

ISSN 1688-6593 [en línea]

Número 13
Enero - junio 2017

INNOTEC

REVISTA DEL LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY



INNOTEC ISSN 1688-6593 [en línea]

es una revista científica arbitrada editada por el Laboratorio Tecnológico del Uruguay.

Equipo editorial

Dirección

Dr. Jorge Silveira,
Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU), Uruguay

Consejo editorial

MBA. Ing. Mariela De Giuda,
Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU),
Gerencia de Tecnología y Gestión, Uruguay

Dr. Andrés Dieste,
Universidad de la República (UdelaR),
Facultad de Ingeniería, Instituto de Ingeniería Química, Uruguay

Dr. Gustavo Domínguez,
Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU),
Gerencia de Investigación, Desarrollo e Innovación, Uruguay

Dra. Gabriela Eguren,
Universidad de la República (UdelaR),
Facultad de Ciencias, Instituto de Ecología
y Ciencias Ambientales, Uruguay

Dr. Tomás López,
Universidad de la República (UdelaR), Facultad de Química,
Departamento de Alimentos, Uruguay

Dra. Laura Moya Silva,
Universidad ORT Uruguay, Facultad de Arquitectura, Uruguay

MSc. Daniel Volpe,
Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU),
Gerencia de Análisis, Ensayo y Metrología, Uruguay

Dr. Federico Harte,
Penn State University, Department of Food Science, Estados Unidos

Edición

Lic. Marina Barrientos,
Edición revistas INNOTEC, Centro de Información Técnica,
Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU), Uruguay

Editores asociados

Dra. Carla Kruk,
Universidad de la República (UDELAR), Facultad de Ciencias,
Centro Universitario Regional del Este (CURE), Rocha, Uruguay

Dr. Juan Martín Dabiezis,
Universidad de la República (UDELAR), Centro Universitario Regional
del Este (CURE), Rocha, Uruguay

Administración de OJS y soporte técnico

Lic. Lorena Fiori,
Centro de Información Técnica,
Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU), Uruguay

Acerca de INNOTEC

INNOTEC es una revista científica arbitrada en modalidad doble ciego por un equipo de revisores independiente y externo a su entidad editora. INNOTEC es editada bianualmente en Montevideo, Uruguay, por el Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU) por medio de su Centro de Información Técnica, en formato digital en Open Journal Systems (<http://ojs.latu.org.uy>).

La transferencia de conocimiento y el intercambio con la comunidad son objetivos prioritarios de nuestra publicación, que reúne trabajos originales con un enfoque de rigor y calidad teórica y metodológica con el fin de contribuir a la producción sistemática de nuevo conocimiento científico tecnológico.

La revista está dirigida a investigadores, académicos, tecnólogos y estudiantes vinculados a los campos temáticos que aborda y que se corresponden a las áreas estratégicas de investigación del LATU y del país.

INNOTEC se encuentra indexada en las siguientes bases de datos: Latindex, Google Académico, Fuente Académica Premier de EBSCOhost y DOAJ.



La colección completa se puede consultar en línea en <http://ojs.latu.org.uy/index.php/INNOTEC/index>

La versión digital se distribuye bajo la modalidad de acceso abierto y los derechos autorales son protegidos por Creative Commons (CC) Atribución-NoComercial 3.0 Unported.

Los conceptos y opiniones vertidas en los artículos aquí publicados, así como el uso que otros puedan hacer de ellos, son de responsabilidad exclusiva de los autores y no reflejan el punto de vista del Laboratorio Tecnológico del Uruguay.

INNOTEC - NÚMERO 13 - Enero a junio de 2017

ISSN electrónico: 1688-6593
Título clave: INNOTEC (En línea)
Título clave abreviado: Innotec (En línea)

Centro de Información Técnica, LATU
Av. Italia 6201. Tel. (598) 2601 3724, ints. 1314 y 1350
ditec@latu.org.uy
<http://www.latu.org.uy>
<http://ojs.latu.org.uy>

Diseño

Manosanta Desarrollo Editorial
<http://manosanta.com.uy>

Política editorial LATU

La actividad editorial del Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU) tiene como finalidad la difusión en la comunidad académica y profesional uruguaya de las investigaciones que apoyen el desarrollo de tecnologías y modelos de gestión que aporten valor a los procesos de innovación.

Misión

Nuestra misión es la publicación de trabajos originales, con un enfoque de rigor y calidad teórica y metodológica, que contribuyan a la producción sistemática de nuevo conocimiento científico tecnológico y al fortalecimiento de la presencia uruguaya en redes regionales e internacionales. Es de interés del LATU consolidar el campo de la documentación científica a nivel local mediante la creación e innovación de productos editoriales.

Los objetivos específicos son:

- Promover la publicación de investigaciones de excelencia en las áreas de conocimiento estratégicas del LATU, alineadas a su misión como impulsor del desarrollo sustentable del país y su inserción internacional a través de la innovación.
- Posicionar a los autores, técnicos y colaboradores en las plataformas electrónicas internacionales, estimulando su participación en el marco de un proceso de edición arbitrado por especialistas.
- Contribuir al desarrollo y transferencia de tecnologías de innovación orientadas a la mejora de procesos industriales, empresariales y sociales.
- Aportar y divulgar conocimiento científico de calidad a los técnicos, académicos, investigadores y a la sociedad en su conjunto, tanto para la efectiva transmisión de las experiencias como para el crecimiento profesional.
- Facilitar el intercambio y la creación de nuevo conocimiento entre instituciones.

Invitamos a los autores interesados en publicar en INNOTEC a ingresar a nuestra página en la plataforma Open Journal Systems (<http://ojs.latu.org.uy>) o a contactarse con el Centro de Información Técnica del LATU a través del correo electrónico ditec@latu.org.uy para recibir instrucciones para el envío de artículos a nuestro proyecto editorial.

SUMARIO

Instrucciones a los autores	4
Índice de autores.	139
Índice temático.	141

REVISIÓN

9 **Aplicación de isótopos estables como indicadores de flujos de energía en ambientes costeros de Uruguay**

Application of stable isotopes as indicators of energy fluxes in coastal environments of Uruguay

Bergamino, Leandro; Tudurí, Adriana; Bueno, Carolina; Brugnoli, Ernesto; Valenzuela, Luciano; Martínez, Ana; Pérez Becoña, Laura; Scarabino, Fabrizio; García-Rodríguez, Felipe.

ARTÍCULOS

19 **Intensificación de floraciones de dinoflagelados marinos en Uruguay**

Intensification of marine dinoflagellates blooms in Uruguay

Martínez, Ana; Méndez, Silvia; Fabre, Amelia; Ortega, Leonardo.

26 **Factores ambientales controladores del fitoplancton con énfasis en las cianobacterias potencialmente tóxicas en un lago somero utilizado como fuente de agua para potabilización: Laguna del Sauce, Maldonado, Uruguay**

Environmental drivers of phytoplankton with focus on potentially toxic cyanobacteria in a shallow lake used as drinking water source: Sauce Lake, Maldonado, Uruguay

González-Madina, Lucía; Pacheco, Juan Pablo; Mazzeo, Néstor; Levirini, Paula; Clemente, Juan María; Lagomarsino, Juan José; Fosalba, Claudia.

36 **Uso de nuevas tecnologías en la prospección de recursos hídricos.**

Caso de estudio: Karst de la Formación Polanco, Uruguay

New technologies in water resources exploration. Study Case: karst of the Polanco Formation–Uruguay

González Carreira, Leticia Ivón; Gaucher, Claudio; Collazo, Paula; Segovia, Daniel; Montaña, Jorge.

46 **Dinámica ecosistémica y calidad de agua: estrategias de monitoreo para la gestión de servicios asociados a Laguna del Sauce (Maldonado, Uruguay)**

Ecosystem dynamics and water quality: monitoring strategies for the management of Sauce Lake (Maldonado, Uruguay) services

Criscí, Carolina; Goyenola, Guillermo; Terra, Rafael; Lagomarsino, Juan José; Pacheco, Juan Pablo; Díaz, Ismael; González, Lucía; Levirini, Paula; Méndez, Gustavo; Bidegain, Mario; Ghattas, Badih; Mazzeo, Néstor.

58 **Análisis espacio-temporal de los usos de suelo y sus presiones como herramienta de gestión integrada de cuencas. El caso de la microcuenca Tarariras, Maldonado, Uruguay**

Spatio-temporal analysis of environmental drivers and its pressures as a tool for whole-basin management: The case study of the Tarariras basin, Maldonado, Uruguay

Silvera, Nicolás; Olivera, Fidel; Frachia, Rosina; Armand Ugón, Inés; Garrido, Mariana; Fascioli, Sofía; De los Santos, Paula; Brum Bulanti, Laura; García Alonso, Javier.

67 **Enfoque de Manejo Costero Integrado aplicado a la cuenca baja del arroyo El Potrero, Maldonado, Uruguay**

The Integrated Coastal Management approach in the lower basin of the El Potrero stream, Maldonado, Uruguay

Bergós Cremona, Lucía; Cardozo Balmelli, Juan Manuel; Bruzzone, Carla.

78 **Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura**

Role of natural grasslands in retaining nutrients from agriculture

Lescano, Carolina; Ruibal, Mariana; Barreto, Patricia; Piñeiro, Verónica; Lozoya, Juan Pablo; Perdomo, Carlos; Rodríguez-Gallego, Lorena.

92 **Monitoreo de la aplicación de vinaza como fertilizante en caña de azúcar con indicadores microbianos de suelo**

Monitoring the application of vinasse as fertilizer of sugarcane with soil microbial indicators

Senatore, Daniella; Queirolo, Agustina; Wajswol, Sergio; Bajsa, Natalia.

98 **Análisis de esfuerzo de muestreo de himenópteros parasitoides en tres ambientes del este uruguayo**

Sampling effort analysis for hymenopteran parasitoids in three environments of Eastern Uruguay

Castiglioni, Enrique; Periotto, Nelson W.; Lara, Rogéria I. R.; Burla, Juan P.; Arbulo, Natalia; Aldabe, Joaquín

106 **Arañas y carábidos como potenciales bioindicadores en ambientes con distinto grado de intervención antrópica en el este uruguayo: un estudio preliminar**

Spiders and carabids as potential bioindicators in Eastern Uruguayan environments with different degree of anthropic intervention: a preliminary study

Castiglioni, Enrique, García, Luis F.; Burla, Juan P.; Arbulo, Natalia; Fagúndez, César.

115 **Producciones de sentido en torno a la exposición a agroquímicos. El caso de la ciudad de Young**

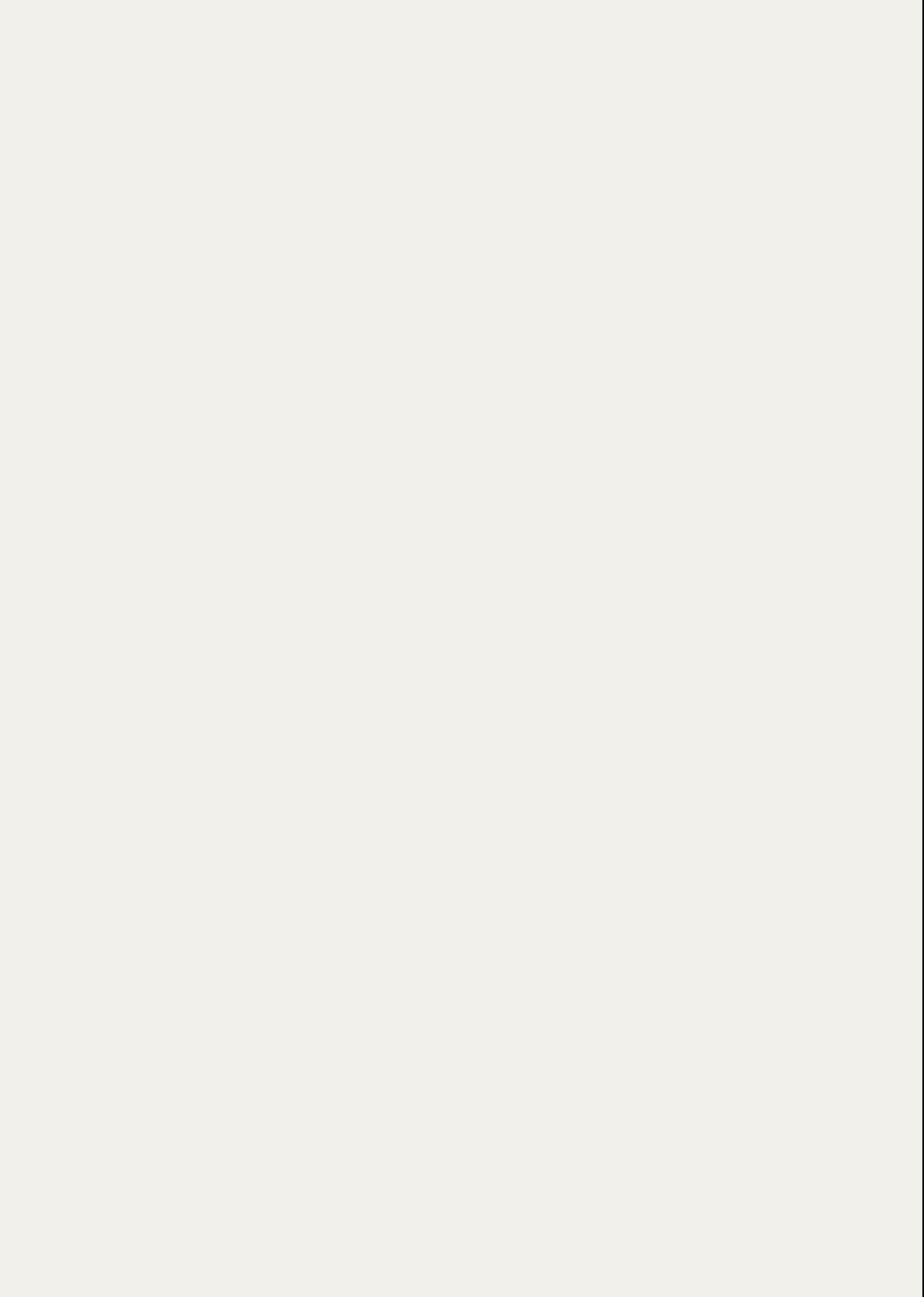
Productions of sense on agrochemicals exposure. The case of Young city

Rodríguez González, Nicolás; Heinzen Cesio, Jimena

125 **Modelo conceptual para la elaboración de instrumentos de protección patrimonial enfocados en la conservación de la biodiversidad**

Conceptual model for the elaboration of heritage protection instruments focused on biodiversity conservation

Ciganda, Ana Lía; Ligrone, Pablo Alfredo; Vitancurt, Ángel Javier; González-Pérez, César.



Prólogo

Desafíos socio-ambientales para el Uruguay del futuro

Este volumen reúne trabajos representativos de las distintas áreas de las Terceras Jornadas Interdisciplinarias de Biodiversidad y Ecología (JIBE), celebradas en la ciudad de Rocha en diciembre de 2016. Estas jornadas son un evento institucional organizado por docentes de diferentes disciplinas del Centro Universitario Regional del Este, Universidad de la República, que se celebran de manera bianual desde el año 2012. Constituyen un espacio de encuentro e intercambio entre investigadores, estudiantes, técnicos y docentes de diversas disciplinas, nacionales e internacionales, enfocados en analizar desde diferentes perspectivas las relaciones entre ambiente y sociedad.

Las problemáticas ambientales son complejas e incluyen aspectos de ecología, economía y sociedad. Por lo tanto, su análisis, monitoreo y gestión requiere aproximaciones integradoras. El perfil interdisciplinario de las JIBE facilita el diálogo a las diferentes disciplinas involucradas en la comprensión o resolución de esos problemas, como por ejemplo ecología, antropología, biología, química, ciencias sociales, psicología, arqueología, entre otras, permitiendo la identificación de elementos prioritarios y complementarios, y facilitando la generación de un lenguaje común. En este marco, el objetivo de este volumen temático es difundir y promover gran parte de las temáticas abarcadas por las JIBE y sus principales resultados para facilitar su aplicación a la resolución de problemáticas ambientales en Uruguay y la región.

En este volumen se incluyen desde trabajos centrados en la ecología (Bergamino, et al.; Crisci, et al.; González-Madina, et al.) hasta aquellos más próximos a las ciencias sociales (Rodríguez-González y Heinzen). Varios trabajos se han centrado en el estudio de indicadores ambientales, como floraciones algales nocivas (Martínez, et al.), comunidades microbianas del suelo (Senatore, et al.) y artrópodos (Castiglioni, García, et al.), o enfocado en la selección de las herramientas más

eficientes para el monitoreo ambiental en ambientes acuáticos y terrestres, superficiales o subterráneos (Castiglioni, Perioto, et al.; González-Carreira, et al.; Silvera, et al.). No solo la generación de información, sino también su integración y la construcción de modelos para anticipar, facilitar y sostener una gestión integral del ambiente surgen como importantes (Crisci, et al.). La selección de medidas de gestión (Bergós, et al.) y la evaluación de las mismas (Lescano, et al.; Senatore, et al.) son pasos clave en el desarrollo de procesos de planificación ambiental (i.e. Silvera, et al.; Ciganda, et al.; Senatore, et al.). También surge como importante la consideración de las distintas escalas espaciales y temporales involucradas para el análisis de alternativas de manejo ambiental (Silvera, et al.). La integración de los distintos aspectos de las problemáticas ambientales mediante instrumentos concretos previstos en las leyes es además fundamental para su operatividad (Ciganda, et al.).

Los ambientes analizados fueron diversos, incluyendo terrestres (i.e. Senatore, et al.), acuáticos continentales (Crisci, et al.; González-Madina, et al.), estuarinos (Bergamino, et al.), marinos (Martínez, et al.), de aguas subterráneas (González-Carreira, et al.) y de ecotono (Lescano, et al.). Sin embargo, en todas las investigaciones estos estuvieron integrados en la cuenca como unidad de gestión principal (i.e. Bergós, et al.; Silvera, et al.). Asimismo, fue notoria la combinación de esfuerzos de investigadores y técnicos con distintas especialidades y proviniendo de diferentes instituciones del país (Crisci, et al.; Lescano, et al.) así como la contribución del conocimiento de los actores sociales no académicos (Rodríguez-González y Heinzen).

Los trabajos aquí presentados reúnen distintas aproximaciones y metodologías que combinadas permiten un mejor acercamiento al desafío de resolver de forma integral las problemáticas ambientales. La integración de las distintas dimensiones será fundamental para la sostenibilidad de las soluciones ambientales seleccionadas y la transformación de las situaciones de vulnerabilidad identificadas (i.e. Rodríguez-González y Heinzen).

Carla Kruk y Juan Martín Dabezies
Editores asociados

Instrucciones a los autores para publicar en INNOTEC

Ámbito de los artículos y proceso de revisión

INNOTEC publica artículos originales inéditos en campos temáticos que responden a las áreas estratégicas de investigación del LATU y del país.

Esta publicación anual recopila las investigaciones realizadas por técnicos del Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU) y equipos de investigación de otras instituciones en el marco de proyectos y procesos de transferencia de conocimiento para el desarrollo de sistemas innovadores, productivos y de investigación.

Las publicaciones editadas por el Centro de Información Técnica son gestionadas en Open Journal Systems, software para la gestión del proceso editorial, desarrollado, soportado y libremente distribuido por el Public Knowledge Project bajo licencia pública general GNU.

El proceso de envío de artículos para la revista incluye los siguientes pasos:

- (a) Ingreso por parte del autor del artículo completo en el sistema utilizado por el Centro de Información Técnica para la edición de sus publicaciones en la web: <http://ojs.latu.org.uy>.
- (b) Por medio del sistema se notifica al autor la recepción del artículo y su eventual publicación. En este paso se consideran la originalidad del trabajo y se priorizan aquellos de áreas estratégicas y temáticas nacionales.
- (c) Una vez aprobado por el Consejo editorial de la revista, el artículo es enviado a proceso de arbitraje.
- (d) Se asignan los árbitros, quienes evaluarán el desarrollo específico del manuscrito, tanto en sus aspectos temáticos como metodológicos.
- (e) Devuelto el informe de arbitraje, el editor se comunica con el/los autor/es en respuesta de los comentarios que hace el evaluador del artículo. En caso de ser necesario habrá otras rondas de evaluación.
- (f) Se edita el artículo aplicando en el texto las normas del Manual de estilo del LATU y se envía la última versión diseñada al/los autor/es para su aprobación final.

Para poder incluir artículos completos, se debe considerar que estos no tengan derechos de autor otorgados a terceros a la fecha de envío y que no se hayan presentado a otras publicaciones simultáneamente.

Los artículos son publicados online. La versión digital se distribuye bajo la modalidad de acceso abierto y los derechos autorales son protegidos por Creative Commons (CC) Atribución-NoComercial 3.0 Unported. Al ingresar al sistema <http://ojs.latu.org.uy> los autores deberán aceptar la Nota de copyright en la que se asumen los términos de responsabilidad, se reconoce la licencia CC y se establece el compromiso

a realizar la cita completa de la edición institucional de esta primera publicación del artículo en sus siguientes publicaciones –completas o parciales– efectuadas en cualquier otro medio de divulgación, impreso o electrónico.

