (0,50)	0,35	
	Rio blanco (0,49)	0,36	
	Alferez (0,48)	0,37	
	Jose Pedro Varela (0,42)	0,46	
	Sierra de Animas (0,36)	0,53	
	Carape (0,35)	0,55	
Sierras de Aigua (0,32)	0,59		

⁶ Se estimaron valores promedios para distintos estados del pastizal

	Cebollatí (0,26)	0,67	
	Sierras de Polanco (0,23)	0,71	
	Santa Clara (0,21)	0,73	
	Angostura (0,09)	0,89	
	Baln. Jaureguiberry (0,01)	1,00	
Densidad de la red de drenaje	Las Conchas (21,13)	0,00	Transformación de los valores originales por la fórmula $U_i = \frac{X_{max} - X_i}{X_{max} - X_{min}}$, asumiendo que a mayor densidad menor utilidad.
	Rocha (19,10)	0,12	
	Piedras blancas (18,56)	0,15	
	Paloma (18,54)	0,15	
	del Rey (17,21)	0,23	
	Zanja honda (16,28)	0,28	
	Cañada bellaca (13,35)	0,45	
Distancia a cursos de agua	Mayor o igual a 70m	1	Función de utilidad construida en consulta a los especialistas, que asigna valor mínimo de utilidad a los píxeles que forman parte de un curso de agua ($d < 70m$) y máximo a los que no ($d > 70m$)
	Menor a 70m	0	
SE Prevención de la eutrofización			
Control de erosión	Continuo, entre 0 y 1	Valores originales	Valores originales que resultan del modelo del SE Control de erosión.
Tipo de cobertura vegetal	Humedal	1	Ordenación consensuada de 0-1 de las distintas coberturas de la cuenca, de acuerdo a la importancia de la vegetación en la retención de nutrientes.
	Bosque ribereño	1	
	Bosque serrano	0.5	
	Bosque ceibal	1	
	Bosque costero	0.5	
	Pastizal inundable	0.7	
	Pastizal	0.5	
	Cultivo y praderas artificiales	0.2	
	Forestación	0.35	
Arenal	0		
Distancia a cursos de agua	0-100m	0	Función de utilidad modificada a partir de Sharpley et al. (1999) en base a un criterio de precaución propuesto por los expertos. Dicha función establece que a una distancia mínima (menor a
	100-400m	0.5	
	>400m	1	

100m) el aporte de nutrientes sobre los cursos de agua es máximo (por lo tanto, tiene utilidad 0), a partir de dicha distancia y hasta una distancia de 400m el aporte decrece linealmente (valor de utilidad promedio 0,5), y por encima de ese valor el aporte es mínimo.

Aporte de nutrientes por uso del suelo	No uso Arenal			1	Los valores de los coeficientes de exportación para cada uso (Rodríguez-Gallego, 2010) fueron transformados mediante la siguiente fórmula: $U_i = \frac{X_{m\acute{a}x} - X_i}{X_{m\acute{a}x} - X_{m\acute{i}n}}$, asumiendo que valores altos de exportación tienen mínima utilidad. El coeficiente del uso del suelo cultivo y praderas artificiales se calculó como un promedio de los coeficientes de exportación de ambos tipos de uso, ya que espacialmente no fueron discriminados.
	No uso Bosque			1	
	No uso Humedal			0,99	
	Ganadería			0,94	
	Forestación			0,92	
	Urbano			0,39	
	Agricultura y praderas			0,30	
SE Prevención de la invasión de especies exóticas vegetales					
		Marg	Sen	Tojo	
Uso del suelo	Forestación	0,8	0,8	0,6	Ordenación consensuada entre 0 y 1 de los tres usos según su contribución relativa a la invasión de cada especie. Los que presentan mayor resistencia a la invasión en su ciclo completo de producción, tienen mayor utilidad.
	Ganadería	0,5	0,5	0,8	
	Cultivo y praderas artificiales	0	0	0,4	
Susceptibilidad a la invasión	Humedal	1	1	1	Clasificación de los distintos ambientes en tres grupos: susceptible (utilidad 0), poco susceptible (utilidad 0,5) y no susceptible (utilidad 1), de acuerdo a la susceptibilidad relativa que presentan a la invasión de cada especie. La clasificación de los ambientes fue realizada mediante consulta directa y fue obtenida por consenso en todos los casos.
	Bosque ribereño	0,5	1	1	
	Bosque serrano	0,5	0	0	
	Bosque ceibal	1	1	1	
	Bosque costero	0,5	0	0	
	Pastizal inundable	0	0	1	
	Pastizal	0,5	0	0	
	Cultivo y praderas artificiales	0	0	0,5	
Forestación	0,5	0,5	0		
Distancia a fuente potencial de propágulos	Menor o igual a 40m	0	0	0	Funciones de utilidad basadas en el conocimiento de los expertos y en bibliografía (Sindel 1989), que establecen que a menor distancia, menor utilidad.
	Entre 40 y 100m	0	1	0	
	Entre 101 y 500m	0,5	1	0,5	
	Mayor a 501m	1	1	1	