Los conceptos y opiniones vertidos en los artículos publicados y el uso que otros puedan hacer de ellos son de responsabilidad de sus autores. Esta responsabilidad se asume con la sola publicación del artículo enviado. El LATU se reserva el derecho de publicar aquellos artículos que responden a las áreas previstas por la organización y su Consejo editorial para cada edición y de realizar modificaciones que favorezcan la óptima presentación de los artículos en la revista.

Proceso de revisión

El arbitraje de esta revista se realiza por pares y bajo modalidad doble ciego, por lo que autores y árbitros permanecen anónimos a lo largo de todo el proceso.

El arbitraje es el proceso de evaluación crítica especializada de un manuscrito por parte de pares idóneos que operan en el área temática que dicho texto desarrolla y que no forman parte del staff editorial. Los comentarios y recomendaciones de los árbitros son un insumo determinante para la aceptación o rechazo de un manuscrito en el proceso editorial de publicaciones técnicas del LATU. No obstante, el equipo editor es responsable de la decisión final de publicación o rechazo de un artículo y de la notificación al autor de contacto.

El comité técnico de arbitraje de INNOTEC es un cuerpo de especialistas técnicos seleccionados por su grado de especialización, prestigio académico y experiencia profesional y editorial. Nuestros árbitros cumplen la vital función de evaluar el desarrollo específico del contenido de las publicaciones, tanto en sus aspectos temáticos como metodológicos, guiados por un formulario de revisión que es presentado a los autores del artículo.

Los autores cuentan con un plazo de siete días para la devolución del artículo corregido según las recomendaciones de los árbitros.

Normas de presentación y envío de los textos

Para que el artículo sea considerado para su publicación, debe cumplir con las siguientes normas de presentación. Ante cualquier consulta diríjase al correo electrónico de referencia ditec@latu.org.uy.

Para el correcto envío de su artículo, siga las instrucciones que se indican en OJS. Recuerde completar todos los datos del artículo, entre ellos: título, autores, filiación, resumen y palabras clave.

Nota: Los nombres completos de los autores deberán ser incluidos en los metadatos en la forma en la que se solicitan en OJS pero omitidos en el documento Word del artículo, primera medida para asegurar la integridad de la revisión ciega.

Definiciones:

Autor. Persona o colectividad responsable del contenido intelectual del documento.

Título. Refleja el contenido del texto con precisión, es neutro e informativo.

Resumen. Provee información específica. Sintetiza, anuncia y jerarquiza contenidos.

Introducción. Incluye antecedentes concretos y datos del proceso, enumeración de objetivos e importancia del tema.

Materiales y Métodos. Relato de los métodos y procedimientos que permitieron obtener los resultados presentados. Obtención del material, condiciones y metodología. Análisis estadísticos, programas.

Resultados. Presentación y expresión de los hallazgos en tablas, gráficos y/o figuras.

Discusión y Conclusiones. Síntesis de los avances y las contribuciones más relevantes de la investigación. En esta sección se discuten los resultados en el orden en el que fueron presentados. Asimismo, se define y diferencia claramente el aporte del trabajo en relación al conocimiento previo. Si procede, se mencionan posibles líneas futuras de investigación y de aplicación de los resultados.

Reconocimientos. Breve agradecimiento a quienes colaboraron en la producción del artículo y/o que permitieron el desarrollo de la investigación.

Referencias. Referencias al material bibliográfico consultado para la elaboración del artículo.

Los artículos deben presentar:

Título del artículo en mayúsculas y minúsculas, en inglés y español.

Nombre completo de todos los autores (solo en metadatos de OJS), ingresados en orden decreciente según el grado de responsabilidad en el desarrollo del artículo, sin que medien jerarquías funcionales. Indicar la sección o departamento al que pertenecen y empresa de la que forman parte. Se debe señalar además el autor de contacto para las comunicaciones electrónicas subsiguientes.

Resumen en inglés y español, de 200 palabras máximo en su versión castellana.

Palabras clave, de dos a cinco, las cuales no deben repetir los términos ya utilizados en el título.

Texto de tres (3) a veinticinco (25) páginas de desarrollo (introducción, métodos, descripción de equipos, descripción de programas, desarrollo de teorías, resultados y discusión, conclusiones, referencias, tablas, figuras, gráficos e imágenes, (ver sección *Estilo y formato de citas y referencias* en este documento). El texto deberá ser presentado en fuente Arial 11, a espacio doble y con numeración de líneas, con títulos en mayúsculas y minúsculas y en formato .doc, de cualquier versión de Microsoft Word.

Secciones. Los títulos de sección (que señalan Introducción, Materiales y Métodos, Discusión, etc.) deben ser

escritos en mayúscula y minúsculas, estilo de fuente bold y centrados en el texto. Los subtítulos serán justificados a la izquierda, escritos en mayúscula y minúsculas, también en bold. Tanto la primera letra del título y la primera letra de los nombres propios deben ser escritas en mayúscula. Se debe dejar un espacio entre líneas antes y después de cada subtítulo.

Fórmulas, figuras, tablas y gráficos. Las figuras deben numerarse correlativamente en orden de aparición en el texto, y deben incluir un breve título explicativo en el margen inferior a las mismas. Si es necesario incluir fotos o imágenes, estas se deben designar como figuras, deben ser nítidas y enviadas en formato jpg (mínimo 300 ppp aseguran una buena calidad de visualización). Las tablas deben ser numeradas correlativamente y en forma independiente de las figuras, y cada entrada debe ocupar su propia celda. Las mismas se numeran según el orden de aparición en el texto, incluyendo un título explicativo en la parte inferior de la tabla. Evite utilizar líneas verticales, incluir más de dos tablas por carilla y dividir tablas en más de un folio o en forma perpendicular al texto. Recuerde que el texto presenta las tablas, no desarrolla su contenido, estas deben explicarse en sí mismas.

Además de estar insertadas en el artículo, cada figura, gráfico y tabla debe ser remitida en su propio archivo como fichero complementario en OJS, con la referencia numérica correspondiente. Los números y símbolos empleados no deben ser menores al tamaño usado en el resto del texto (Arial 11).

Por favor, evite las notas al pie en el desarrollo del artículo. Denominaciones en latín: Deben ir en cursiva.

Estilo y formato de citas y referencias

Ejemplos usuales de citas

Registro de citas textuales

(López, 1985, p.93)

(González y Rubio, 1990, pp.110-111)

(Johnson, et al., 1970, pp.25-26)

Para más de una obra del mismo autor y año en citas textuales

(Alonso, 1988a, p.126-128)

(Alonso, 1988b, p.84)

Registro de cita ideológica o paráfrasis

Amor (2000) analiza los motivos para comenzar un negocio en línea...

Si el motivo para comenzar un negocio en línea es sólo para imitar a la competencia, se puede considerar que dicha razón no es la estrategia adecuada (Amor, 2000).

(Pérez y González, 2005)

(Rodríguez, et al., 2011).

(Pérez, 2014a)

(Pérez, 2014b)

Ejemplos usuales de referencias

Monografías (libros)

Apellidos(s), Nombre o Inicial, año de edición. Título del libro en cursiva. Nº de edición. Lugar de edición: editorial.

(Serie; Nº). ISBN (Este último si se posee)
Bobbio, Norberto, 1958. *Autobiografía*. Madrid: Taurus.
ISBN: 84-306-0267-4.

Newman, R., Walter, C., 2008. *Barley for food and health: science, technology, and products*. Nueva York: John Wiley & Sons

Revistas como un todo

Título de la publicación en cursiva. Responsabilidad. Edición. Identificación del fascículo. Lugar de edición: editorial, fecha del primer volumen-fecha del último volumen. ISSN

Boletín Económico. Banco de España. 1998, (1). Madrid: Banco de España, Servicio de Publicaciones, 1979-. ISSN: 0210-3737

Artículos de revistas

Apellido(s), Nombre o Inicial, año. Título del artículo. En: *Título de la publicación seriada*, Volumen(Número), páginas.

Llosa, J., Smith, M., Moore, A. y Cave, K., 1998. Modulo scheduling with reduced register pressure. En: *IEEE Transactions on computers*, 47(6), pp.625-638.

Álvarez, Begoña, Ballina, F. Javier de la y Vázquez, Rodolfo, 2000. La reacción del consumidor ante las promociones. En: *MK Marketing + Ventas*, (143), pp.33-37.

Normas

Entidad responsable de la norma (País de la entidad), año de publicación. No. o código de la norma: Título. Lugar de publicación: editorial abreviada.

Asociación Española de Normalización y Certificación (España), 2010. UNE 166000 EX, UNE 166001 EX, UNE 166002 EX: *Gestión de la I+D+I*. Madrid: AENOR.

Instituto Uruguayo de Normas Técnicas (Uruguay), 2000. UNIT-ISO 9001: *Sistemas de gestión de calidad - requisitos*. Montevideo: UNIT.

Textos electrónicos, bases de datos y programas informáticos

Responsabilidad principal, año. *Título* [tipo de soporte]. Edición. Lugar de publicación: editor, [fecha de consulta]. Descripción física. (Colección). Notas. Disponibilidad y acceso. Número normalizado

Rapp, A. O., Augusta, U. y Peek, R. D., 2001 *Facts and ideas of testing wood durability above ground* [En línea]. Hamburgo: BFH. [Consulta: 25 de setiembre de 2008]. Disponible en: <http://www.bfafh.de/inst4/43/pdf/3doublay.pdf>

Patentes

Mención de responsabilidad principal, Año de publicación del documento. *Denominación del elemento patentado*. Identificador del documento (país u oficina que lo registra). Clase internacional de documento de patente. Número.

Green, Daniel R., 2008. *Cereal flake with topical pieces*. United State Patent. 0101. D572,427.

Crosa, M. J., Harispe, R., Repiso, L., Silvera, C. y Wurtz, P, 2009. *Sistema que acelera el ingreso de solutos en alimentos porosos*. Uruguay. Dirección Nacional de la Propiedad Industrial. 31620.

REVISIÓN

Aplicación de isótopos estables como indicadores de flujos de energía en ambientes costeros de Uruguay

Application of stable isotopes as indicators of energy fluxes in coastal environments of Uruguay

Bergamino, Leandro (1); Tudurí, Adriana (2); Bueno, Carolina (2); Brugnoli, Ernesto (2); Valenzuela, Luciano (3-4); Martínez, Ana (5); Perez Becoña, Laura (1); Scarabino, Fabrizio (1); García-Rodríguez, Felipe (1).

(1) Centro Universitario Regional Este (CURE), Universidad de la República (UdelaR), Rocha, Uruguay.

(2) Universidad de la República, Facultad de Ciencias, IECA, Oceanografía y Ecología Marina Uruguay,

(3) Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Laboratorio de Ecología Evolutiva Humana (LEEH, Núcleo de Estudios Interdisciplinarios sobre Poblaciones Humanas de Patagonia Austral (NEIPHPA), Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Unidad de Enseñanza Universitaria Quequén, Buenos Aires, Argentina.

(4) Department of Biology, University of Utah, Salt Lake City, Utah, EE.UU.

(5) Unidad de Gestión Pesquera Atlántica, Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA), Rocha, Uruguay.

Contacto: lbergamino@gmail.com

RECIBIDO: 22/3/2017 – APROBADO: 6/6/2017

Resumen

El análisis de isótopos estables en sedimentos, vegetales y animales representa una herramienta de importancia para estudios ecológicos, reconstrucciones paleoclimáticas y paleoambientales. Con base en la diferenciación isotópica entre productores primarios, esta técnica ha tenido un gran impacto en la identificación de flujos de energía entre ecosistemas terrestres y acuáticos adyacentes y en la estructura trófica. Se sintetizan aquí la nomenclatura y los principios básicos para la aplicación de isótopos estables en estudios de ambientes acuáticos. Además, se muestra su utilidad describiendo tres ejemplos recientes en ambientes costeros de Uruguay con diferentes objetivos: 1) evaluar el origen de la materia orgánica en sedimentos del Río de la Plata, 2) determinar la importancia trófica de una especie de diatomea en playas arenosas de Uruguay, y 3) evaluar la influencia de la materia orgánica antropogénica en la Bahía de Montevideo. La composición isotópica de las fuentes de materia orgánica permitió inferir los mecanismos involucrados en la transferencia de materia orgánica en los ecosistemas costeros. En esta revisión se subrayan las ventajas de este marcador isotópico de carbono que permite discriminar fuentes de materia orgánica. Asimismo, la combinación con otros análisis complementarios como la espectrofluorometría o los biopolímeros resulta importante en investigaciones de funcionamiento ecosistémico.

Palabras clave: Carbono, nitrógeno, relación *c/n*, fuentes de materia orgánica, estuarios.

Abstract

Stable carbon and nitrogen isotope composition of plants, sediments and animals has been used as a common tool employed in different studies including ecology, and paleoenvironmental reconstruction. Because of the different isotopic values among primary producers, this is a powerful tool to trace pathways of exchange of organic matter between ecosystems. We describe the basic principles, including nomenclature, of the application the isotopic approach in coastal environmental studies. Furthermore, we present three recent studies with the isotopic approach for: 1) assess the distribution of deposited organic matter within the Río de la Plata estuary, 2) determine the trophic importance of a diatom from a surf zone in sandy beach food webs, and 3) assess the influence of the anthropogenic organic matter within the Montevideo Bay. The isotopic composition of organic matter sources allowed the study of different aspect of ecosystem function including the characterization of the organic matter pathways. This review highlighted the significant utility of this complementary tool for the study of ecological process and could be useful in the identification of changes in coastal environments.

Keywords: Carbon, nitrogen, C/N ratio, organic matter sources, estuaries.

Tabla de contenidos

Introducción.	4
¿Qué son los isótopos estables?	6
¿Cómo se miden?	6
¿Cómo se generan variaciones en la distribución de isótopos?	7
Utilidad de los isótopos estables en investigación.	8
Reconstrucción paleoambiental.	8
Ecología trófica	11
Indicadores de impacto humano	13
Casos de estudio	15
Caracterización del origen de la materia orgánica en el Río de la Plata.	15
Cambios en las relaciones alimentarias en playas arenosas	18
Materia orgánica antropogénica en los sedimentos de la Bahía de Montevideo	21
Conclusiones y perspectivas	22
Reconocimientos	25
Referencias.	25

Introducción

Desde la década de 1970 el uso del análisis de isótopos estables sobre materiales biológicos en estudios ambientales ha crecido exponencialmente. Los desarrollos tempranos de esta herramienta durante la década de 1970 y principios de 1980 se caracterizaron por diferenciar isotópicamente entre las vías fotosintéticas de plantas C3 y C4 (O'Leary, 1981) y, a su vez, por distinguir a aquellos animales actuales o extintos que se alimentaron de ellas (Cerling, et al., 1999).

El siguiente desarrollo importante en los estudios de redes tróficas fue el uso de isótopos estables de nitrógeno como medidores directos de la posición trófica de los consumidores, que permitió establecer conexiones tróficas y cuantificaciones de dieta (década de 1980 y 1990; Martínez del Río, et al., 2009). A fines de la década de 1980 y durante toda la década de 1990 se generó un gran interés en el uso de isótopos estables en estudios para discernir patrones migratorios y de movimiento en animales, analizando las variaciones geográficas en los isótopos estables de distintos elementos (C y H especialmente) (Rubenstein y Hobson, 2004). En la última década, los avances tecnológicos y las propuestas interdisciplinarias han revolucionado ciertas áreas antes no trabajadas, incorporando análisis de isótopos estables de compuestos específicos, como, por ejemplo, las reconstrucciones paleoclimáticas a través de la medición de isótopos de H en derivados de ceras vegetales extraídos de testigos en lagos u océanos (Berke, et al., 2012). Asimismo, en los últimos años han emergido herramientas estadísticas que permiten realizar aproximaciones cuantitativas para el análisis de isótopos estables, que contemplan la incertidumbre en los valores de entrada y que han llevado a un acelerado uso de los isótopos estables (Phillips, et al., 2014; Craven, et al., 2017).

Más allá de estos desarrollos, en muchas regiones los estudios isotópicos aún pueden ayudar a llenar un gran vacío de información que sería muy difícil conseguir de otra manera, por ejemplo, la caracterización ambiental y paleoambiental de la costa de Uruguay. La obtención de bases de datos isotópicos locales para nuestra región, incluyendo fauna, flora y sedimentos, en diferentes ambientes presenta un desafío actual: cómo evaluar la circulación de isótopos para permitir caracterizar ciclos biogeoquímicos y describir redes tróficas.

Este trabajo destaca el potencial, importancia y aportes de los isótopos estables al conocimiento de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas costeros en Uruguay. Para ello se describen tres casos de estudio que involucran sitios costeros de Uruguay en los que se analiza: 1) la importancia de determinar el origen de la materia orgánica a lo largo de un gradiente salino en un estuario (Bergamino, et al., 2017), 2) la caracterización de las redes tróficas en ambiente de playas (Bergamino, et al., 2016), y 3) la evaluación de la influencia humana en una zona altamente urbanizada (Bueno, 2016).

¿Qué son los isótopos estables?

Los isótopos son formas diferentes de un mismo elemento químico que difieren en el número de neutrones presentes en su núcleo y, por lo tanto, en su masa (Hoefs, 2009). Estas formas isotópicas pueden dividirse en dos tipos: estables e inestables (radioactivos). En este trabajo no se tratará la temática de isótopos en general sino de isótopos estables. El carbono (C) presenta dos formas estables: el liviano ^{12}C , con 6 protones y 6 neutrones y con una masa atómica de 12, y el pesado ^{13}C , que presenta 6 protones y 7 neutrones en su núcleo. Los isótopos ocurren naturalmente en los sistemas, participan en todos los procesos geoquímicos de la Tierra y las formas más livianas de un elemento ocurren en mayor proporción que los pesados. La estabilidad de los isótopos se caracteriza por un número de protones y neutrones similares que permite mantener bajas las fuerzas de repulsión de los protones cargados positivamente sin sufrir un decaimiento radioactivo (Hoefs, 2009).

¿Cómo se miden?

La abundancia natural isotópica se expresa en una escala delta (δ) que representa una desviación (en ‰) de la composición isotópica de una muestra respecto a un estándar internacional aceptado y determinado por la siguiente ecuación:

$$\delta X = (R_{\text{muestra}} - R_{\text{standard}}) / R_{\text{standard}} * 1000$$

donde X es el elemento en su forma más pesada y R es la razón del isótopo pesado sobre el liviano (las relaciones más usadas incluyen: $^2\text{H}/^1\text{H}$, $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ y $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$). Debido

a que las relaciones de las abundancias naturales son muy pequeñas, este tipo de expresión de valores isotópicos relativos a un estándar y multiplicado por 1000 permite mostrar estas pequeñas diferencias fraccionarias de una forma conveniente.

Las relaciones isotópicas se miden con un espectrómetro de masas que separa iones y moléculas de acuerdo a su masa. Este instrumento está basado en el diseño original de Nier (1947) que consiste en un sistema de entrada de la muestra, una fuente para ionizar las moléculas, un campo magnético para detectar y separar las partículas cargadas en base a su relación masa/carga, un sistema de trampa de iones, y un detector. En un espectrómetro de masas las moléculas orgánicas son introducidas en forma de gas, frecuentemente como H₂, CO₂, N₂, y SO₂, y la ionización del gas es conseguida mediante el bombardeo de electrones. Los aspectos relacionados a la preparación de muestras luego de su colecta se detallan en Teece y Fogel (2004). Muy brevemente, las muestras son usualmente secadas en estufa, molidas usando mortero de ágata y finalmente pesadas en cápsulas de estaño (que suelen tener un tamaño de 8 mm de alto por 5 mm de diámetro). El bajo costo de los análisis isotópicos junto con el escaso material necesario para analizar en la muestra hace de esta aproximación una alternativa muy ventajosa para estudios de diferentes disciplinas, entre ellas, la ecología, la arqueología, la geología y la fisiología. Muestras de diferente tipo necesitarán cantidades diferentes para analizar. Por ejemplo, para las muestras de músculo en peces y de la mayoría de invertebrados es necesario obtener 1 mg, mientras que para material de plantas vasculares se necesita pesar alrededor de 3 mg dependiendo de la relación C/N.

¿Cómo se generan variaciones en la distribución de isótopos?

La utilidad de los isótopos estables en estudios (paleo) ecológicos y (paleo) ambientales se basa en que diferentes factores y procesos físicos (como por ejemplo evaporación y difusión), químicos y biológicos o enzimáticos generan patrones de distribución en la proporción del isótopo pesado sobre el liviano en ambientes naturales, así como en animales, plantas y productos hechos por el hombre. El término usado para hacer referencia a este cambio isotópico es el fraccionamiento y se denota con el símbolo Δ como la diferencia isotópica entre los dos valores ($\Delta a-b = \delta a-\delta b$) (Sulzman, 2007).

Existen diferentes formas de fraccionamiento, aunque en este trabajo solo se consideran las dos formas más comunes consignadas en la literatura relacionada a ecología de isótopos livianos. En el fraccionamiento que ocurre durante las reacciones cinéticas (fraccionamiento cinético) las moléculas que contienen los isótopos livianos reaccionan generalmente más rápido que las moléculas que contienen el isótopo pesado. Este fenómeno producirá una abundancia relativa mayor de isótopos livianos, y en el sustrato remanente una abundancia menor de los isótopos livianos (por lo tanto, una abundancia relativa mayor de los isótopos pesados). Este fraccionamiento es promovido por reacciones no reversibles e incompletas, es decir, no todo el sustrato es consumido. La mayoría de reacciones bioquímicas (por ejemplo, fotosíntesis y procesos bacterianos) se enmarcan en este tipo de fraccionamiento (Hoefs, 2009). Otro tipo de fraccionamiento ocurre en reacciones de equilibrio, donde los isótopos más pesados tienden a acumularse cuando las uniones son más fuertes. Uno de los ejemplos más claros de este tipo de fraccionamiento es la

concentración de los isótopos más pesados del agua (¹⁸O y ²H) en la fase líquida con respecto al vapor de agua.

Utilidad de los isótopos estables en investigación

Reconstrucción paleoambiental

Una de las aplicaciones más comunes de los isótopos estables es su uso como registros ambientales de moléculas bióticas y abióticas, que permite la reconstrucción de procesos ambientales (West, et al., 2006). En particular, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ son utilizados para identificar el origen de la materia orgánica, ya que los valores isotópicos en las plantas son función de la vía de fotosíntesis C3 o C4, y sus valores son escasamente afectados por los procesos de diagénesis bioquímica acuática y terrestre en comparación con otros isótopos como N y S (Michener y Schell, 1994; Rosenbauer, et al., 2009). En este contexto, las plantas terrestres que se caracterizan por tener vías fotosintéticas C3 muestran valores de $\delta^{13}\text{C}$ con un rango entre -30 y -21‰. A su vez, plantas con vías fotosintéticas C4 tienen valores típicos de $\delta^{13}\text{C}$ entre -17 y -9‰ debido a que la enzima RUBISCO actúa en un ambiente relativamente cerrado y, en consecuencia, utiliza CO₂ con el isótopo pesado ¹³C, que no es liberado a la atmósfera como sucede con las plantas C3 (Gannes, et al., 1998). Por su parte, el carbono orgánico particulado marino presenta valores típicos de $\delta^{13}\text{C}$ que van desde -24 a -18‰ (Meyers, 1994; Lamb, et al., 2006; Rosenbauer, et al., 2009). Las algas de agua dulce en sistemas dominados por vegetación C3 tienden a presentar valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -30 y -25‰. Estas diferencias isotópicas entre productores primarios son explicadas principalmente por una utilización diferencial de HCO₃⁻ y CO₂ disuelto que presentan valores isotópicos diferentes, con mayores valores de $\delta^{13}\text{C}$ en HCO₃⁻ que en CO₂ (Lamb, et al., 2006). Debido a las condiciones de pH, en el ambiente marino existe menor disponibilidad de CO₂, lo que provoca una mayor utilización de HCO₃⁻ por el fitoplancton y, en consecuencia, mayores valores de $\delta^{13}\text{C}$ en comparación con el fitoplancton de agua dulce. Además, existen otros factores que generan variaciones espacio-temporales de $\delta^{13}\text{C}$ en los productores primarios de sistemas acuáticos incluyendo la clorofila *a* (Gu, et al., 1996), la intensidad de luz y la velocidad del flujo de agua (Finlay, et al., 1999), que permiten un alto nivel de entendimiento sobre flujos de energía entre los componentes de un ecosistema.

Las relaciones de carbono orgánico/nitrógeno total (C/N) han sido útiles en combinación con valores de $\delta^{13}\text{C}$ en reconstrucciones de paleoambientales y en secuencias de sedimentos (Lamb, et al., 2006; Perez, et al., 2017). Las plantas vasculares tienen valores altos de la relación C/N usualmente mayores a 12 debido a la abundancia de celulosa y lignina, mientras que el fitoplancton marino se hace más rico en N y los valores de la relación C/N varían entre 5 y 7 (Meyers, 1994; Lamb, et al., 2006). Esto permite emplearlos como marcadores ambientales para interpretar el origen de la materia orgánica mediante un gráfico bidimensional entre la relación C/N y $\delta^{13}\text{C}$ que distingue fuentes terrestres y/o marinas (Figura 1). De esta manera, la identificación de cambios de estado en un sistema incluyendo el tipo de vegetación dominante (C3 vs C4 o terrestres vs acuáticas) ha permitido inferir cambios ambientales relacionados a las variaciones del nivel del mar, cambios de salinidad y de procesos climáticos. Por ejemplo, mediante el estudio isotópico

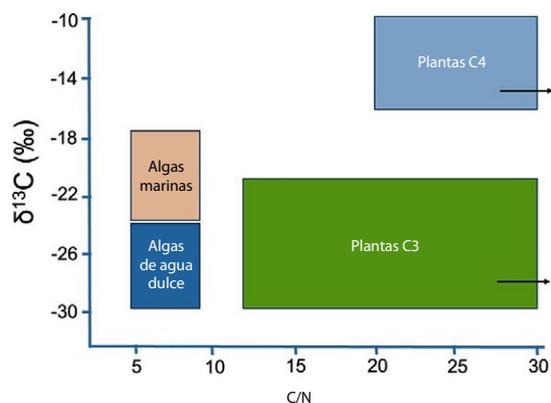


Figura 1. Rango de variación en $\delta^{13}\text{C}$ y C/N para diferentes componentes de ambientes costeros. Los datos fueron tomados de Meyers (1994), Lamb et al. (2006) y sus referencias.

de testigos de sedimento se pueden distinguir cambios en los patrones de descarga de agua dulce, ya que estos afectan los patrones de salinidad y, en consecuencia, el tipo de vegetación dominante (Byrne, et al., 2001; Bergamino, et al., 2017).

Ecología trófica

Otra aplicación de isótopos estables de carbono y nitrógeno ampliamente usada incluye la investigación en ecología para la descripción de las relaciones tróficas, identificación de cambios en la dieta de organismos, la evaluación de áreas geográficas de alimentación y los patrones de movimiento migratorios en animales (Rubenstein y Hobson, 2004; Rodríguez-Graña, et al., 2008; Martínez del Río, et al., 2009; Franco-Trecu, et al., 2014). Estas inferencias tróficas se basan en que la composición isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ en los tejidos de los organismos es determinada principalmente por la composición isotópica de las fuentes de alimentos (Vander Zanden y Rasmussen, 2001; McCutchan, et al., 2003; Figura 2). El fraccionamiento de $\delta^{13}\text{C}$ en animales ocurre durante

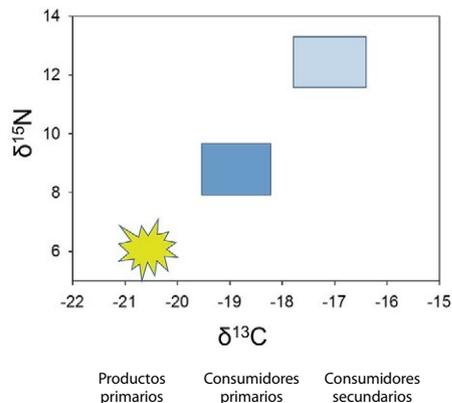


Figura 2. Diagrama conceptual del enriquecimiento trófico en $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ (‰) desde los productores primarios, consumidores primarios y secundarios para un sistema costero. Los rangos de variación isotópica en los componentes ecosistémicos fueron adaptados de Bergamino et al. (2016) y de Rodríguez-Graña et al. (2008).

el proceso de respiración mediante la utilización preferente del CO_2 formado con el isótopo liviano ^{12}C (DeNiro y Epstein, 1978). Sin embargo, este proceso determina un escaso enriquecimiento trófico de $\delta^{13}\text{C}$ entre los tejidos del consumidor y su fuente de C ($\sim 0\text{-}1\%$), permitiendo así el uso de $\delta^{13}\text{C}$ para identificar la principal fuente de dieta en la base de un ecosistema. A su vez, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ muestran un enriquecimiento en los tejidos de un organismo respecto a su dieta de entre $2\text{-}4\%$, debido principalmente al fraccionamiento por procesos de desaminación y transaminación, que resultan en la eliminación del isótopo liviano ^{14}N como producto de excreción (Gannes, et al., 1998). Por esta razón, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ posibilitan la estimación de la posición trófica de un organismo (Post, 2002). Este enriquecimiento trófico de $\delta^{15}\text{N}$ puede ser variable entre grupos de animales y puede estar relacionado con el tipo de dieta (McCutchan, et al., 2003; Vanderklift y Ponsard, 2003; Caut, et al., 2009).

Escala temporal	Tipo de tejido	
	Renovable	Crecimiento continuo
Horas	Contenido estomacal	
Días	Plasma sanguíneo	
Semanas	Hígado	
Entre 1 y 6 meses	Músculo, células sanguíneas, pelo, plumas, piel	
Anual (series temporales)	Pelo, plumas	Barbas de ballena, conchas de moluscos, uñas, dientes
Vida completa		Otolitos en peces, colágeno óseo, corales

Tabla 1. Tiempo estimado que integran diferentes tipos de tejido sobre información dietaria en un organismo. Se distinguen tejidos renovables de aquellos de crecimiento continuo que generan líneas o capas donde almacenan la información mientras son formados. Información tomada de Tieszen et al. (1983) y Dalerum y Angerbjorn (2005).

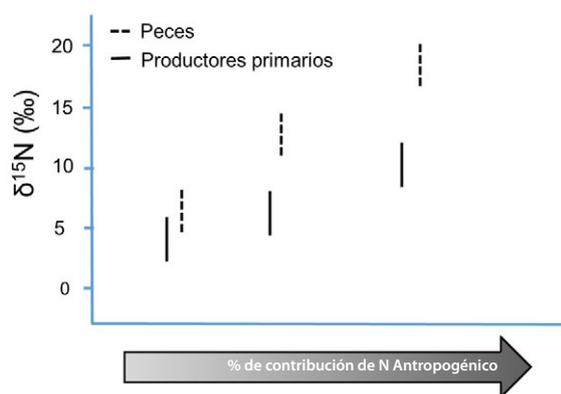


Figura 3. Rango de valores de $\delta^{15}\text{N}$ en productores primarios y en peces en relación al porcentaje de contribución por aguas residuales a la carga total de nitrógeno en sistemas costeros. Los datos fueron tomados de McClelland et al. (1997), Cole et al. (2004) y Schlacher et al. (2005).

Comúnmente, estos valores de fraccionamiento trófico son seleccionados en base a meta-análisis disponibles que resumen la información recabada tanto a nivel observacional como experimental (Post, 2002; McCutchan, et al., 2003; Vanderklift y Ponsard, 2003; Caut, et al., 2009).

Una ventaja significativa sobre los métodos tradicionales para el análisis de dieta radica en que diferentes tipos de tejidos tienen distintas tasas de recambio celular y, por lo tanto, cada tejido brinda información de la dieta sobre una escala temporal específica. Por ejemplo, en el caso de las proteínas del plasma los isótopos estables dan información sobre la dieta en el rango de días y semanas, mientras que en el tejido muscular proveen información en la escala de meses (Dalerum y Angerbjorn, 2005; Tabla 1). En este sentido, se pueden realizar inferencias acerca de los patrones de movimiento y sitio de alimentación en diferentes rangos temporales comparando valores isotópicos en tejidos con diferente tasa de recambio. Fry et al. (2003) estudiaron los patrones de movimiento en camarones comparando los valores isotópicos en el músculo de la cola, que integra información de la dieta en semanas antes del muestreo, con el hepatopáncreas, que posee una tasa de recambio más rápida y proporciona información de la dieta diaria.

Indicadores de impacto humano

Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ han sido utilizados para detectar nitrógeno de origen humano en ambientes costeros mediante el análisis de plantas y su biomagnificación en animales (McClelland, et al., 1997; Costanzo, et al., 2005). Esta práctica se basa en que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ antropogénico originado por la descarga de aguas residuales se caracterizan por ser más positivos en comparación con el nitrógeno natural en ambientes marinos o de agua dulce. Esta diferencia isotópica se explica como consecuencia de una pérdida mayor de ^{14}N durante la volatilización del amonio y la desnitrificación que ocurren en las plantas de tratamiento de aguas residuales de origen humano y que llevan a valores de $\delta^{15}\text{N}$ en un rango entre +10 a +20‰ (McClelland, et al., 1997; Kendall, 1998). A su vez, este rango de variación de $\delta^{15}\text{N}$ es mayor al que presentan materiales como fertilizantes nitrogenados con

bajos valores (rango entre +3 y -3‰) que reflejan su fuente de N atmosférica (Kendall, 1998).

En este contexto, el enriquecimiento en ambientes costeros con ^{15}N y el consecuente aumento de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ producido por la contribución de nitrógeno de origen humano ha sido propuesto como indicador de eutrofización que permite detectar de forma temprana estos procesos en organismos bentónicos (Carrier, et al., 2008). Es esperable un patrón decreciente en los registros de $\delta^{15}\text{N}$, desde las zonas costeras con actividad humana hacia las zonas oceánicas, reflejo de la dilución de los nutrientes (Costanzo, et al., 2005; Vizzini y Mazzola, 2006). Sin embargo, se ha detectado en aguas residuales sin tratamiento bajos valores de $\delta^{15}\text{N}$ debido a un menor enriquecimiento de ^{15}N por volatilización del amonio (Gaston y Suthers, 2004), lo que dificulta su utilidad como indicador de impacto antrópico si se usa aislado de otras herramientas complementarias como los nutrientes. Varios estudios han demostrado la influencia de la actividad humana y su impacto en la estructura ecosistémica mediante la evaluación de la composición isotópica en fauna y flora (McClelland, et al., 1997; Schlacher, et al., 2005; Figura 3). En este sentido, como indicadores de contaminación por nitrógeno se han utilizado con éxito plantas macrófitas (Cole, et al., 2004), peces juveniles (Schlacher, et al., 2005) y también invertebrados bentónicos (Riera, et al., 2000).

Casos de estudio

Caracterización del origen de la materia orgánica en el Río de la Plata

El Río de la Plata (RdlP; 34°10'-36°20'S, 55°00'-58°30'W) es un cuerpo de agua con forma tipo embudo de 320 km de longitud y un ancho que varía entre los 2 km en su nacimiento y 230 km en su boca, configurando una superficie de 38.000 km² (Giberto, et al., 2004). Debido a sus características hidrográficas el estuario puede dividirse en tres secciones: 1) estuario interno con profundidades menores a 5 m, 2) estuario medio con profundidades menores a 10 m, y 3) el estuario externo de entre 10 y 20 m de profundidad (Nagy, et al., 2002). La determinación de las principales fuentes de materia orgánica (terrestre vs. marina) que se deposita a lo largo del gradiente salino en el RdlP se traduce en la composición isotópica de la matriz sedimentaria. Esta matriz está influida en gran medida por las grandes lluvias asociadas a los eventos «El Niño», que afectan la distribución espacial de las fuentes de material orgánico en el estuario. Esto implica cambios en las mediciones de $\delta^{13}\text{C}$ y la relación C/N en sedimentos superficiales y en testigos de sedimentos que fueron datados mediante análisis de radionucleidos (^{210}Pb and ^{137}Cs).

Para analizar la distribución espacial de los tipos de materia orgánica se colectaron sedimentos superficiales en un total de 26 estaciones que contemplaron la zona interna, media y externa del RdlP. Para el análisis temporal y su relación con los eventos «El Niño» se colectaron seis testigos de sedimentos utilizando un tubo de PVC de 10.3 cm de diámetro interno y una longitud que varió entre los 51 y los 115 cm; dos testigos se colectaron en la zona interna del estuario adyacente a la descarga del Río Uruguay y Paraná y otros cuatro testigos fueron tomados en la zona externa del RdlP (ver Bergamino, et al., 2017). Una vez en el laboratorio, para los análisis isotó-

picos cada testigo fue seccionado longitudinalmente cada 2 cm hasta los 20 cm del tubo de sedimento, cada 3 cm entre los 20 y 50 cm y finalmente cada 5 cm (Bergamino, et al., 2017).

La distribución espacial de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en los sedimentos superficiales mostraron un aumento progresivo desde el estuario interno, con valores que variaron entre -25 a -26‰, hacia el estuario medio y externo donde se observaron valores entre -20 y -22‰. A su vez, los resultados isotópicos de los testigos localizados en la zona interna del estuario adyacente a la descarga del Río Uruguay mostraron tendencias claras con una disminución en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ desde los sedimentos más antiguos hacia los recientes y con un rango de variación entre -28 y -22‰ (Bergamino, et al., 2017). Además, se registraron cambios en las tendencias con disminuciones abruptas de $\delta^{13}\text{C}$ durante años de eventos «El Niño», en especial durante los años 1982/1983 y 1997/1998. Los valores de C/N estuvieron siempre por encima de 9 para estos testigos adyacentes a la descarga de los ríos Paraná y Uruguay. Los sedimentos de los testigos ubicados en la zona externa del RdIP mostraron un rango de variación de $\delta^{13}\text{C}$ más positivo, que varió entre -19 y -10‰.

Estos resultados de cambios isotópicos a lo largo del estuario sugieren una diferenciación espacial en términos del tipo de materia orgánica que afectan al RdIP. En este sentido, los valores más negativos de $\delta^{13}\text{C}$ hacia la zona interna del estuario se pueden asociar a una influencia mayor de material orgánico de origen continental, por ejemplo, plantas vasculares locales y fitoplancton dulceacuicóla, cuyos valores de $\delta^{13}\text{C}$ varían entre -29 y -26‰, en consonancia con los observados en el estuario interno (testigos y sedimento superficial) (Goñi, et al., 2003). Este patrón isotópico contrasta con los valores registrados en los testigos y sedimentos superficiales en la zona media y externa, reflejando un cambio geográfico en las fuentes de materia orgánica que se deposita en el estuario. Los mayores valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ observados en los sedimentos hacia la zona externa indican una importante contribución del fitoplancton marino con valores característicos entre -21 y -18‰ (Lamb, et al., 2006). Los sitios externos del estuario posiblemente presenten una mayor influencia de procesos oceanográficos sin estar afectados significativamente por una descarga de agua dulce que favorezca la disponibilidad de detritos de origen terrestres y con bajos valores de $\delta^{13}\text{C}$.

El cambio en las fuentes de materia orgánica a lo largo del RdIP parece estar asociado al gradiente salino. Asimismo, la tendencia de $\delta^{13}\text{C}$ a disminuir durante eventos El Niño sugiere que los patrones de descarga de agua dulce asociados a estos eventos promueven una mayor influencia de material terrestre originado en las zonas adyacentes al estuario interno. En este sentido, los patrones hidrológicos junto con la vegetación dominante pueden determinar los tipos de materia orgánica que se deposita y queda disponible en los sistemas estuarinos. En este caso, se evidencia que la composición isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ y la relación C/N son indicadores útiles para identificar cambios en las fuentes de material orgánico en sistemas costeros y realizar reconstrucciones paleoambientales.

Cambios en las relaciones alimentarias en playas arenosas

Los valores isotópicos de los ejes $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ integran información acerca de los recursos y del tipo de hábitat que los animales utilizan y, por lo tanto, son útiles para definir el espacio del nicho ecológico (Martínez del Río, et al., 2009).

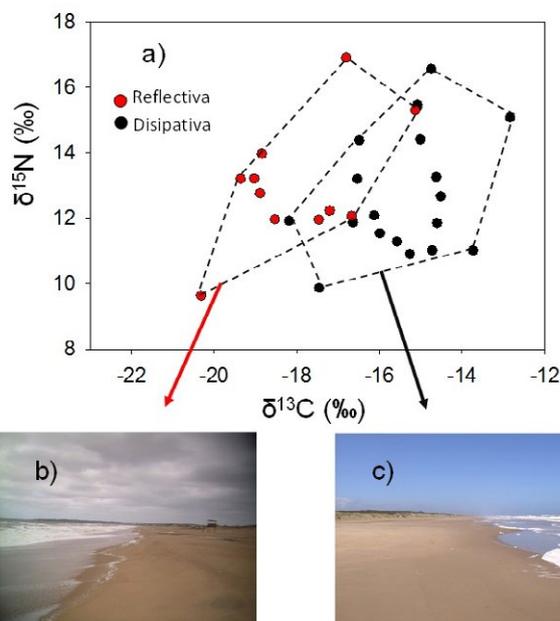


Figura 4. a) Representación del δ -espacio para la macrofauna bentónica residente en una playa con morfodinámica reflectiva (b: Arachania) y disipativa (c: Barra del Chuy). Las líneas punteadas representan el polígono de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ que define el nicho trófico isotópico total para cada playa. Los datos fueron adaptados de Bergamino et al. (2011, 2016).

De esta manera, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ se distribuyen en un δ -espacio que ha sido formalizado para investigar el nicho trófico isotópico de especies o de una comunidad, analizando el volumen de espacio isotópico que cubre la dispersión de los valores isotópicos (Newsome, et al., 2007; Figura 4). Existen estudios que promueven el uso de la distribución de los valores isotópicos en el δ -espacio, para evaluar cuantitativamente las diferencias en la estructura trófica en diferentes hábitats o tiempos (Layman, et al., 2007; Schmidt, et al., 2007).