Salinidad del suelo	Salinos	1	1	1	Funcion de utilidad basada en el conocimiento de los expertos, quienes afirmaron que (en mayor o menor medida), suelos salinos limitan la invasión de las tres especies analizadas.	
	No salinos	0	0	0		
Distancia a cursos de agua	Menor o igual a 15m	0	0	0	Funciones de utilidad basadas en el conocimiento de los expertos que establecen que a menor distancia, menor utilidad.	
	Entre 16 y 40m	0,2	0,5	0,2		
	Entre 40 y 100m	0,2	1	0,2		
	Entre 101 y 500m	0,5	1	0,5		
	Mayor a 501m	1	1	1		
Distancia a caminos	Menor o igual a 15m	0	0	0	Funciones de utilidad basadas en el conocimiento de los expertos que establecen que a menor distancia, menor utilidad.	
	Entre 16 y 40m	0,2	0,5	0,2		
	Entre 40 y 100m	0,2	1	0,2		
	Entre 101 y 500m	0,5	1	0,5		
	Mayor a 501m	1	1	1		
SE Provisión de carne de fauna silvestre						
		Carp	Jaba	MuLi	Ñand	
Tipo de cobertura vegetal	Bosque ribereño	1	1	1	0	Ordenamiento jerárquico de las distintas coberturas según las preferencias de hábitat de cada especie/grupo. El resultado del ordenamiento fue a su vez contrastado y corregido en base a bibliografía (González y Martínez-Lanfranco, 2010).
	Bosque serrano	0	1	1	0	
	Bosque costero	0,3	1	1	0	
	Bosque ceibal	1	1	0,2	0	
	Pastizal	0	0,3	1	1	
	Agricultura y pradera	0	0,7	0,5	1	
	Pastizal inundable	0,7	0,3	0,8	1	
	Humedal	1	0,1	0	0	
	Arenales	0	0	0,5	0	
Forestación	0	1	1	0		
Tamaño de parche	Grande (>500ha)	1	1	1	1	Función de utilidad genérica para los cuatro sub-modelos, por no contarse con información específica de cada grupo.
	Mediano (5-500ha)	0,5	0,5	0,5	0,5	
	Chico (0-5ha)	0,1	0,1	0,1	0,1	
Distancia a centros poblados	Menor o igual a 5km	0	0	0	0	Función de utilidad basada en conocimiento experto que asume que a mayor distancia mejor impacto de remoción por caza, siendo la distancia a la que se puede acceder sin vehículos con motor, la distancia umbral
	Mayor a 5km	1	1	1	1	

Distancia a caminos	Menor o igual a 1km	0	0	0	0	Función de utilidad basada en conocimiento experto que asume que a mayor distancia mejor impacto de remoción por caza, siendo la distancia a la que se puede acceder sin vehículo y con equipo de caza sin ser detectado, la distancia umbral
	Mayor a 1km	1	1	1	1	
Nivel de control de caza furtiva	Área con control reconocido legalmente y en la práctica	0,8	0,8	0,8	0,8	Función de utilidad basada en el conocimiento de los expertos. Las áreas con protección no toman valor 1 ya que sobre algunos tipos de cazadores estos controles no representan una barrera.
	Área con control solo en la práctica	0,4	0,4	0,4	0,4	
	Área sin control	0	0	0	0	