Se analizaron los cambios en los nichos tróficos isotópicos de las especies de la macrofauna bentónica de dos playas ubicadas en la costa atlántica de Uruguay en el departamento de Rocha caracterizadas por una morfodinámica contrastante (Bergamino, et al., 2016). Específicamente, para este estudio se consideró la fauna residente en una playa disipativa (Barra del Chuy: grano fino y pendiente suave) y otra reflectiva (Arachania: grano grueso y pendiente pronunciada). En las playas disipativas localizadas en la costa atlántica de Uruguay y sur de Brasil es frecuente observar grandes acumulaciones de microalgas dominadas por la diatomea de rompiente *Asterionellopsis glacialis* (Odebrecht, et al., 2014), recientemente descrita como *Asterionellopsis guyunusae* (Kaczmarek, et al., 2014). Sin embargo, la importancia de esta diatomea en la estructura trófica de playas arenosas ha sido poco evaluada en Uruguay.

La colecta de la macrofauna se realizó simultáneamente en ambas playas en forma estacional (primavera: noviembre 2008, verano: febrero 2009, otoño: abril 2009, e invierno: julio 2009). Además, se colectaron muestras de material orgánico particulado (MOP), y muestras mono-específicas de la dia-

tomea *A. guyunusae* durante un evento de acumulación en la playa disipativa de Barra del Chuy, con un filtro de fibra de vidrio Whatman GF/C. Las muestras de *A. guyunusae* no fueron colectadas en la playa reflectiva, ya que acumulaciones de esta especie solo ocurren en la playa disipativa (Bergamino, et al., 2016).

Los valores isotópicos de la diatomea *A. guyunusae* mostraron un rango de variación de entre -17 y -16 ‰ para $\delta^{13}\text{C}$ y desde 7 a 9 ‰ para $\delta^{15}\text{N}$ (Bergamino, et al., 2016). Estos valores isotópicos fueron significativamente superiores a los valores encontrados para el MOP con un rango de variación de entre -22 a -20 ‰ en la playa disipativa y de entre -20 a -19 ‰ en la playa reflectiva. Las diferencias en la red trófica muestran un claro cambio direccional en el espacio del nicho isotópico para las especies que habitan en ambas playas, y se constata una utilización de recursos enriquecidos en ^{13}C en la playa disipativa (Figura 4). Las diferencias derivaron principalmente de los cambios direccionales de los vectores asociados a las especies de invertebrados *Atlantorchestoidea brasiliensis*, *Emerita brasiliensis* y *Excirolana* sp.

En este contexto, los mayores valores isotópicos de la diatomea *A. guyunusae* en comparación con MOP marino de ambas playas y las diferencias en el espacio isotópico de distintas especies entre las playas estarían explicadas por una mayor asimilación de las diatomeas que habitan la playa disipativa. La mayor concentración de N en estas diatomeas, que aumenta su calidad nutricional, puede ser un factor de cambio de los nichos tróficos isotópicos entre las playas arenosas con morfodinámica contrastante. Así, las playas disipativas con presencia de diatomeas provenientes de la zona de rompiente podrían sostener altas abundancias de filtradores, debido al mayor contenido proteico de esta especie en relación al MOP disponible en las playas reflectivas.

Materia orgánica antropogénica en los sedimentos de la Bahía de Montevideo

Se evaluó la variabilidad histórica natural y antrópica en la composición de la materia orgánica depositada en la Bahía de Montevideo (BM) a través de mediciones de isótopos estables en un testigo de sedimentos. Este sistema se encuentra severamente degradado por diferentes presiones antrópicas, incluyendo la descarga de aguas residuales y naturales asociadas con eventos El Niño (Danulat, et al., 2002; Muniz, et al., 2011; García-Rodríguez, et al., 2014). En la actualidad la zona oeste de Montevideo carece de saneamiento, por lo que el aumento de la población en su cuenca implicó un incremento en el volumen de los efluentes domésticos y, en consecuencia, de su contenido orgánico. Con respecto a la variabilidad climática, para la cuenca baja del RdIP se observó un aumento de las descargas del Paraná hacia fines del siglo XX, en particular a partir de la década de 1950 (López Laborde y Nagy, 1999; Jaime y Menéndez, 2002). Adicionalmente, los eventos «El Niño» comenzaron a ser más intensos desde ese entonces (McPhaden, et al., 2006).

Para establecer las diferentes magnitudes de esta variabilidad natural y antrópica del sistema se analizaron los isótopos estables $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ y la relación C/N en los sedimentos de un testigo de sedimento colectado en la zona interna de la BM en mayo de 2010. El testigo presentó 6,3 cm de diámetro interno, 149 cm de largo y se seccionó en estratos de 1 cm de espesor (Bueno, et al., 2016).

La tasa de sedimentación ($0,53 \text{ cm}\cdot\text{año}^{-1}$) (Bueno, et al., 2016) permitió determinar que desde la base del testigo (correspondiente al año 1860) y hasta fines de la década de 1940 la materia orgánica presentó un origen mayormente marino ($\delta^{13}\text{C} \approx -21 \text{ ‰}$ y $\text{C/N} \approx 10$). Luego, a partir de la década de 1950 aproximadamente, se observó un cambio en los aportes al sistema, con una materia orgánica de origen mixto ($\delta^{13}\text{C} \approx -24,5 \text{ ‰}$ y $\text{C/N} \approx 16$). A partir de esa década se observa un cambio en la señal isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ (promedio de $\delta^{15}\text{N} = 6,81 \pm 0,61 \text{ ‰}$ en la base y $5,10 \pm 0,42 \text{ ‰}$ en la superficie) por mayor aporte de origen terrestre y efluentes domésticos sin tratamiento. Diversos autores señalan que los efluentes de origen doméstico presentan una baja firma isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ con respecto a los que tienen algún tratamiento (Sampaio, et al., 2010).

En todas las variables analizadas ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ y C/N) se observó un cambio en las tendencias entre fines de la década de 1940 y comienzos de la década de 1950. Estos resultados podrían explicarse por un cambio en el uso de la cuenca de drenaje, por el incremento de la población e industrias y, en consecuencia, por el aumento del vertido de efluentes domésticos e industriales. Con respecto a la variabilidad climática, se comparó los eventos «El Niño» fuertes y muy fuertes (1950-2010), y estos no se correspondieron con los cambios observados en la relación C/N. La historia de contaminación de metales de la BM, relevada mediante el índice de Contaminación de Sedimentos (SPI), se relacionó muy bien con la tendencia de la relación C/N (Bueno, 2016), con una correlación de 0,86, lo que refuerza la idea de un origen antrópico del carbono orgánico en los sedimentos históricos de la BM. En este sentido, si bien existe una variabilidad natural ya establecida (López Laborde y Nagy, 1999; McPhaden, et al., 2006), esta señal se estaría perdiendo debido a la presión antrópica existente sobre la BM (Bueno, 2016).

Conclusiones y perspectivas

La variación isotópica en $\delta^{13}\text{C}$ de la materia orgánica depositada a lo largo del estuario del RdIP da cuenta de un cambio en las fuentes disponibles para los consumidores primarios, incluyendo plantas vasculares terrestres y fitoplancton de origen marino (Bergamino, et al., 2017). La utilización de la relación C/N en los sedimentos puede ser difícil ya que se han documentado valores por debajo de 20 no solamente para material marino, sino también para material de origen terrestre (Zhao, et al., 2015).

Los valores isotópicos de las fuentes de material orgánico pueden variar temporal y espacialmente y estas variaciones pueden afectar los modelos usados y las interpretaciones. Pequeñas diferencias de ‰ en $\delta^{13}\text{C}$ pueden alterar significativamente la interpretación de los resultados (Vander Zanden y Rasmussen, 2001). A su vez, la comparación de la variación isotópica entre consumidores es susceptible a la variación intrínseca de las presas y, por lo tanto, debe incluirse esta variación en el análisis y en los respectivos diseños de muestreo.

Este trabajo intenta mostrar la valiosa información que pueden registrar los isótopos estables sobre la dinámica en las fuentes de carbono y las formas en que interactúan los animales con su ambiente. La aplicación de isótopos estables debe ser vista como una herramienta complementaria que compensa las debilidades de otras técnicas para la caracterización de la materia orgánica y sus vías de transferencia en

Recurso	Categoría	Dirección electrónica
ISOGEOCHEM	Foro	http://isogeochem.wikispaces.com/
Isonumbers	Base de datos	http://isonumbers.weizmann.ac.il/resources.aspx
USGS	Fundamentos	https://www.camnl.wr.usgs.gov/isoig/res/funda.html
Isoscapes	Análisis de datos	https://sites.google.com/site/westlabgroup/isoscapes-home
SINLAB	Preparación de muestras	http://www.unb.ca/research/institutes/cri/sinlab/samplecollectionpreparation.html
GNIR	Base de datos	http://www-naweb.iaea.org/napc/ih/IHS_resources_gnir.html
CATNAS	Laboratorio en Uruguay	http://www.fagro.edu.uy/~catnas/

Tabla 2. Resumen de algunos recursos electrónicos para el análisis de isótopos estables: base de datos, foros de discusión y métodos de preparación de muestras.

la red trófica. Por ejemplo, en el contexto de redes tróficas, si bien la información isotópica en animales carece de resolución taxonómica, brinda información de la dieta integrada en el tiempo. Esta aproximación trófica usada en conjunto con otros tipos de análisis (por ejemplo, contenido estomacal, heces) y con un conocimiento previo del sistema permitirá un entendimiento completo sobre la estructura y los flujos de energía que ocurren en el sistema de estudio. En un contexto de reconstrucción paleoambiental el análisis de polen y de las diatomeas contenidas en los registros de sedimentos permite apoyar interpretaciones acerca de cambios en la vegetación pasada (Byrne et al., 2001).

El conocimiento sobre los procesos ambientales y fisiológicos que transforman los valores isotópicos y generan fraccionamiento es importante para alcanzar interpretaciones robustas. Por lo tanto, la generalización de factores de fraccionamiento debe hacerse con cuidado ya que puede dar lugar a representaciones erróneas de los modelos isotópicos que se generen, con un mayor error que valores estimados mediante experimentos (Caut, et al., 2008). La generación de datos isotópicos históricos para caracterizar el estado inicial de los ecosistemas resulta un desafío importante para evaluar cambios a largo plazo en la estructura ecosistémica (Vander Zanden, et al., 2003). En este sentido, la utilización de muestras almacenadas en museos puede ser estudiada isotópicamente aplicando correcciones para los efectos químicos generados por los preservantes y es un camino alentador para reconstruir redes tróficas pasadas (González Bergonzio, et al., 2015). Esta aproximación permitiría evaluar el impacto de especies introducidas así como el efecto que ha tenido en los ecosistemas la urbanización en zonas costeras.

La técnica de medición isotópica es una herramienta transversal a varias disciplinas y su aplicación en investigaciones ecológicas y geoambientales es una evidente oportunidad. Actualmente, existen numerosos recursos disponibles para investigadores que permiten aprender y profundizar el conocimiento de las formas de aplicación de isótopos estables en ciencias ambientales, entre otros, los foros de consultas y las bases de datos (Tabla 2).

Este trabajo puede servir como guía básica para que futuros investigadores puedan evaluar contribuciones científicas mediante la aplicación de isótopos estables y diseñar protocolos consistentes con esta técnica.

Reconocimientos

Los autores agradecen a la Agencia Nacional de Investigación e Innovación (ANII), por el apoyo financiero mediante el Sistema Nacional de Investigadores (L.B. y F.G.R.) y el programa de Becas de Posgrado (A.T. y C.B.). Los autores agradecen también al PEDECIBA, Intendencia de Montevideo y Administración Nacional de Puertos por el financiamiento. L.B agradece además al programa CSIC «Contratación de Científicos Provenientes del Exterior» y al programa CSIC I+D 2016 por el financiamiento.

Referencias

- Bergamino, L., Lercari, D. y Defeo, O., 2011. Food web structure of sandy beaches: temporal and spatial variation using stable isotope analysis. En: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 91, pp.536-543.
- Bergamino, L., Martínez, A., Han, E., Lercari, D., y Defeo, O., 2016. Trophic niche shifts driven by phytoplankton in sandy beach ecosystems. En: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 180, pp.33-40.
- Bergamino, L., Schuerch, M., Tudurí, A., Carretero, S., y García-Rodríguez, F., 2017. Linking patterns of freshwater discharge and sources of organic matter within the Río de la Plata estuary and adjacent marshes. En: *Marine and Freshwater Research*, en prensa.
- Berke, M.A., Johnson, T.C., Werne J.P., Grice, K., Schouten, S., y Sinninghe Damsté J.S., 2012. Molecular records of climate variability and vegetation response since the Late Pleistocene in the Lake Victoria basin, East Africa. En: *Quaternary Science Reviews*, 55(8), pp.59-74.
- Bueno, C., 2016. *Isótopos estables de C y N, y la relación Corg/Norg como indicadores del origen de la materia orgánica en los sedimentos de la zona costera de Montevideo: un análisis histórico y actual*. Montevideo: Facultad de Ciencias. (Tesis de Maestría).
- Bueno, C., Brugnoli, E., Figueira, R.C.L., Muniz, P., Ferreira, P.A.L. y García Rodríguez, F., 2016. Historical economic and environmental policies influencing trace metal inputs in Montevideo Bay, Río de la Plata. En: *Marine Pollution Bulletin*, 113, pp.141-146.

- Byrne, R., Ingram, L.B., Starratt, S. y Malamud-Roam, F., 2001. Carbon-isotope, diatom, and pollen evidence for late Holocene salinity change in a brackish marsh in the San Francisco Estuary. En: *Quaternary Research*, 55, pp.66-76.
- Carlier, A., Riera, P., Amouroux, J.-M., Bodiou, J.-Y., Desmalades, M. y Grémare, A., 2008. Foodweb structure of two Mediterranean lagoons under varying degree of eutrophication. En: *Journal of Sea Research*, 60, pp.264-275.
- Caut, S., Angulo, E. y Courchamp, F., 2008. Caution on isotopic model use for analyses of consumer diet. En: *Canadian Journal of Zoology*, 86, pp.438-445.
- Caut, S., Angulo, E. y Courchamp, F., 2009. Variation in discrimination factors ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$): the effect of diet isotopic values and applications for diet reconstruction. En: *Journal of Applied Ecology*, 46, pp.443-453.
- Cerling, T.E., Harris, J.M. y Leakey, M.G., 1999. Browsing and grazing in elephants: the isotope record of modern and fossil proboscideans. En: *Oecologia*, 120, pp.364-374.
- Cole, M.L., Valiela, I., Kroeger, K.D., Tomasky, G.L., Cebrian, J., Wigand, C., McKinney, R.A., Grady S.P. y Carvalho da Silva, M.H., 2004. Assessment of $\delta^{15}\text{N}$ isotopic method to indicate anthropogenic eutrophication in aquatic ecosystems. En: *Journal of Environmental Quality*, 33, pp.124-132.
- Costanzo, S.D., Udy, J., Longstaff, B. y Jones, A., 2005. Using nitrogen stable isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) of macroalgae to determine the effectiveness of sewage upgrades: changes in the extent of sewage plumes over four years in Moreton Bay, Australia. En: *Marine Pollution Bulletin*, 51, pp.212-217.
- Craven, K.F., Edwards, R.J., y Flood, R.P., 2017. Source organic matter analysis of saltmarsh sediments using SIAR and its application in relative sea-level studies in regions of C4 plant invasion. En: *Boreas*, en prensa.
- Dalerum, F. y Angerbjörn, A., 2005. Resolving temporal variation in vertebrate diets using naturally occurring stable isotopes. En: *Oecologia*, 144, pp.647-658.
- Danulat, E., Muniz, P., García Alonso, J., y Yannicelli, B., 2002. First assessment of the highly contaminated harbour of Montevideo, Uruguay. En: *Marine Pollution Bulletin*, 44, pp.554-565.
- DeNiro, M.J. y Epstein, S., 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. En: *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 42, pp.495-506.
- Finlay, J.C., Power, M.E. y Cabana, G., 1999. Effects of water velocity on algal carbon isotope ratios: implications for river food web studies. En: *Limnology and Oceanography*, 44, pp.1198-1203.
- Franco-Trecu, V., Auriolos-Gamboa, D. y Inchausti, P., 2014. Individual trophic specialisation and niche segregation explain the contrasting population trends of two sympatric otariids. En: *Marine Biology*, 161, pp.609-618.
- Fry, B., Baltz, D.M., Benfield, M., Fleeger, J., Gace, A., Haas, H. y Quiñones-Rivera, Z., 2003. Stable isotope indicators of movement and residency for brown shrimp (*Farfantepenaeus aztecus*) in coastal Louisiana marshscapes. En: *Estuaries*, 26, pp.82-97.
- Gannes, L.Z., Martínez del Río, C. y Koch, P., 1998. Natural abundance variations in stable isotopes and their potential uses in animal physiological ecology. En: *Comparative Biochemistry and Physiology A - Molecular and Integrative Physiology*, 119, pp.725-737.
- García-Rodríguez, F., Brugnoli, E., Muniz, P., Venturini, N., Burone, L., Hutton, M., Rodríguez, M., Pita, A., Kandratavicius, N., Perez, L. y Verocai, J., 2014. Warm-phase ENSO events modulate the fluvial freshwater input and the trophic state of sediments in a large South American estuary. En: *Marine and Freshwater Research*, 65, pp.1-11.
- Gaston, T.F. y Suthers, I.M., 2004. Spatial variation in d^{13}C and d^{15}N of liver, muscle and bone in a rocky reef planktivorous fish: the relative contribution of sewage. En: *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 304, pp.17-33.
- Giberto, D. A., Bermec, C. A., Acha, E. M. y Mianzan, H., 2004. Large-scale spatial patterns of benthic assemblages in the SW Atlantic: the Rio de la Plata Estuary and adjacent shelf waters. En: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61, pp.1-13.
- González Bergonzoni, I., Vidal, N., Wang, B., Ning, D., Liu, Z., Jeppesen, E. y Meerhoff, M., 2015. General validation of formalin-preserved fish samples in food web studies using stable isotopes. En: *Methods in Ecology and Evolution*, 6, pp.307-314.
- Goñi, M.A., Teixeira, M.J. y Perkey, D.W., 2003. Sources and distribution of organic matter in a river-dominated estuary (Winyah Bay, SC, USA). En: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57, pp.1023-1048.
- Gu, B., Schelske, C.L. y Brenner, M., 1996. Relationship between sediment and plankton isotope ratios ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) and primary productivity in Florida lakes. En: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53, pp.875-883.
- Hoefs, J., 2009. *Stable isotope geochemistry*. 6ta. ed. Berlín: Springer-Verlag.
- Jaime, P. y Menéndez, A.N., 2002. *Informe análisis del régimen hidrológico de los ríos Paraná y Uruguay. Proyecto protección ambiental del Río de la Plata y su frente marítimo: prevención y control de la contaminación y restauración de hábitats*. PNUD/GEF, RLA/99/G31. Buenos Aires: Instituto Nacional del Agua.
- Kaczmarek, I., Mather, L., Luddington, I.A., Muise, F. y Ehrman, J.M., 2014. Cryptic diversity in a cosmopolitan diatom known as *Asterionellopsis glacialis* (Fragilariaceae): implications for ecology, biogeography and taxonomy. En: *American Journal of Botany*, 101, pp.267-286.
- Kendall, C., 1998. Tracing nitrogen sources and cycling in catchments. En: Kendall, C., McDonnell, J.J., eds., 1998. *Isotope tracers in catchment hydrology*. Amsterdam: Elsevier. pp.519-576.
- Lamb, A.L., Wilson, G.P. y Leng, M.J., 2006. A review of coastal palaeoclimate and relative sea-level reconstructions using $\delta^{13}\text{C}$ and C/N ratios in organic material. En: *Earth Science Reviews*, 75, pp.29-57.
- Layman, C.A., Arrington, D.A., Montaña C.G. y Post, D.M., 2007. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? En: *Ecology*, 88, pp.42-48.
- López Laborde, J.L. y Nagy, G.J., 1999. Hydrography and sediment transport characteristics of the Río de la Plata: a review. En: Perillo, M. E., Piccolo, M. C. y Pino-Quivira, M., eds., 1999. *Estuaries of South America, their geomorphology and dynamics*. Berlín: Springer. pp.133-157.
- Martínez del Río, C., Wolf, N., Carleton, S.A., y Gannes, L.Z., 2009. Isotopic ecology ten years after a call for more laboratory experiments. En: *Biological Reviews*, 84, pp.91-111.

- McPhaden, M. J., Zebiak, S.E. y Glantz, M.H., 2006. ENSO as an integrating concept in Earth science. En: *Science*, 314, pp.1740-1745.
- McClelland, J.W., Valiela, I. y Michener, R.H., 1997. Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: a record of increasing urbanization in coastal watersheds. En: *Limnology and Oceanography*, 42, pp.930-937.
- McCutchan, J.H., Lewis, W.M., Kendall, C. y McGrath, C.C., 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. En: *Oikos*, 102, pp.378-390.
- Meyers, P.A., 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. En: *Chemical Geology*, 114, pp.289-302.
- Michener, R.H., y Schell, D.M., 1994. Stable isotope ratios as tracers in marine aquatic food webs. En: Michener, R.H., Lajtha, K., eds., 1994. *Stable isotopes in ecology and environmental science*. 2da ed. Malden: Blackwell. pp.138-157.
- Muniz, P., Venturini, N., Hutton, M., Kandratavicius, N., Pita, A., Brugnoli, E., Burone, L. y García-Rodríguez, F., 2011. Ecosystem health of Montevideo coastal zone: A multi approach using some different benthic indicators to improve a ten-year-ago assessment. En: *Journal of Sea Research*, 65, pp.38-50.
- Nagy, G. J., Gómez-Erache, M., López, C. H. y Perdomo, A. C., 2002. Distribution patterns of nutrients and symptoms of eutrophication in the Rio de la Plata estuary. En: *Hydrobiologia*, 475/476, pp.125-139.
- Newsome, S.D., Martínez del Rio, C., Bearhop, S. y Phillips, D.L., 2007. A niche for isotopic ecology. En: *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, pp.429-36.
- Nier, A.O., 1947. A mass spectrometer for isotopes and gas analysis. En: *Review of Scientific Instruments*, 18, pp.398-411.
- Odebrecht, C., Du Preez, D.R., Abreu, P.C. y Campbell, E.E., 2014. Surf zone diatoms: a review of the drivers, patterns and role in sandy beaches food chains. En: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 150, pp.24-35.
- O'Leary, M.H., 1981. Carbon isotope fractionation in plants. En: *Phytochemistry*, 20, pp. 553-567.
- Perez, L., García-Rodríguez, F. y Hanebuth, T.J.J., 2017. Paleosalinity changes in the Río de la Plata estuary and on the adjacent Uruguayan continental shelf over the past 1200 years: an approach using diatoms as a proxy. En: Weckström, K., Saunders, K., Gell, P. y Skilbeck, G., eds., 2017. *Applications of paleoenvironmental techniques in estuarine studies* Springer Netherlands. Berlin: Springer. ISBN 978-94-024-0988-8.
- Phillips, D.L., Inger, R., Bearhop, S., Jackson, A.L., Moore, J.W., Parnell, A.C., Semmens, B.X., y Ward, E.J., 2014. Best practices for use of stable isotope mixing models in food web studies. En: *Canadian Journal of Zoology*, 92, pp.823-835.
- Post, D.M., 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. En: *Ecology*, 83, pp.703-718.
- Riera, P., Stal, L. y Niewenhuize, J., 2000. Heavy $\delta^{15}\text{N}$ in intertidal benthic algae and invertebrates in the Scheldt Estuary (the Netherlands): Effects of river nitrogen inputs. En: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51, pp.365-372.
- Rodríguez-Graña, L., Calliari, C., Conde, D., Sellanes, J. y Urrutia, R., 2008. Food web of a SW Atlantic shallow coastal lagoon: spatial environmental variability does not impose substantial changes in the trophic structure. En: *Marine Ecology Progress Series*, 362, pp.69-83.
- Rosenbauer, R.J., Swarzenski, P.W., Kendall, C., Orem, W.H., Hostettler, F.D., Rollog, M.E., 2009. A carbon, nitrogen, and sulfur elemental and isotopic study in dated sediment cores from the Louisiana Shelf. En: *Geo-Marine Letters*, 29, pp.415-429.
- Rubenstein, D.R., y Hobson, K.A., 2004. From birds to butterflies: animal movement patterns and stable isotopes. En: *Trends in Ecology and Evolution*, 19, pp.256-263.
- Sampaio, L., Freitas, R., Máguas, C., Rodrigues, A. y Quintino, V., 2010. Coastal sediments under the influence of multiple organic enrichment sources: An evaluation using carbon and nitrogen stable isotopes. En: *Marine Pollution Bulletin*, 60, pp.272-282.
- Schmidt, S.N., Olden, J.D., Solomon, C.T. y Vander Zanden, M.J., 2007. Quantitative approaches to the analysis of stable isotope food web data. En: *Ecology*, 88, pp.2793-2802.
- Schlacher, T.A., Liddell, B., y Gaston, T.F. y Schlacher-Hoenlinger, M., 2005. Fish track wastewater pollution to estuaries. En: *Oecologia*, 144, pp.570-584.
- Sulzman, E.W., 2007. Stable isotope chemistry and measurement: a primer. En: Michener, R. y Lajtha, K., eds., 2007. *Stable isotopes in ecology and environmental science*. 2da ed. Boston: Blackwell Publishing. ISBN: 9781405126809.
- Tece, M.A., y Fogel, M.L., 2004. Preparation of ecological and biochemical samples for isotope analysis. En: De Groot, P.A., ed., 2004. *Handbook of stable isotope analytical techniques*. Vol. 1. Amsterdam: Elsevier. pp.177-202.
- Tieszen, L.L., Boutton, T.W., Tesdahl, K.G. y Slade, N.A., 1983. Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: implications for $\delta^{13}\text{C}$ analysis of diet. En: *Oecologia*, 57, pp.32-37.
- Vander Zanden, M.J. y Rasmussen, J.B., 2001. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: implications for aquatic food web studies. En: *Limnology and Oceanography*, 46, pp.2061-2066.
- Vander Zanden, M.J., Chandra, S., Allen, B.C., Reuter, J.E. y Goldman, C.R., 2003. Historical food web structure and restoration of native aquatic communities in the Lake Tahoe (California-Nevada) basin. En: *Ecosystems*, 6, pp.274-288.
- Vanderklift, M.A. y Ponsard, S., 2003. Sources of variation in consumer-diet $\delta^{15}\text{N}$ enrichment: a meta analysis. En: *Oecologia*, 136, pp.169-182.
- Vizzini, S. y Mazzola, A., 2006. The effects of anthropogenic organic matter inputs on stable carbon and nitrogen isotopes in organisms from different trophic levels in a southern Mediterranean coastal area. En: *Science of the Total Environment*, 368, pp.723-731.
- West, J. B., Bowen, G.J., Cerling, T.E. y Ehleringer, J.R., 2006. Stable isotopes as one of nature's ecological recorders. En: *Trends in Ecology and Evolution*, 21, pp.408-414.
- Zhao, Y., Wu, F., Fang, X. y Yang, Y., 2015. Topsoil C/N ratios in the Qilian Mountains area: Implications for the use of subaqueous sediment C/N ratios in paleo-environmental reconstructions to indicate organic sources. En: *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 426, pp.1-9.

Intensificación de floraciones de dinoflagelados marinos en Uruguay

Intensification of marine dinoflagellates blooms in Uruguay

Martínez, Ana (1); Méndez, Silvia (1); Fabre, Amelia (2); Ortega, Leonardo (1).

(1) Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP), Uruguay.

(2) Facultad de Ciencias, Universidad de la República (UdelaR), Uruguay.

Contacto: anamart30@gmail.com

RECIBIDO: 3/4/2017 – APROBADO: 15/6/2017

Resumen

Las pérdidas económicas y problemas de salud ocasionados por las Floraciones Algas Nocivas (FAN) hacen fundamental su comprensión. Mientras continúa el debate sobre si el aumento de los reportes se debe a mayor actividad de monitoreo o a un incremento real en su ocurrencia, los problemas causados por las FAN están creciendo mundialmente. Se espera que las FAN aumenten a causa del cambio climático por un incremento en la temperatura superficial del mar, mayor estratificación, acidificación del océano y eutrofización, principalmente en las zonas costeras. Uruguay no escapa a esa tendencia y en los últimos años ha mostrado un incremento en la intensidad de algunas floraciones (mayor densidad y duración), aunque sin cambios en su frecuencia. Especies que comúnmente producían floraciones en la actualidad lo hacen con mayor abundancia (10^6 cél / l) y duración (entre 3 y 5 semanas). Lo mismo ocurre con algunas especies tóxicas (i.e. *Dinophysis* cf. *acuminata*) para las cuales la duración de las vedas en moluscos ha mostrado un incremento, con un máximo de 189 días durante 2015. El aumento de estas floraciones, tanto en el espacio como en el tiempo, podría estar asociado a un aumento de la temperatura y la concentración de nutrientes.

Palabras clave: FAN, fitoplancton marino, mareas rojas, cambio climático.

Abstract

The economic losses and health problems caused by Harmful Algal Blooms (HAB) make their understanding fundamental. While the debate continues over whether increased reporting is due to improved monitoring activity or a real increase, HAB are expanding worldwide and they are expected to increase as a result of climate change due to increased sea surface temperature, increased stratification, ocean acidification and eutrophication, mainly in coastal areas. Uruguay is not an exception to this trend and in recent years has shown an increase in the intensity of some blooms (higher density and duration), but without changes in its frequency. Species that commonly produced blooms nowadays do so with higher abundance (10^6 cells / l) and duration (between three and five weeks). The same is occurring with toxic species (e.g. *Dinophysis* cf. *acuminata*) determining an extension in time of the mollusks bans, with a maximum of 189 days during 2015. The increase in both space and time of these blooms could be associated with an increase in temperature and nutrient concentration.

Keywords: HAB, marine phytoplankton, red tides, climate change.

Introducción

Los ecosistemas acuáticos son sustentados por organismos fotosintéticos que fijan carbono, producen oxígeno y constituyen la base de la cadena trófica. Las floraciones (proliferaciones celulares) son una parte natural del ciclo estacional de los organismos fotosintéticos en los ecosistemas marinos. Ellos son un componente clave en la estructura y dinámica de los océanos y sostienen importantes servicios ecosistémicos. No obstante, algunas floraciones pueden tener efectos negativos y causar daño a humanos u otros organismos y son descritas en su conjunto como Floraciones Algas Nocivas (FAN o HAB por su sigla en inglés), término que incluye una variedad de especies y consecuencias adversas. Las FAN ocurren en todos los ecosistemas acuáticos (dulces, salobres y marinos) y en todas las latitudes (Hallegraeff, 1993).

De los cientos de especies de microalgas descritas, alrededor de 300 están involucradas en eventos nocivos y aproximadamente unas 100, sin vínculo filogenético o fisiológico, producen potentes toxinas naturales que pueden ser dañinas e incluso letales a humanos y animales (Moestrup, et al., 2009 en curso), a menudo vía transferencia de toxinas por la cadena trófica. Otras especies liberan sustancias que no son estrictamente toxinas, pero que causan daño a otros organismos afectando el ecosistema, las pesquerías y las condiciones del agua para uso recreativo (Anderson, et al., 2012).

Por lo tanto, los impactos de las FAN son muy amplios y comprenden efectos agudos y crónicos en la salud humana, pérdidas económicas por productos del mar contaminados, mortalidades de peces en centros de cultivo, usos recreacionales y comerciales de los ambientes marinos costeros como la pesca, colecta de moluscos y turismo costero (Méndez,

2006). Pueden provocar graves impactos socioeconómicos por cierre de pesquerías de moluscos (Jin, et al., 2008) o un aumento en los costos de monitoreo y manejo (Hoagland, et al., 2002), aunque el cálculo de estas pérdidas es difícil porque depende de la región, la cotización del producto pesquero, el tiempo de clausura de la pesquería, etcétera.

A su vez, ciertas FAN tienen consecuencias nocivas para organismos y ecosistemas, fundamentalmente por alteración de procesos biológicos y fisiológicos (conducta alimenticia, estadios de vida, estrategias de supervivencia, capacidad reproductiva) de otros organismos o tramas tróficas a través de efectos alelopáticos (Fistarol, et al., 2003; Granéli y Hansen, 2006), llevando a la degradación de los servicios ecosistémicos y pérdida de valores pasivos (no de mercado) asignados por el hombre para especies protegidas y ecosistemas (Berdalet, et al., 2015).

Asimismo, la senescencia de grandes floraciones y su subsiguiente degradación por bacterias reduce la concentración de oxígeno y causa hipoxia, particularmente en las aguas de fondo, pudiendo causar mortalidades de la fauna bentónica. Se estima que más del 50 % de los eventos inusuales de mortandades de fauna marina (tortugas, delfines, ballenas, aves) pueden deberse a biotoxinas marinas (Scholin, et al., 2000). Sumado a esto algunas FAN tienen asociada una espuma superficial de apariencia desagradable, mal olor e incluso aerosoles tóxicos que causan irritación de las vías respiratorias, que puede disuadir a turistas del uso recreativo de estas áreas (Scatasta, et al., 2003; Backer, et al., 2005; Gorbi, et al., 2013). Aunque existe considerable conocimiento de los efectos en la salud humana causados por las biotoxinas, muchos de los mecanismos toxicológicos aún se desconocen y poco se sabe de los efectos crónicos de estas toxinas, tanto de la exposición aguda como de la exposición crónica a bajos niveles durante períodos prolongados (Berdalet, et al., 2015).

El fenómeno de las FAN data de un par de siglos atrás; el primer registro de caso fatal de envenenamiento por consumo de moluscos contaminados con toxinas de dinoflagelados se registró en 1793, cuando el capitán Vancouver y su tripulación arribaron en British Columbia, en un área denominada hoy Poison Cove, donde para las tribus locales era tabú comer mariscos cuando el agua estaba fosforescente debido a floraciones de dinoflagelados (Dale y Yentsch, 1978). Si bien las floraciones son un fenómeno natural, se reconoce que pueden verse favorecidas por presiones antropogénicas en las áreas costeras, de hecho se ha registrado un incremento en las últimas décadas a escala global (Hallegraeff, 1993; Anderson, et al., 2012). Debido al incremento de la presión humana en las zonas costeras, que genera cambios en la circulación de agua por puertos y playas artificiales, dispersión de especies por agua de lastre y enriquecimiento con nutrientes (Anderson, et al., 2002; Davidson, et al., 2014) y junto con el cambio climático, se pueden registrar FAN en áreas donde no ocurrían y donde no habían sido reportadas previamente (Hallegraeff, 2010; Trainer, et al., 2013). Específicamente, pueden ocurrir cambios en la frecuencia, intensidad y extensión geográfica de FAN, pero las posibles respuestas son probablemente especie-específica, dada la diversidad de toxicidad, fisiología, biología y ecología de los organismos involucrados. A su vez, la detección de nuevas toxinas y los organismos causativos representan nuevos desafíos para los procedimientos de monitoreo y manejo de los eventos nocivos (Turner, et al., 2015).

El objetivo de este trabajo es describir el incremento que se ha registrado en Uruguay en la intensidad de las floraciones

de algunas especies y discutir su probable asociación con las tendencias climáticas regionales y la eutrofización.

Material y Métodos

Los datos provienen del programa de monitoreo de FAN que es llevado a cabo por la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) desde el año 1980. En este programa se obtienen muestras semanales en puntos fijos de la costa oceánica uruguaya (departamentos de Maldonado y Rocha) donde es frecuente la extracción de moluscos bivalvos (Figura 1). En cada punto se obtienen muestras de agua para estudio fitoplanctónico y muestras de moluscos bivalvos para extracción y análisis de toxinas mediante bioensayo en ratones. Las muestras para análisis cualitativo de fitoplancton son extraídas con red de 25 μm y son fijadas con formaldehído neutro al 4 %. Las muestras para análisis cuantitativo son fijadas con Lugol ácido (Thronsdén, 1978) y, siguiendo el método Utermöhl (1958), son analizadas al microscopio invertido (Olympus IM y Leitz Labovert FS).

Para este trabajo se analizaron datos de abundancia de algunas especies, se consideraron solo los máximos anuales correspondientes a floraciones, desde la década de 1990 hasta la fecha. Se eligieron especies que suelen hacer floraciones conspicuas, provocando coloración del agua, pero que no son tóxicas (*Akashiwo sanguinea*, *Alexandrium fraterculus*, *Heterocapsa triquetra*) y una especie tóxica (*Dinophysis acuminata*) cuyas floraciones son de mucho menor abundancia pero suele generar períodos de veda de actividades extractivas de moluscos. *Dinophysis acuminata* es considerada un complejo de especies, de las cuales en Uruguay se ha identificado recientemente también *Dinophysis ovum* (Méndez, et al., 2016a). A los efectos de esta publicación se consideran ambas especies de *Dinophysis* como *Dinophysis cf. acuminata* para poder registrar los datos actuales (en los que están diferenciadas ambas especies) con datos anteriores en los que se la consideraba una sola especie. Las abundancias fueron logaritmizadas para disminuir su rango de variación. También se utilizó la suma anual de las abundancias máximas de las cuatro especies durante las floraciones. Los datos de anomalías de temperatura superficial del mar (SSTA) para la región (Ortega, et al., 2016) así como los datos de anomalías en las precipitaciones fueron obtenidos de la página de servicios climáticos de libre acceso del International Research Institute (IRIDL, s.d. a; IRIDL, s.d. b; Reynolds, et al., 2002 y Janowiak, et al., 1999., respectivamente). Se calculó la suma acumulada de las anomalías para detectar cambios en el régimen climático, los cuales se evidencian por puntos de inflexión en la curva de la suma acumulada (Fiedler, 2002).

Resultados y Discusión

Para todas las especies analizadas se observó un aumento en la densidad de las floraciones, principalmente en la última década, y al considerar la abundancia máxima acumulada de todas estas especies hay un notorio aumento a partir del año 2000 (Figura 2).

Si bien la frecuencia de las floraciones no ha variado y siguen ocurriendo en las mismas épocas del año, han aumentado su abundancia en varios órdenes de magnitud, llegando muchas de ellas a 10^7 células/ litro. Este aumento es más

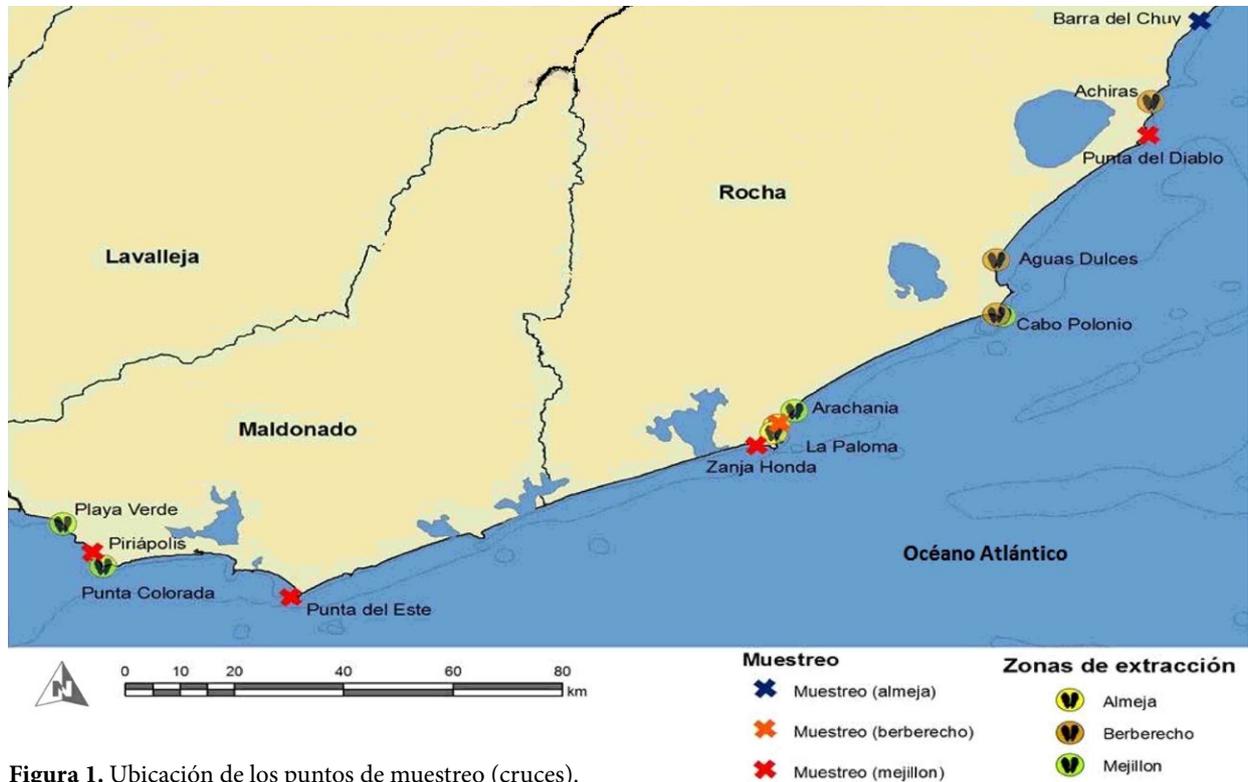


Figura 1. Ubicación de los puntos de muestreo (cruces).

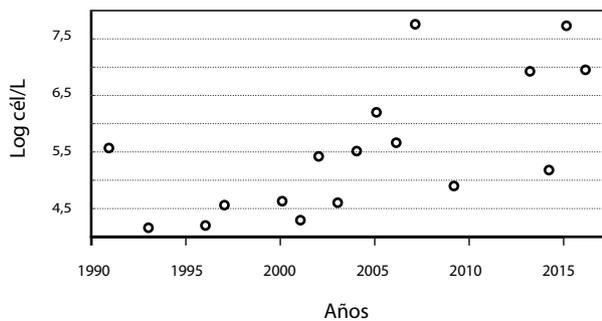


Figura 2. Abundancia celular máxima anual acumulada para todas las especies consideradas *Akashiwo sanguinea*, *Alexandrium fraterculus*, *Dinophysis acuminata* y *Heterocapsa triquetra* registradas en la costa de Maldonado y Rocha desde 1991 hasta 2016.