Referencias bibliográficas del Anexo 4

- Chow VT, Maidment DR y Mays LW. 1994. Hidrología Aplicada. McGraw-Hill Interamericana S. A.
- Durán A. 1997. Clasificación hidrológica de los suelos del Uruguay. *Agrociencia*, Vol. 1(1):15-29.
- García Préchac F. 1992. Guía para la toma de decisiones en conservación de suelos, 3ª aproximación. Serie Técnica INIA N°26. Montevideo, Uruguay.
- González E y Martínez-Lanfranco JA. 2010. Mamíferos de Uruguay. Guía de campo e introducción a su estudio y conservación. Banda Oriental, MNHN y Vida Silvestre Uruguay. 464 pp. Montevideo.
- Rodríguez-Gallego L. 2010. Eutrofización de las lagunas costeras de Uruguay: impacto y optimización de los usos del suelo. Tesis de doctorado, PEDECIBA, Montevideo.
- Sharpley A.N., W.J. Gburek, G. Folmar & H.B. Pionke. 1999. Sources of phosphorus exported from an agricultural watershed in Pennsylvania. *Agricultural Water Management* 41: 77-89.
- Sindel B. 1989. The ecology and control of Fireweed (*Senecio madagascariensis* Pior.). Tesis de doctorado, Universidad de Sidney, Australia.
- Stone, P, and Hilborn, D. (2000). Universal Soil Loss Equation (USLE). Ontario Ministry of Agriculture; Food & Rural Affairs.

AGRADECIMIENTOS

La lista de personas que colaboraron directa e indirectamente, a las que me gustaría agradecer, es tan larga y diversa como lo fue el proceso de elaboración de esta tesis...Estas páginas intentan recordar y agradecer a todos ellos...

A Alvaro Soutullo y Lorena Rodríguez-Gallego, por ser una fórmula perfecta de tutores y amigos, tanto por sus propiedades individuales como por las emergentes.

A los integrantes del tribunal: Daniel Conde, José Paruelo y Denise Gorfinkiel, porque enriquecieron muchísimo la tesis con sus aportes desde aquel primer proyecto que poco se parecía a lo que aquí presenté.

Al Área Biodiversidad y Conservación (Museo Nacional de Historia Natural, Dicyt-MEC), el Laboratorio de Ecología Etología y Evolución (Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable) y el Polo de Desarrollo Universitario de Ecología funcional acuática (CURE), los laboratorios donde realicé la tesis, a la Agencia Nacional de Investigación e Innovación y a la Maestría en Ciencias Ambientales (IECA).

Un agradecimiento especial a las 19 personas que dedicaron parte de su tiempo a participar como expertos en este proceso, aportando la información fundamental que fue la base de la tesis: Christian Chreties, Marcel Achkar, Gervasio Piñeiro, Daniel Panario, Mario García, Lucía Bartesaghi, Federico Quintans, Lorena Rodríguez, Carla Kruk, Guillermo Goyenola, Franco Texeira, Oscar Blumetto, Felipe Lezama, Joaquin Lapetina, Juana Villalba, Hector Caymaris, Javier Vitancurt, Pablo González y Jorge Cravino.

A Lucía Bartesaghi (otra vez), mi “help” favorito de SIG, que tuvo paciencia infinita para responder todas mis dudas. A Verónica Etchebarne y Gonzalo Cortés por hacerme entender algo de estadística, e incluso de R. A Enrico di Minin por todas las ideas aportadas en el capítulo 2.

A la Negra por la compañía física y emocional en este largo proceso de la Maestría...por enseñarme y acompañarme en la vida. A Fabrizio, que fue cabeza del origen de esta tesis.

A las chichis "de facultad" y Pao, por mil y una razones, porque me acompañaron todo este tiempo con una mezcla perfecta de mimos y opiniones que forman parte de los contenidos de esta tesis. A mis amigas, por estar siempre, por ser mi cable a tierra y por tener siempre palabras de aliento.

A mi familia que aún sin entender qué es lo que hago, nunca dejaron de preguntar ¿para cuándo?, motivando también para que esto saliera.

A Javier por acompañarme en la vida como sólo el sabe hacerlo.