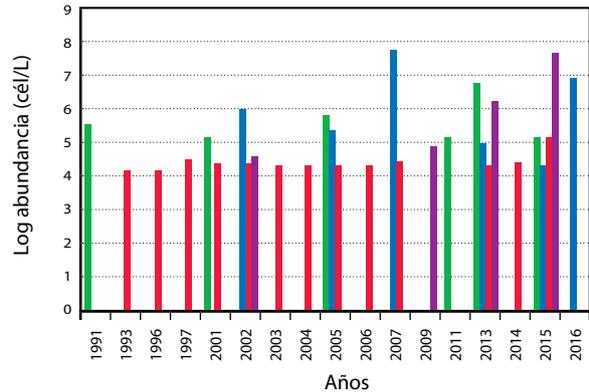


Figura 3. Abundancia celular máxima durante las floraciones de *Akashiwo sanguinea* (verde), *Alexandrium fraterculus* (violeta), *Dinophysis acuminata* (rojo) y *Heterocapsa triquetra* (azul) registradas en la costa de Maldonado y Rocha desde 1991 hasta 2016.

marcado aún en las especies con preferencias cálidas, como lo son *D. cf. acuminata* y *A. fraterculus* (Figura 3). En particular, estas dos especies presentaron una floración extrema en el año 2015, más notoria para *Dinophysis*, en la cual la mayoría de sus floraciones son de 10^3 cél/l y en 2015 alcanzó 1.56×10^5 cél/l (Méndez, et al., 2016b). *A. fraterculus* alcanzó una abundancia record de 4.77×10^7 cél/l (Martínez, et al., 2016). El año 2015 fue particularmente seco y cálido, lo cual se evidenció en anomalías negativas de precipitación en la cuenca del río Uruguay a partir de febrero (Figura 4 A). Esto, a su vez, resulta en una menor descarga de agua dulce y permite que las aguas cálidas provenientes del norte se acerquen a la costa (Ortega y Martínez, 2007), provocando una fuerte anomalía térmica positiva (Figura 4 B). Por su parte, el sur de Brasil y la costa oceánica de Uruguay están catalogados como «hotspots» del calentamiento marino costero (Hobday, et al., 2016), por lo cual se espera que la tendencia siga en aumento.

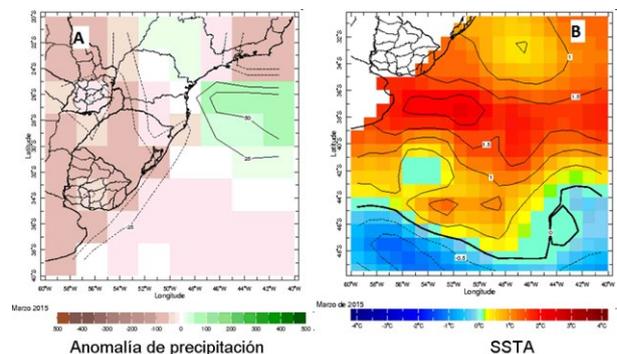


Figura 4. A) Anomalías de precipitaciones (mm/mes); B) Anomalías de temperatura superficial del mar (SSTA) (°C) para marzo de 2015.

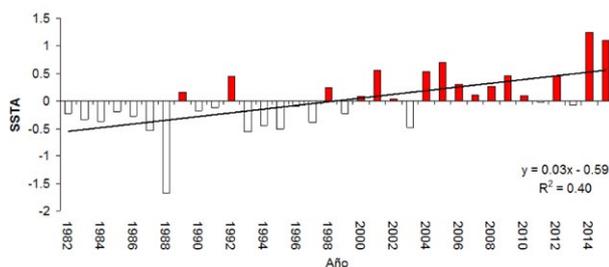


Figura 5. Promedios anuales de anomalías de la temperatura superficial del mar estandarizadas (SSTA, por su sigla en inglés) donde se resaltan las anomalías positivas en rojo y su predominio a partir de 1997. Se incluye la tendencia lineal para mostrar el incremento de temperatura, la SSTA no lleva unidades pues está estandarizada.

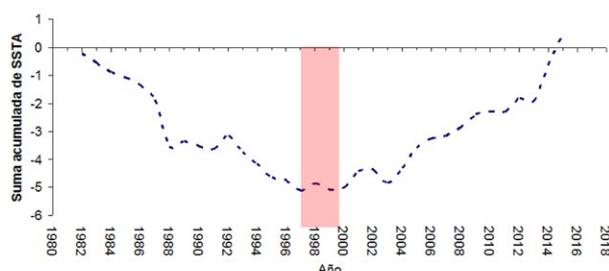


Figura 6. Suma acumulada de anomalías de temperatura superficial del mar (SSTA, por su sigla en inglés) a lo largo del tiempo. Se señala con una barra los años en que se registró el cambio de régimen.

El análisis temporal de las anomalías de la temperatura superficial del mar muestra un predominio de anomalías térmicas negativas antes de 1997 y una tendencia hacia un predominio de anomalías térmicas positivas a partir de 1997, más marcadas aún a partir del año 2013 (Figura 5).

Asimismo, se ha documentado un aumento significativo de la temperatura del mar en la costa uruguaya, asociado a la migración del frente de aguas cálidas hacia el sur con un desplazamiento promedio estimado de 9km/año (Ortega, et al., 2016). Estas evidencias confirman una tendencia hacia una mayor presencia de aguas más cálidas en la región, lo cual favorecería a las especies de preferencias cálidas.

La tendencia al aumento de floraciones está presuntamente vinculada al cambio climático. A nivel mundial están ocurriendo floraciones sin precedentes (Campbell, et al., 2010; Koening, et al., 2014; Dias, et al., 2015; Trainer, et al., 2016; Hallegraeff, et al., 2016) que podrían estar vinculadas a la presencia de aguas más cálidas (Moore, et al., 2008; Hallegraeff, 2010; Gowen, et al., 2012). Dentro de los posibles impactos del cambio climático se consideran: 1) el cambio en el rango de distribución tanto de especies de aguas cálidas como frías; 2) los cambios de especie específicos en la abundancia y toxicidad; 3) los cambios en la ventana temporal de crecimiento estacional, y 4) los efectos en otros componentes de las cadenas tróficas marinas (predadores, competidores y parásitos) que podrían modular el impacto en la ocurrencia, magnitud y duración de las FAN (Hays, et al., 2005; Moore, et al., 2008; Hallegraeff, 2010; Anderson, et al., 2012; Wells, et al., 2015). En Uruguay ya se están observando los numerales 1 y 2.

La suma acumulada de las anomalías de temperatura superficial del mar registra un cambio de régimen climático en la región a partir de 1997, pasando de régimen frío a uno cálido (Figura 6). Este fenómeno climático trajo aparejada una alteración en la comunidad de fitoplancton con una predominancia de especies de aguas cálidas (e.g. *A. fratreculus* y *D. cf. acuminata*) y una disminución en la frecuencia de ocurrencia de especies de aguas frías (e.g. *A. tamarensis*). Según Hallegraeff (2010), algunas especies pueden beneficiarse por el cambio climático y, por lo tanto, tener impactos más severos, mientras que otras pueden disminuir sus impactos; en este sentido se prevén cambios en la composición, abundancia y temporalidad de las floraciones. Un cambio en la compo-

sición de especies de fitoplancton a partir de 1998 también fue registrado por Cloern y Dufford (2005) para la bahía de San Francisco y fue atribuido a un cambio en el ciclo de la Pacific Decadal Oscillation. En Uruguay en los últimos años han sido registradas nuevas especies potencialmente tóxicas (Méndez, et al., 2010).

Las floraciones están aumentando, además, su tiempo de duración; muchas de ellas se mantienen en altísimas densidades por períodos superiores a 4-5 semanas, cuando anteriormente las altas densidades se extendían a un máximo de 3 semanas. El sostener estas altas biomásas por un período prolongado de tiempo requiere de un aporte externo de nutrientes (Heisler, et al., 2008). Este hecho podría deberse a una mayor disponibilidad de nutrientes debido a eutrofización de la zona costera. Si bien la información acerca de la concentración de nutrientes en la costa uruguaya es prácticamente nula, se compararon los escasos datos con los que se cuenta para la costa de Rocha (Arachania y Barra del Chuy) con datos de bibliografía que consideran una serie temporal de 1992 a 2007 (Odebrecht, et al., 2010). La concentración de nutrientes ha aumentado sensiblemente ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2$ promedio= 35,8 μM ; PO_4 promedio= 24,9 μM) respecto a lo hallado por Odebrecht et al. (2010) ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2$ máximo=19,4 μM y PO_4 máximo= 10,6 μM), principalmente en Arachania, donde generalmente ocurren las mayores floraciones.

Una hipótesis es que la eutrofización costera está potenciando las floraciones. La costa atlántica uruguaya está siendo cada vez más urbanizada y, en la mayoría de los casos, sin sistema séptico de saneamiento. El NO_3 proveniente de la contaminación del agua subterránea por los sistemas sépticos suele ser la principal fuente de N (Anderson, et al., 2008). Por otro lado, Uruguay ha intensificado significativamente sus usos de suelo en las últimas décadas (principalmente forestación y soja) (Achkar, et al., 2011). En particular, la agricultura intensiva aporta 26 veces más nitrógeno que la forestación y principalmente en forma de nitrato, el cual es más fácilmente utilizable por el fitoplancton (de Wit, et al., 2005). El flujo de fósforo a los océanos se ha incrementado tres veces comparado con los niveles preindustrial, preagricultura, mientras que el flujo de nitrógeno se ha incrementado más de 10 veces en algunos sitios, concomitantemente con un aumento de las FAN en esas áreas, tanto en número

como en dimensión (Anderson, et al., 2002, 2012). Varias investigaciones han evaluado la posible asociación de la expansión de las FAN con la eutrofización (Anderson, et al., 2002, 2008; Glibert, et al., 2008; Heisler, et al., 2008). En algunos casos el vínculo es claro mientras que en otros es más sutil y complejo o incluso inexistente (Anderson, et al., 2002, 2008). El rango de respuestas fisiológicas de diferentes especies de fitoplancton, la composición relativa de los nutrientes (relación N:P e inorgánicos vs orgánicos) (Anderson, et al., 2002; Heisler, et al., 2008) y las interacciones con otros factores como el pastoreo son importantes en el proceso de modular las respuestas de las FAN a la eutrofización (Heisler, et al., 2008; Anderson, et al., 2012).

A su vez, en el caso de especies tóxicas, como *D. cf. acuminata*, está aumentando la duración de los períodos de veda causadas por ella, con un máximo de 189 días de veda durante el año 2015, coincidente con la floración de mayor magnitud registrada hasta el momento (1.56×10^5 células/l). Este aumento significativo en el número de días de duración de las vedas debidas a *Dinophysis* se correlaciona positivamente con las anomalías de temperatura superficial del mar (Fabre, et al., 2016).

Conclusiones

Es importante reconocer que no hay una forma realista de prevenir la ocurrencia de las FAN, ya que resultan de una compleja interacción entre factores físicos, químicos y biológicos que operan a diferentes escalas espaciotemporales. Las FAN son un fenómeno natural que ha ocurrido históricamente. Constituyen un problema a escala global, pero la idea de que su ocurrencia pueda prevenirse no es una opción viable por el momento. Los programas de monitoreo de las FAN y sus toxinas, implementados en diferentes lugares del mundo, han reducido claramente los envenenamientos en humanos. Las herramientas disponibles para evaluar este desafío global incluyen el mantenimiento de investigación científica intensiva, multidisciplinaria y colaborativa y el fortalecimiento de la coordinación con actores, políticos y público en general. No existen observaciones directas de microalgas en aguas costeras marinas en escalas temporales suficientemente largas para evaluar el impacto del cambio climático y discriminar su rol de otros forzantes antropogénicos (e.g. carga de nutrientes). Esto dificulta establecer cuándo las tendencias observadas son tendencias globales o locales (Davidson, et al., 2012). Por esto es tan importante la continuación de este monitoreo a largo plazo, en el cual ya comienzan a registrarse ciertas tendencias al aumento en la intensidad de estos eventos.

Referencias

Achkar, M., Domínguez, A., Díaz, I. y Pesche, F., 2011. La intensificación del uso agrícola del suelo en el litoral oeste del Uruguay en la última década. En: *Pampa*, 07, pp.143-157.

Anderson, DM., Glibert, PM. y Burkholder, JM., 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. En: *Estuaries*, 25, pp.704-726.

Anderson, DM., Burkholder, JM., Cochlan, WP., Glibert, PM., Gobler, CJ., Heil, C., Kudela, RM., Parsons, M., Rensel, J., Townsend, D., Trainer, VL. y Vargo, G., 2008. Harmful

algal blooms and eutrophication: examining linkages from selected coastal regions of the United States. En: *Harmful Algae*, 8, pp.39-53.

Anderson, DM., Cembella, AD. y Hallegraeff, GM., 2012. Progress in understanding harmful algal blooms: paradigm shifts and new technologies for research, monitoring, and management. En: *Annual Review of Marine Science*, 4, pp.143-176.

Backer, LC., Fleming, LE., Rowan, A., Cheng, YS, Benson, J., Pierce, RH., Zaias, J., Bean, J., Bossart, GD., Johnson, D., Quimbo, R. y Baden, DG., 2003. Recreational exposure to aerosolized brevetoxins during Florida red tide events. En: *Harmful Algae*, 2, pp.19-28.

Berdalet, E., Fleming, N., Gowen, R., Davidson, K., Hess, P., Backet, L., Moore, S., Hoagland, P. y Enevoldsen, H., 2015. Marine harmful algal blooms, human health and wellbeing: challenges and opportunities in the 21st century. En: *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 96(1), pp.61-91.

Campbell, L., Olson, R., Sosik, H., Abraham, A., Henrichs, D., Hyatt, C. y Buskey, E., 2010. First harmful Dinophysis (Dinophyceae, Dinophysiales) bloom on the US is revealed by automated imaging flow cytometry. En: *Journal of Phycology*, 46, pp.66-75.

Cloern, J. y Dufford, R., 2005. Phytoplankton community ecology: principles applied in San Francisco Bay. En: *Marine Ecology Progress Series*, 285, pp.11-28.

Dale, B. y Yentsch, HCM., 1978. Red tide and paralytic shellfish poisoning. En: *Oceanus*, 21, pp.41-49.

Davidson, K., Gowen, RJ., Tett, P., Bresnan, E., Harrison, PJ., McKinney, A., Milligan, S., Mills, DK., Silke, J. y Crooks, AM., 2012. Harmful algal blooms: how strong is the evidence that nutrient ratios and forms influence their occurrence? En: *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 115, pp.399-413.

Davidson, K., Gowen, RJ., Harrison, PJ., Fleming, L., Hoagland, P. y Moschonas, G., 2014. Anthropogenic nutrients and harmful algae in coastal waters. En: *Journal of Environmental Management*, 146, pp.206-216.

de Witt, R., Leibrich, J., Vernierb, F., Delmasb, F., Beuffeb, H., Maisonb, Ph., Chossatb, JC., Laplace-Treyturb, C., Laplanab, R., Clavéb, V., Torreb, M., Aubyc, I., Truttc, G., Maurerc, D. y Capdevilled, P., 2005. Relationship between land-use in the agro-forestry system of les Landes, nitrogen loading to and risk of macro-algal blooming in the Bassin d'Arcachon coastal lagoon (SW France). En: *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 62(3), pp.453-465.

Dias, P., Muñoz, J., Huisman, J. y Mc Donald, J., 2015. Biosecurity monitoring of Harmful Algal Bloom (HAB) species in Western Australian waters: first confirmed record of *Alexandrium catenella* (Dinophyceae). En: *BioInvasions Records*, 4(4), pp.233-241.

Fabre, A., Ortega, L., Méndez, S. y Martínez, A., 2016. Bivalve mollusks bans are associated with climate variability in Uruguay. En: ISSHA. *17th International Conference of Harmful Algae*. Florianópolis, Brasil (9-14 de octubre de 2016). Florianópolis: ISSHA

Fiedler, P., 2002. Environmental change in the eastern tropical Pacific Ocean: review of ENSO and decadal variability. En: *Marine Ecology Progress Series*, 244, pp.265-283.

Fistarol, GO., Legrand, C. y Granéli, E., 2003. Allelopathic effect of *Prymnesium parvum* on a natural plankton community. En: *Marine Ecology Progress Series*, 255, pp.115-125.

- Glibert, P.M., Mayorga, E. y Seitzinger, S., 2008. *Prorocentrum minimum* tracks anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs on a global basis: application of spatially explicit nutrient export models. En: *Harmful Algae*, 8, pp.33–38
- Gorbi, S. Avio, G.C., Benedetti, M., Totti, C., Accoroni, S., Pichierri, S., Bacchiocchi, S., Orletti, R., Graziosi, T. Regoli, F., 2013. Effects of harmful dinoflagellate *Ostreopsis cf ovata* exposure on immunological, histological and oxidative responses of mussels *Mytilus galloprovincialis*. En: *Fish & Shellfish Immunology*, 35, pp.941-950.
- Gowen, R.J., Tett, P., Bresnan, E., Davidson, K., McKinney, A., Harrison, P.J., Milligan, S., Mills, D.K., Silke, J. y Crooks, A.M., 2012. Anthropogenic nutrient enrichment and blooms of harmful microalgae. En: *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 50, pp.65–126.
- Granéli, E. y Hansen, P.J., 2006. Allelopathy in harmful algae: a mechanism to compete for resources?. En: Granaeli, E. y Turner, J.T., eds. *Ecology of harmful algae*. Berlín: Springer Verlag. pp.189-201.
- Hallegraeff, G.M., 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. En: *Phycologia*, 32, pp.79–99.
- Hallegraeff, G.M., 2010. Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms: a formidable predictive challenge. En: *Journal of Phycology*, 46, pp.220–253.
- Hallegraeff, G.M., Bolch, C., Dorantes-Aranda, J.J., Murray, S., Turnbull, A., Ugalde, S. y Wilson, K., 2016. Unprecedented *Alexandrium* blooms in a previously low biotoxin risk area of Tasmania, Australia. En: ISSHA. *17th International Conference of Harmful Algae*. Florianópolis, Brasil (9-14 de octubre de 2016). Florianópolis: ISSHA
- Hays, G.C., Richardson, A.J. y Robinson, C., 2005. Climate change and marine plankton. En: *Trends in Ecology and Evolution*, 20, pp.337–344.
- Heisler, J., Gilbert, P.M., Burkholder, J.M., Anderson, D.M., Cochlan, W., Dennison, W., Dortch, Q., Gobler, C., Heil, C.A., Humphries, E., Lewitus, A., Magnien, R., Marshall, H.G., Sellner, K., Stockwell, D.A., Stoecker, D. y Suddlenson, M., 2008. Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. En: *Harmful Algae*, 8, pp.3-13.
- Hoagland, P., Anderson, D.M., Kaoru, Y. y White, A.W., 2002. The economic effects of harmful algal blooms in the United States: estimates, assessment issues, and information needs. En: *Estuaries*, 25, pp.677–695.
- Hobday, A.J., Cochrane, K., Downey-Breedt, N., Howard, J., Aswani, S., Byfield, V., Duggan, G., Duna, E., Dutra, L.X.C., Frusher, S.D., Fulton, E.A., Gammage, L., Gasalla, M.A., Griffiths, C., Guissamulo, A., Haward, M., Jarre, A., Jennings, S.M., Jordan, T., Joyner, J., Ramani, N.K., Shanmugasundaram, SLP., Malherbe, W., Cisneros, K., Paytan, A., Pecl, G., Plaga'nyi E., Popova, E.E., Razafindrainibe, H., Roberts, M., Rohit, P., Sainulabdeen, S.S., Sauer, W., Valappil, S.T., Zacharia, P.U. y van Putten I., 2016. Planning adaptation to climate change in fast-warming marine regions with seafood-dependent coastal communities. En: *Review Fish Biology Fisheries*, 26, pp.249-264.
- IRIDL, [s.d.].a. *Sea surface temperature anomaly data* [En línea]. Columbia: IRIDL. [Consulta marzo de 2017]. Disponible en: http://iridl.ldeo.columbia.edu/SOURCES/.NOAA/.NCEP/.EMC/.CMB/.GLOBAL/.Reyn_SmithOIv2/.monthly/.sst/
- IRIDL, [s.d.].b. *Climate anomaly monitoring system-outgoing longwave radiation precipitation index* [En línea]. Columbia: IRIDL. [Consulta marzo de 2017]. Disponible en: http://iridl.ldeo.columbia.edu/SOURCES/.NOAA/.NCEP/.CPC/.CAMS_OPI/
- Janowiak, J.E. y Xie, P., 1999: CAMS_OPI: A global satellite-rain gauge merged product for real-time precipitation monitoring applications. En: *Journal of Climate*, 12, pp.3335-3342.
- Jin, D., Thunberg, E. y Hoagland, P., 2008. Economic impact of the 2005 red tide event on commercial shellfish fisheries in New England. En: *Ocean and Coastal Management*, 51, pp.420–429.
- Koenig, M.L., Flores Montes, M.J., Ezkinazi, L.E. y Tiburcio, A.S.X.S., 2014. New record of Akashiwo sanguinea (Dinophyta) in the tropical estuarine waters of Northeastern Brazil (Western Atlantic). En: *Brazilian Journal of Biology*, 74(1), pp.191-198.
- Méndez, S., 2006. Impacto de las floraciones algales nocivas en Uruguay: origen, dispersión, monitoreo, control y mitigación. En: Menafrá, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F. y Conde, D., eds., 2006. *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. Montevideo: Vida Silvestre Uruguay.
- Méndez, S.M., Akselman, R. y Tomas, C.R., 2010. First report of *Heterosigma akashiwo*, *Fibrocapsa japonica* and *Chattonella marina* var *antique* in Uruguay. En: ICHA. *14th ICHA Conference Proceedings*. Creta, Grecia (1-5 de noviembre de 2010). Creta: ICHA
- Méndez, S.M., Rodríguez, F., Reguera, B., Franco, J.M., Riobó, P. y Fabre, A., 2016a. Characterization of a *Dinophysis* of the *acuminata* complex causing an excepcional DSP event in Uruguay 2015. En: ISSHA. *17th International Conference of Harmful Algae*. Florianópolis, Brasil (9-14 de octubre de 2016). Florianópolis: ISSHA
- Méndez, S.M., Martínez, A. y Fabre, A., 2016b. Extreme abundant bloom of *Dinophysis* of the *acuminata* complex associated to warm marine waters in Uruguay. En: ISSHA. *17th International Conference of Harmful Algae*. Florianópolis, Brasil (9-14 de octubre de 2016). Florianópolis: ISSHA
- Martínez, A., Méndez, S.M. y Fabre, A., 2016. First record of bioluminescence of *Alexandrium fraterculus* (dinoflagellate), in the Uruguayan coast, South Western Atlantic Ocean. En: *Pan-American Journal of Aquatic Science*, 11(4), pp.356-360.
- Moestrup, Ø., Akselman, R., Cronberg, G., Elbraechter, M., Fraga, S., Halim, Y., Hansen, G., Hoppenrath, M., Larsen, J., Lundholm, N., Nguyen, L.N. y Zingone, A., eds., 2009-. *IOC-UNESCO taxonomic reference list of harmful micro algae* [En línea]. [s.l.]: UNESCO. [Consulta 10 de marzo de 2017] Disponible en: <http://www.marinespecies.org/hab>
- Moore, S.K., Trainer, V.L., Mantua, N.J., Parker, M.S., Laws, E.A., Backer, L.C. y Fleming, L.E., 2008. Impacts of climate variability and future climate change on harmful algal blooms and human health. En: *Environmental Health*, 7(2), pp.1–12.
- Odebrecht, C., Bergesh, M., Rörig, L.R. y Abreu, P.C., 2010. Phytoplankton Interannual Variability at Cassino Beach, Southern Brazil (1992-2007), with Emphasis on the Surf Zone Diatom *Asterionellopsis glacialis*. En: *Estuaries and Coasts*, 33, pp.570-583.
- Ortega, L. y Martínez, A., 2007. Multiannual and Seasonal Variability of Water Masses and Fronts Over the Uruguayan Shelf. En: *Journal of Coastal Research*, 23(3), pp.618-629.

- Ortega, L., Celentano, E., Delgado, E y Defeo, O., 2016. Climate change influences on abundance, individual size and body abnormalities in a sandy beach clam. En: *Marine Ecology Progress Series*, 545, pp.203-213.
- Reynolds, RW., Rayner, NA., Smith, TM., Stokes, DC. y Wang, W., 2002. An improved in situ and satellite SST analysis for climate. En: *Journal of Climate*, 15, pp.1609–1625.
- Scatosta S., Stolte W., Graneeli E. y van Ierland E.. 2003. *The socio economic impact of harmful algal blooms in european marine waters and description of future risks*. [s.l.]: Unión Europea.
- Scholin, CA., Gulland, F., Doucette, GJ., Benson, S., Busman, M., Chavez, FP, Cordaro, J., DeLong, R., De Vogelaere, A., Harvey, J., Haulena, M., Lefebvre, K., Lipscomb, T. y Van Dolah, FM., 2000. Mortality of sea lions along the central California coast linked to a toxic diatom bloom. En: *Nature*, 403, pp.80–84.
- Trainer, VL., Moore, L., Bill, BD., Adams, NG., Harrington, N., Borchert, J., Silva, DAM. y Eberhart, BTL., 2013. Diarrhetic shellfish toxins and other lipophilic toxins of human health concern in Washington State. En: *Marine Drugs*, 11, pp.1815–1835.
- Trainer, VL., McCabe, RM., Hickey, B., Kudela, RM., Lefebvre, K., Adams, NG., Bill, BD., Gulland, FMD., Thomson, R. y Cochlan, W., 2016. En: ISSHA. *17th International Conference of Harmful Algae*. Florianópolis, Brasil (9-14 de octubre de 2016). Florianópolis: ISSHA
- Thronsen, J., 1978. Preservation and storage. En: Sournia, A., ed., 1978. *Phytoplankton manual*. Paris: UNESCO. (UNESCO Monographic Oceanographic Method, 6). pp.69-74.
- Turner, A., Higgins, C., Veszelovski, A., Payne, D., Davidson, K., Hungerford, J. y Higman, W., 2015. Monitoring of new or emerging marine biotoxins in UK waters: brevetoxins. En: *Marine Drugs*, 13, pp.1224–1254.
- Utermöhl, H., 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton metodik. En: *Mitteilung Internationale Vereinigung fuer Limnologie*, 9, pp.1-38.
- Wells, ML., Trainer, VL., Smayda, T., Karlson, B., Trock, CG., Kudela, RM., Ishikawa, A., Bernard, S., Wulff, A., Anderson, D. y Cochlan, W., 2015. Harmful algal blooms and climate change: Learning from the past and present to forecast the future. En: *Harmful Algae*, 49, pp.68-93.

Factores ambientales controladores del fitoplancton con énfasis en las cianobacterias potencialmente tóxicas en un lago somero utilizado como fuente de agua para potabilización: Laguna del Sauce, Maldonado, Uruguay

Environmental drivers of phytoplankton with focus on potentially toxic cyanobacteria in a shallow lake used as drinking water source: Sauce Lake, Maldonado, Uruguay

González-Madina, Lucía (1); Pacheco, Juan Pablo (1); Mazzeo, Néstor (1,2,4); Levrini, Paula (1); Clemente, Juan María (1); Lagomarsino, Juan José (3); Fosalba, Claudia (1).

(1) Departamento de Ecología y Gestión Ambiental, Centro Universitario Regional del Este (CURE), Universidad de la República (UdelaR), Uruguay.

(2) Instituto SARAS, Uruguay.

(3) Área Hidrobiología de la Gerencia de Gestión de Laboratorios, Obras Sanitarias del Estado, (OSE-UGD), Uruguay.

(4) Facultad de Ciencias, Universidad de la República (UdelaR), Uruguay.

Contacto: luciagm17@gmail.com

RECIBIDO: 6/4/2017 – **APROBADO:** 10/6/2017

Resumen

Laguna del Sauce, principal fuente de agua para potabilización en Maldonado, Uruguay, ha registrado recurrentes eventos de floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas, que comprometen su uso como tal. Esto ha denotado la necesidad de un mayor conocimiento de los factores ambientales asociados a la composición fitoplanctónica y, en especial, a la ocurrencia de floraciones de cianobacterias. Mediante muestreos semanales estivales (2015-2016) de variables fisicoquímicas, nutrientes y fitoplancton, en seis sitios de Laguna del Sauce, se analizaron los factores ambientales asociados a la biomasa y composición fitoplanctónica, particularmente de cianobacterias. La alta variabilidad temporal y espacial observada en la composición fitoplanctónica presentó alternancia de floraciones de cianobacterias: *Dolichospermum crassum*, *Cuspidothrix issatschenkoi*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis panniformis* y *Sphaerocavum brasiliense*. La turbiedad fue clave para regular la biomasa fitoplanctónica, mientras que la relación Nitrógeno total (NT):Ortofosfato (PO₄) se asoció a la presencia diferencial de especies de cianobacterias. El análisis de las relaciones entre estos nutrientes puede contribuir a anticipar la ocurrencia de floraciones de diferentes especies de cianobacterias en este ecosistema, posibilitando la implementación de medidas de gestión orientadas a disminuir sus efectos adversos y, en particular, a asegurar el proceso de potabilización.

Palabras clave: Floraciones nocivas, composición fitoplanctónica, biomonitorio, aprovisionamiento de agua.

Abstract

Sauce Lake, the main drinking water source in Maldonado, Uruguay, has been registering recurring events of potentially toxic cyanobacterial blooms that affect its service. This leads to the necessity of exploring the environmental drivers in the composition of phytoplankton, particularly in the presence of potentially toxic cyanobacteria. In this study we analyzed the environmental factors associated with phytoplankton composition and biomass, particularly of cyanobacteria. We sampled physicochemical variables, nutrients and phytoplankton during the summer 2015-2016 with a weekly frequency, in six sites of Sauce Lake. The results show a very high temporal and spatial variability in the phytoplankton composition, with cyanobacterial algal blooms of different taxa: *Dolichospermum crassum*, *Cuspidothrix issatschenkoi*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis panniformis* and *Sphaerocavum brasiliense*. We observed that turbidity is a key factor controlling the total phytoplankton biomass, while the NT vs. PO₄ concentrations determined the differential presence of potentially toxic cyanobacteria. The analysis of the relationship between these nutrients could contribute to anticipate different cyanobacterial harmful algal blooms in this ecosystem, enabling the development of management tools oriented to decrease its negative effects, particularly in the purification process.

Keywords: Harmful Algal blooms, phytoplankton composition, biomonitoring, drinking water supply.

Introducción

El aumento en la carga de nutrientes en ecosistemas acuáticos, conocido como proceso de eutrofización (Hutchinson, 1973; Wetzel, 2001; Prepas y Charette, 2003), constituye la principal afectación de los ecosistemas de agua dulce a nivel mundial (Wetzel, 2001; Khan y Ansari, 2005; Smolders, et al., 2006). Con el avance de este proceso surgen diversos efectos en el ecosistema, como la disminución de la transparencia, los cambios abruptos en la concentración de oxígeno disuelto y su eventual agotamiento temporal, así como el incremento de la biomasa de los productores primarios (Khan y Ansari, 2005; Schindler, 2006; Smolders, et al., 2006). En estados avanzados de este proceso, una de las principales consecuencias es el aumento de la biomasa de fitoplancton en general, y en particular el aumento en la frecuencia y persistencia temporal de altas biomásas de cianobacterias, eventos conocidos como floraciones (Tarczynska, et al., 2001; Khan y Ansari, 2005; Paerl, et al., 2011). Una característica de particular relevancia de las floraciones de cianobacterias es su capacidad de producción de toxinas (cianotoxinas) (Carmichael, 1992; Carmichael, 1997; Chorus, 2012). La producción de cianotoxinas depende de la composición taxonómica de las cianobacterias presentes en la floración, algunas cianotoxinas son características de determinados géneros (por ejemplo, microcystinas mayormente presentes en los géneros *Microcystis*, *Planktolyngbya* y *Dolichospermum*; cylindrospermopsina en *Cylindrospermopsis* y *Aphanizomenon*; anatoxina en *Aphanizomenon* y *Dolichospermum*) (Merel, et al., 2013; De León, 2002; Bonilla, 2009). La producción de estos compuestos tóxicos, así como de otros metabolitos secundarios que pueden conferir olor-sabor al agua, pueden coexistir en la misma floración y estar influidos por parámetros ambientales como la luz, la temperatura o los nutrientes disponibles (Dolman, et al., 2012; Paerl y Otten, 2013).

Estas y otras consecuencias derivadas de la presencia de cianobacterias pueden interferir negativamente con los múltiples usos y servicios que los ecosistemas acuáticos proveen, como la recreación, pesca, navegación y el suministro de agua potable, entre otros (Khan y Ansari, 2005; Stewart, et al., 2006; Carpenter, et al., 2011). Particularmente, las floraciones de cianobacterias afectan negativamente la capacidad de los ecosistemas como fuente de abastecimiento de agua para potabilización (Falconer, et al., 1994; Falconer y Humpage, 2005). Los inconvenientes sanitarios derivados de su toxicidad o producción de metabolitos vinculados a olor-sabor en agua implican regularmente elevados costos económicos para las poblaciones humanas, y pueden desencadenar diversos impactos sociales (Chorus y Bartram, 1999; WHO, 2004).

La presencia de floraciones de cianobacterias en ecosistemas acuáticos con altos niveles de nutrientes se debe, en parte, a que constituyen un grupo altamente diverso, con una amplia variedad de atributos morfológicos y funcionales que determinan su capacidad de adaptación diferencial y dominancia en los ensambles fitoplanctónicos de sistemas eutróficos (Robarts y Zohary, 1987; Smith y Bennett, 1999; Schindler, 2006; Heisler, et al., 2008; Paerl y Otten, 2013). Entre los atributos presentes en las cianobacterias, la capacidad de fijación de nitrógeno inorgánico atmosférico es frecuentemente destacada como uno de los de mayor relevancia ecológica (Reynolds, 1987; Paerl, 1997; Smith y Bennett, 1999; Reynolds, 2006; Paerl y Otten, 2013). En condiciones de baja disponibilidad relativa de nitrógeno, y cuando otros

nutrientes no resultan limitantes, las cianobacterias presentan una ventaja adaptativa de incorporación de nutrientes con respecto a otros grupos (Ferber, et al., 2004; Schindler, et al., 2008; Dolman, et al., 2012; Paerl y Otten, 2013). Dada esta capacidad de fijación en condiciones de baja disponibilidad de N en relación al P, y que por lo general en los lagos eutróficos existe una sobredisponibilidad de P en relación al N, clásicamente la mayor parte de los esfuerzos para limitar el desarrollo de cianobacterias en ecosistemas acuáticos se ha enfocado en la disminución de la carga interna de fósforo (Moss, et al., 1996; Conley, et al., 2009).

El estudio de los factores ambientales asociados a la composición fitoplanctónica y, en particular, de las condicionantes ambientales que influyen en la aparición y persistencia de floraciones de cianobacterias es crucial para el entendimiento del funcionamiento ecosistémico y especialmente para evitar o mitigar los efectos adversos generados por estas floraciones.

Recientemente, en la región este de Uruguay se han evidenciado importantes eventos de floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas (Vidal y Kruk, 2008; Pacheco, et al., 2010; Bonilla, et al., 2015), algunas de las cuales se han vinculado a graves afectaciones de la calidad de agua (Mazzeo, et al., 2010; Pacheco, et al., 2010; Bonilla, et al., 2015). En particular, Laguna del Sauce (Maldonado, Uruguay), la principal fuente de agua para potabilización de la región este de Uruguay, ha visto comprometida su aptitud para tal uso debido al aumento en la recurrencia y persistencia temporal de floraciones de cianobacterias (Rodríguez, et al., 2010; Mazzeo, et al., 2010; Crisci, et al., en prensa). Estas consecuencias del proceso de eutrofización del ecosistema se han visto magnificadas por el aumento de la actividad urbana y agrícola en la cuenca de drenaje, con el consecuente aumento del ingreso de nutrientes al sistema, así como por un aumento en el tiempo de residencia por represamiento de este ecosistema (Mazzeo, et al., 2010). Laguna del Sauce posee una gran heterogeneidad espacial, así como una alta variabilidad temporal asociada a la biomasa y composición fitoplanctónica (Mazzeo, et al., 2010; Pacheco, et al., 2016). En este sentido, Crisci et al. (en prensa) describen un rol clave de la turbiedad inorgánica como limitante de la producción fitoplanctónica y observan que a niveles de turbiedad superiores a 30 NTU no es posible el desarrollo de altas biomásas fitoplanctónicas como las presentes en periodos de floraciones de cianobacterias. Estos periodos de alta turbiedad son desencadenados por eventos de vientos fuertes, lo que confiere al sistema una alta variabilidad temporal respecto a la biomasa fitoplanctónica (Crisci, et al., en prensa). Esta condición, acoplada a la frecuente aparición de floraciones de cianobacterias, puede comprometer en gran medida la capacidad de este ecosistema de aprovisionamiento de agua para potabilización (Mazzeo, et al., 2010; Pacheco, et al., 2016; Crisci, et al., en prensa). Por esto, el análisis de los factores ambientales que se asocian a diferentes biomásas y composiciones de fitoplancton, y en particular de las floraciones de cianobacterias, son de fundamental relevancia para el conocimiento ecosistémico en general y para la capacidad de anticiparse al desarrollo de estas floraciones, lo que permite adoptar medidas de manejo que minimicen sus efectos adversos. En este trabajo se analizan los principales factores ambientales vinculados a la biomasa y composición fitoplanctónica, con particular énfasis en aquellos asociados a la presencia de cianobacterias potencialmente tóxicas, durante un periodo estival en Laguna del Sauce, considerando su uso como fuente de agua para potabilización.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La Laguna del Sauce (34°43'S, 55°13'W) es un sistema eutrófico de gran tamaño (12 km largo máximo y 3,5 km de ancho promedio) ubicado en la costa del departamento de Maldonado en la región este de Uruguay (Figura 1).

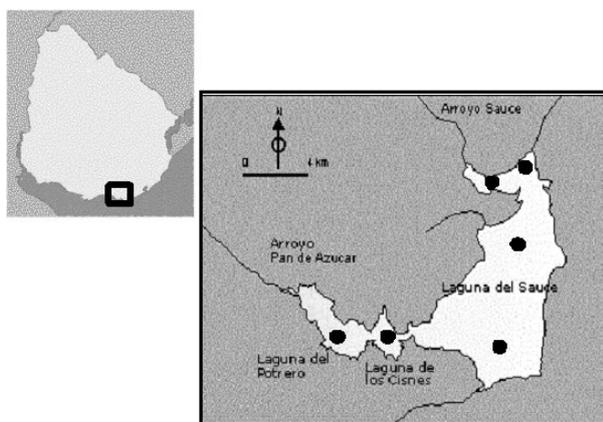


Figura 1. Ubicación de la Laguna del Sauce y los puntos de muestreo en el sistema principal y subsistemas asociados. Puntos: 1) Arroyo Sauce; 2) Bahía Mallorquina; 3) Sauce Norte; 4) Sauce Sur; 5) Laguna De los Cisnes; 6) Laguna del Potrero.

Está formado por tres lagos someros conectados de manera permanente: del Sauce (sistema principal, 4045 ha), Cisnes (205 ha) y Potrero (411 ha). Estos dos últimos junto con uno de sus principales tributarios, Arroyo Sauce, se definen como los tres subsistemas asociados al sistema principal (Laguna del Sauce). Por su escasa profundidad (media= 2,5m; máxima= 5m) y la dirección de su largo máximo efectivo perpendicular a la línea de costa, este sistema es fuertemente influenciado por los vientos y genera una gran resuspensión de los sedimentos que llevan a estados de alta turbiedad inorgánica en el sistema.

El sistema ha sido clasificado como eutrófico, con valores de fósforo total en el rango de 80-100 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ y de nitrógeno total de 200-1200 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Inda y Steffen, 2010), y en los últimos años se han intensificado los aportes de nutrientes que ingresan desde su cuenca (Mazzeo, et al., 2010). Este incremento, resultado de la intensificación agrícola así como del aumento en la urbanización y la actividad turística durante las últimas décadas, ha repercutido en un aumento en la frecuencia de aparición y persistencia de floraciones de cianobacterias (Mazzeo, et al., 2010; Rodríguez, et al., 2010).

Laguna del Sauce es actualmente considerada la segunda fuente de agua para potabilización en Uruguay y la principal para la región este, en cantidad de población abastecida (aproximadamente 160.000 habitantes permanentes y más del doble de turistas durante la temporada estival) (Inda y Steffen, 2010), desde la planta potabilizadora de OSE-UGD situada en el margen este de la laguna.

Colecta y análisis de muestras físicoquímicas y biológicas

En este estudio se abarcó un período de muestreo comprendido entre diciembre de 2015 y abril de 2016, en el cual se realizaron colectas semanales en el sistema principal de Laguna del Sauce: puntos correspondientes a Bahía de la Mallorquina, Sauce Norte y Sauce Sur; y sistemas asociados: Laguna De los Cisnes, Laguna del Potrero y Arroyo Sauce (Figura 1).

En cada uno de estos puntos se midió la penetración lumínica mediante disco de Secchi (SD), se realizaron perfiles de luz en profundidad mediante irradiómetro (Li-cor 4pi) y se midieron los principales parámetros ambientales *in situ*: temperatura (T), conductividad (Cond), turbiedad (NTU), potencial óxido-reducción (ORP), oxígeno disuelto (OD y %OD) y ficocianina (PC) mediante sonda multiparamétrica YSI 6600. En cada punto de muestreo se tomaron muestras de la columna de agua integradas en profundidad por triplicado, mediante tubo muestreador de 10 cm de diámetro y 2 m de altura. Una fracción de este integrado, conservada en frío y oscuridad, fue destinada para los análisis físicoquímicos y de nutrientes en laboratorio: sólidos totales en suspensión (SST por secado a 105 °C por 12 horas), materia orgánica (MO, por diferencia de peso post quemado a 500 °C), nutrientes: nitrógeno total (NT; Koroleff, 1970), amonio (NH_4 ; Muller, 1955), nitratos (NO_3), fósforo total (PT; Valderrama, 1981), ortofosfato (PO_4 ; Murphy, 1962), clorofila *a* (Chl *a* por extracción en etanol frío y fluorometría; Nusch, 1980).

Otra fracción de este integrado por sitio se fijó en lugol acidificado y fue destinada a la cuantificación del fitoplancton en laboratorio mediante conteos en cámaras de sedimentación de 10 o 20 mL en microscopio invertido a 400X – 1000X (Utermöhl, 1958; Guillard, 1978), en campos al azar (Uehlinger, 1964) y considerando como mínimo 100 organismos de la especie más frecuente (Lund, et al., 1958).

Las muestras cualitativas de fitoplancton, destinadas a la identificación y medición de los organismos, fueron tomadas mediante arrastres con red de plancton de 20 micras de malla y fijadas en Formaldehído acidificado (Formol 40 % + mismo Vol. Ac. Acético) hasta su tratamiento en laboratorio. A partir de estas muestras se realizó la medición, identificación taxonómica y fotografiado de los organismos, colonias o cenobios fitoplanctónicos mayores a 2 micras, en microscopio directo Nikon Eclipse 50 i a 400X y 1000X aumentos.

Para la identificación taxonómica fueron utilizadas claves internacionales y regionales. Para la medición fue utilizada una cámara CMOS 5.0 Mpx y el software Micrometrics® Premium Edition, previamente calibrado para los diferentes aumentos utilizados. El volumen individual de los organismos fue calculado considerando su forma geométrica según Hillebrand et al. (1999), midiendo al menos 30 organismos por cada especie.

Procesamiento y análisis de datos

Los patrones temporales de biomasa y composición de fitoplancton por punto de muestreo fueron inspeccionados visualmente a partir de la representación gráfica de los datos. Posteriormente, se analizó gráficamente el patrón temporal en la biomasa de cianobacterias, en particular en relación a los niveles de alerta de agua para potabilización según la normativa interna de OSE (Gravier, et al., 2017). Estos niveles de alerta, referidos al agua bruta (tomada de la fuente

pero previa al tratamiento), establecen diferentes alertas según el biovolumen de cianobacterias. Se define estado de «Vigilancia» cuando se estima un biovolumen entre 0,05 y 0,2 mm³.L⁻¹, estado de «Alerta 1» cuando se estima un biovolumen entre 0,2 y 1,0 mm³.L⁻¹, estado de «Alerta 2» cuando se estima un biovolumen entre 1,0 y 2,0 mm³.L⁻¹) y estado de «Alerta 3» cuando se estima un biovolumen $\geq 2,0$ mm³.L⁻¹ (Gravier, et al., 2017). A pesar de que estos niveles de alerta son generalmente utilizados para agua bruta, en este estudio fueron utilizados como referencia para el agua del sistema fuente.

Con el fin de analizar qué variables ambientales fueron las que explicaron mayormente la composición fitoplanctónica, se realizó un análisis de correspondencia canónica (CCA), considerando las variables fisicoquímicas como variables explicatorias y el biovolumen de las especies (presentes en biovolúmenes mayores a 5 % en la muestra) logaritmizado (Log (x+1) como variable de respuesta. La significancia del modelo completo del CCA fue testeada mediante permutaciones de Monte Carlo con 999 ordenaciones irrestrictas. Asimismo, fueron testeadas la significancia de los ejes canónicos de ordenación y de cada variable incluida en el modelo, asumiendo un p valor máximo de 0,05 en cada caso.

De las variables ambientales que mejor explicaron la composición fitoplanctónica, fueron seleccionadas el NT y PO₄ como aquellas con mayor capacidad predictiva y por constituir descriptores básicos del estado trófico. Fueron realizadas regresiones lineales simples para conocer la relación entre NT y PO₄ en relación a la biomasa de cianobacterias, estimada mediante la concentración de ficocianina (PC). Para esto fue previamente testeada la normalidad de los datos mediante test de bondad de ajuste de Kolmogorov-Smirnov.

Asimismo, fueron evaluados los patrones de respuesta de las diferentes especies de cianobacterias registradas (en biovolúmenes mayores a 5 %) a las concentraciones de NT y PO₄ mediante representación gráfica del biovolumen (gráfico de mapa de calor).

Todos los análisis estadísticos fueron realizados en R mediante el paquete «vegan» (R-Core team 2016) y la representación gráfica fue realizada en Sigmplot 12.0 (Systat software Inc.).

Resultados

Se observó una gran variabilidad temporal y espacial en las abundancias de fitoplancton para los diferentes puntos

de muestreo (Figura 2). Los eventos de altos biovolúmenes de fitoplancton fueron observados exclusivamente en los puntos de muestreo pertenecientes al sistema principal de Laguna del Sauce (Bahía Mallorquina, Sauce Norte, Sauce Sur) (Figura 2), que presentaron altos niveles de clorofila y ficocianina (Tabla 1). La composición de fitoplancton en el sistema principal estuvo dominada fundamentalmente por Dinophyta y cianobacterias, desde diciembre de 2015 hasta finales de febrero de 2016. En este período se registraron los mayores biovolúmenes de cianobacterias asociados a floraciones (Figuras 2 y 3). En los sistemas asociados (Arroyo Sauce, Cisnes y Potrero) la composición del fitoplancton fue más variada, con dominancia de grupos como Euglenozoa, Chlorophyta, Dinophyta a lo largo del periodo de muestreo (Figura 2).

La composición fitoplanctónica de los puntos de muestreo pertenecientes al sistema principal de la Laguna del Sauce mostró un claro recambio a modo de periodos: el primero dominado por cianobacterias filamentosas del orden Nostocales, fundamentalmente *Dolichospermum crassum*, con rápido recambio a la especie *Cuspidothrix issatschenkoi* (acompañada de filamentos del género *Aphanizomenon*), el segundo dominado por cianobacterias chroococcales (colonias de las especies *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis panniformis* y *Sphaerocavum brasiliense*), y el último dominado por dinoflagelados (principalmente de la especie *Ceratium furcoides*), criptofitas y diatomeas (Figuras 2 y 3). Las altas biomásas de cianobacterias se restringieron de manera exclusiva al cuerpo de agua principal y al periodo temporal de diciembre de 2015 a comienzos de marzo de 2016. Durante este periodo, los eventos de floraciones de cianobacterias observados en el sistema principal de Laguna del Sauce mostraron una rápida alternancia entre situaciones de biomásas muy altas a la caída abrupta en las abundancias de fitoplancton en intervalos de una semana (Figura 2). En particular, estos periodos de mayor biovolumen de fitoplancton estuvieron asociados a la presencia de floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas, fundamentalmente de *Dolichospermum crassum*, *Microcystis aeruginosa* y *Aphanizomenon spp.* y *Cuspidothrix issatschenkoi* (Figura 3) en conjunto con *Ceratium furcoides* (Dinophyta). Todos estos eventos de floraciones de cianobacterias, que persistieron hasta comienzos de marzo, presentaron biovolúmenes de entre 5 y 35 mm³.L⁻¹, los cuales son sumamente superiores al límite establecido por el máximo nivel de alerta de calidad de agua para potabilización estipulado por la normativa de OSE (Gravier, et al., 2017).

	T	NT	NO ₃	NH ₄	PT	PO ₄	SST	MO	Chl_a	DS	Turb	Ficocian
	(°C)	(µg.L ⁻¹)	(mg.°)	(%)	(µg.L ⁻¹)	(cm)	(NTU)	(cel.ml ⁻¹)				
Máx	27,4	1302,4	250,9	804,6	125,4	61,5	29,0	100	78,9	110	30,6	23288
Mín	20,7	505,9	103,8	21,4	48,4	2,9	3,5	12	2,2	45	5,0	1109
Promedio	24,3	848,9	166,8	153,9	83,4	22,2	10,6	59	28,1	63,8	16,6	7028

Tabla 1. Principales parámetros fisicoquímicos para Laguna del Sauce en el periodo estival 2015-2016. Valores máximos, mínimos y promedio de: temperatura (T), nitrógeno total (NT), nitrato (NO₃), amonio (NH₄), fósforo total (PT), fosfato (PO₄), sólidos totales en suspensión (SST), materia orgánica (MO), clorofila a (Chl_a), profundidad de disco de secchi (DS), turbiedad (Turb) y ficocianina (Ficocian).

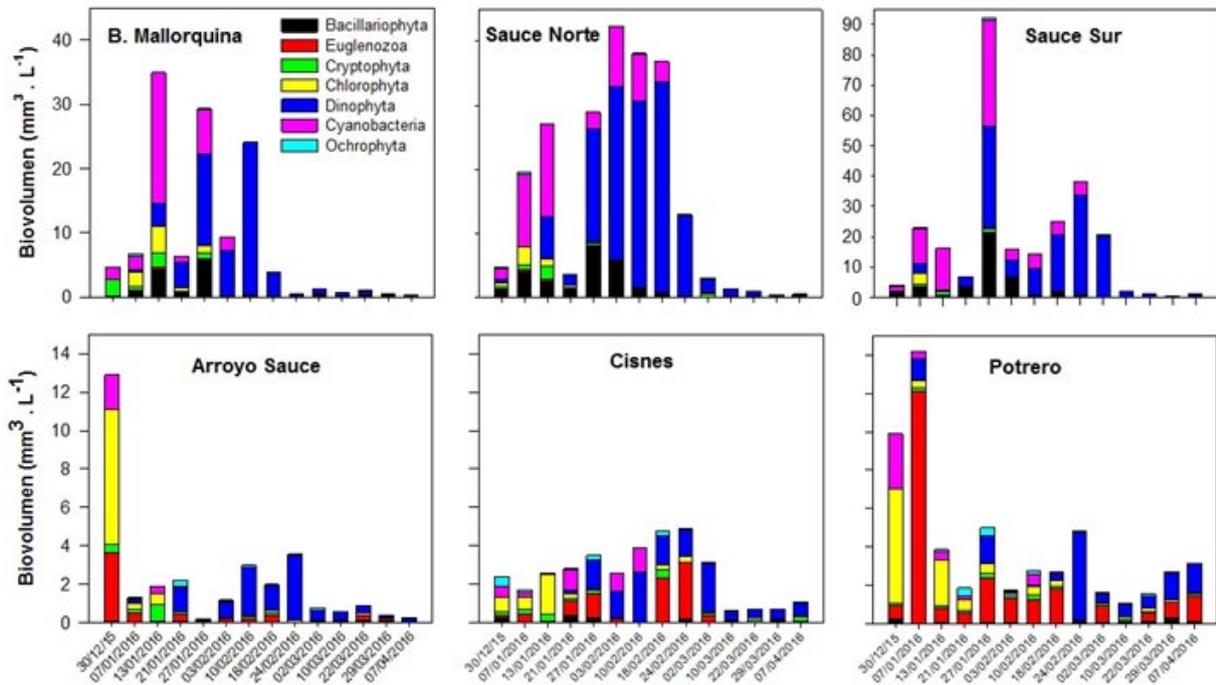


Figura 2. Variación temporal en la composición de fitoplancton para cada sitio de muestreo en Laguna del Sauce. Período: Diciembre 2015 – Abril 2016. Nótese la diferencia de escalas en el eje Y en los gráficos superiores.

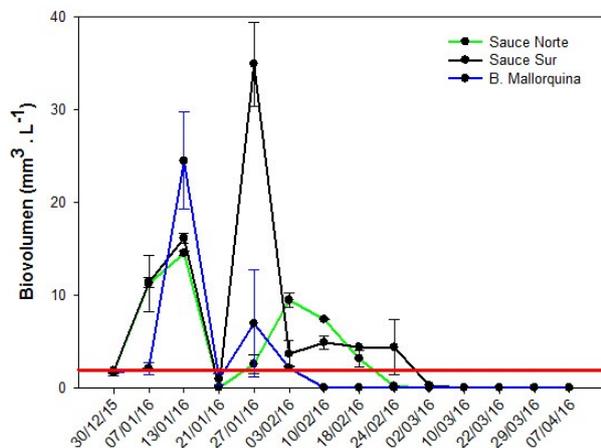


Figura 3. Variación del biovolumen de cianobacterias en el cuerpo de agua principal de la Laguna del Sauce para las fechas de muestreo consideradas. La línea horizontal roja representa el biovolumen correspondiente a un nivel de alerta 3, considerando agua bruta para potabilización.

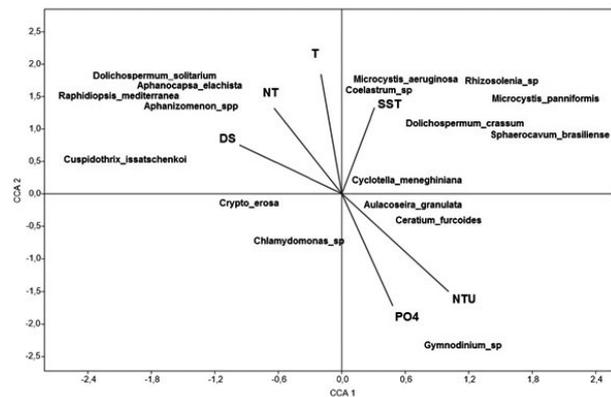


Figura 4. Biplot del análisis de correspondencia canónica de las variables ambientales asociadas a la composición fitoplanctónica. Las flechas representan las variables ambientales consideradas: DS= profundidad de disco de Secchi, NT= nitrógeno total, T= temperatura, SST= sólidos suspendidos totales, NTU= turbiedad, PO4= fosfato.

En cuanto a las variables ambientales asociadas a la composición fitoplanctónica, el análisis de correspondencia canónica (Figura 4) indicó que el ortofosfato (PO4), el nitrógeno total (NT), la penetración lumínica (DS), los sólidos en suspensión (SST), la turbiedad (NTU) y la temperatura del agua (T) fueron los principales factores que explicaron la variabilidad en la composición del fitoplancton, explicando el 61,2 % de la varianza total ($\lambda_1 = 20,4$ y $\lambda_2 = 15,92$) (significancia del modelo de $F = 1,89$ y $p < 0,05$; significancia de

ejes: $CCA1 : F = 4,26$ y $p < 0,01$, $CCA2 : F = 3,32$ y $p < 0,01$). Dentro de las variables explicativas, el fosfato resultó más significativo ($F = 3,13$ y $p < 0,05$).

Las especies de cianobacterias Chroococcales (*Microcystis aeruginosa*, *Microcystis panniformis* y *Sphaerocavum brasiliense*), así como la especie de cianobacteria nostocal *Dolichospermum crassum* se asociaron positivamente con el nitrógeno total (NT), los sólidos totales disueltos (SST) y con la temperatura (T), pero negativamente con la turbiedad

(NTU) y el fosfato (PO₄). A su vez, el resto de las especies de cianobacterias identificadas, *Cuspidothrix issatschenkoi*, *Dolichospermum solitarium*, *Raphidiopsis mediterranea* y *Aphanizomenon* sp, se asociaron positivamente con la profundidad de disco de secchi (DS) y con el nitrógeno total (NT), pero también negativamente con la turbiedad (NTU) y con el fosfato (PO₄) (Figura 4). En este sentido, se observó que los factores más importantes que explican la biomasa de cianobacterias son el nitrógeno total (NT), el ortofosfato (PO₄) y la turbiedad (NTU). Considerando exclusivamente NT y NTU, se observa que la presencia de las mayores biomásas de cianobacterias registradas durante el ciclo de muestreo son coincidentes con los mayores niveles de NT, disminuyendo abruptamente sobre el final del periodo (a partir de marzo de 2016), cuando los valores de NT son menores (Figura 5). Por otra parte, la turbiedad (NTU) muestra un importante pico a comienzos de febrero 2016, coincidente con un marcado incremento en las biomásas de cianobacterias, mientras que a partir de marzo de 2016 se dio un importante incremento en NTU acoplado a la caída abrupta de los valores de ficocianina (Figura 5).

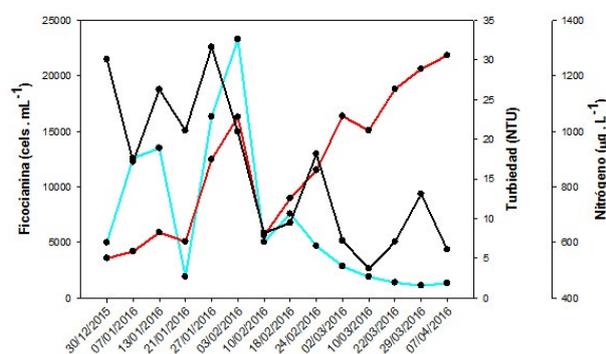


Figura 5. Variación temporal de la ficocianina (color celeste) en cels. mL⁻¹, la turbiedad (color rojo) en NTU y el nitrógeno total (color negro) en μg.L⁻¹ para cada una de las fechas de muestreo consideradas.

Considerando los nutrientes NT y PO₄, la biomasa de cianobacterias (en términos de ficocianina) presentó una relación positiva respecto al NT (Figura 6A), y negativa respecto al PO₄ (Figura 6B).

En cuanto a la significancia del PO₄ y NT sobre la composición fitoplanctónica, las diferentes cianobacterias presentes en la laguna durante el periodo de muestreo presentaron patrones de biomasa diferenciales según las concentraciones de estos nutrientes (Figura 7). Los resultados indican que la ocurrencia de las especies de cianobacterias que alcanzaron las mayores biomásas (*Dolichospermum crassum* y *Microcystis aeruginosa*) ocurrieron a altos niveles de NT, en el caso de *D. crassum* en un rango algo mayor de PO₄ en relación a *M. aeruginosa*, cuyas mayores biomásas se observaron a valores de PO₄ mayores a 20 μg.L⁻¹ (Figura 7A). Por otra parte, otras especies en menores biomásas presentaron respuestas complementarias a los niveles de los nutrientes mencionados (Figura 7C). El complejo *Cuspidothrix issatschenkoi*, *Aphanizomenon* spp y *Raphidiopsis* spp presentó biomásas mayores a bajas concentraciones de PO₄ y altas de NT (Figura 7D). En cuanto a *Sphaerocavum brasiliense*, presentó mayores biomásas a valores bajos tanto de PO₄ como de NT (Figura 7B), mientras que *Dolichospermum*

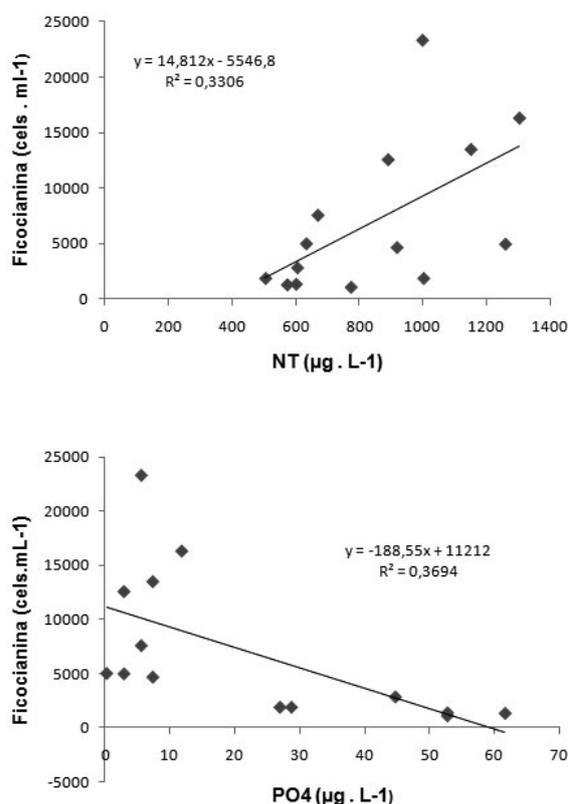


Figura 6. Relación entre la biomasa de cianobacterias (ficocianina) y los nutrientes considerados; A) Nitrógeno total (NT) en μg.L⁻¹ con coeficientes $a = 14,812$ y $b = -5546,8$, con un $R^2 = 0,3306$ y B) fosfato (PO₄) en μg.L⁻¹ con coeficientes $a = -188,55$ y $b = 11212$, con un $R^2 = 0,662$.

solitarium presentó mayores biomásas a valores muy bajos de PO₄ e intermedios de NT (Figura 7E).

Discusión

Laguna del Sauce presenta una alternancia en la biomasa y composición de fitoplancton, con rápidos recambios en periodos muy cortos (una semana). Asimismo, tanto en términos de biomasa como de composición, se observan importantes diferencias entre el sistema principal (puntos: Bahía Mallorquina, Sauce Norte y Sauce Sur) respecto a los sistemas asociados. Esta situación evidencia una alta variabilidad espacio-temporal en el sistema, donde la ocurrencia de floraciones de cianobacterias se restringe al sistema principal, el lugar donde se localiza la toma de agua para potabilización. Además, las floraciones de cianobacterias presentaron un alto recambio en su composición, un patrón de suma relevancia porque la alternancia de especies de cianobacterias presentes (*Microcystis aeruginosa*, *Dolichospermum crassum*, *Aphanizomenon* spp y *Cuspidothrix issatschenkoi*) estuvo asociada a especies con toxicidad registrada en Uruguay (Bonilla, 2009; De León y Yunes, 2001; Sienna y Ferrari, 2006; Pacheco, et al., 2016). Esta es una situación de riesgo considerando las altas biomásas alcanzadas particularmente por *M. aeruginosa* y *D. crassum*, y el uso para potabilización de este ecosistema. En todos los casos, las floraciones de

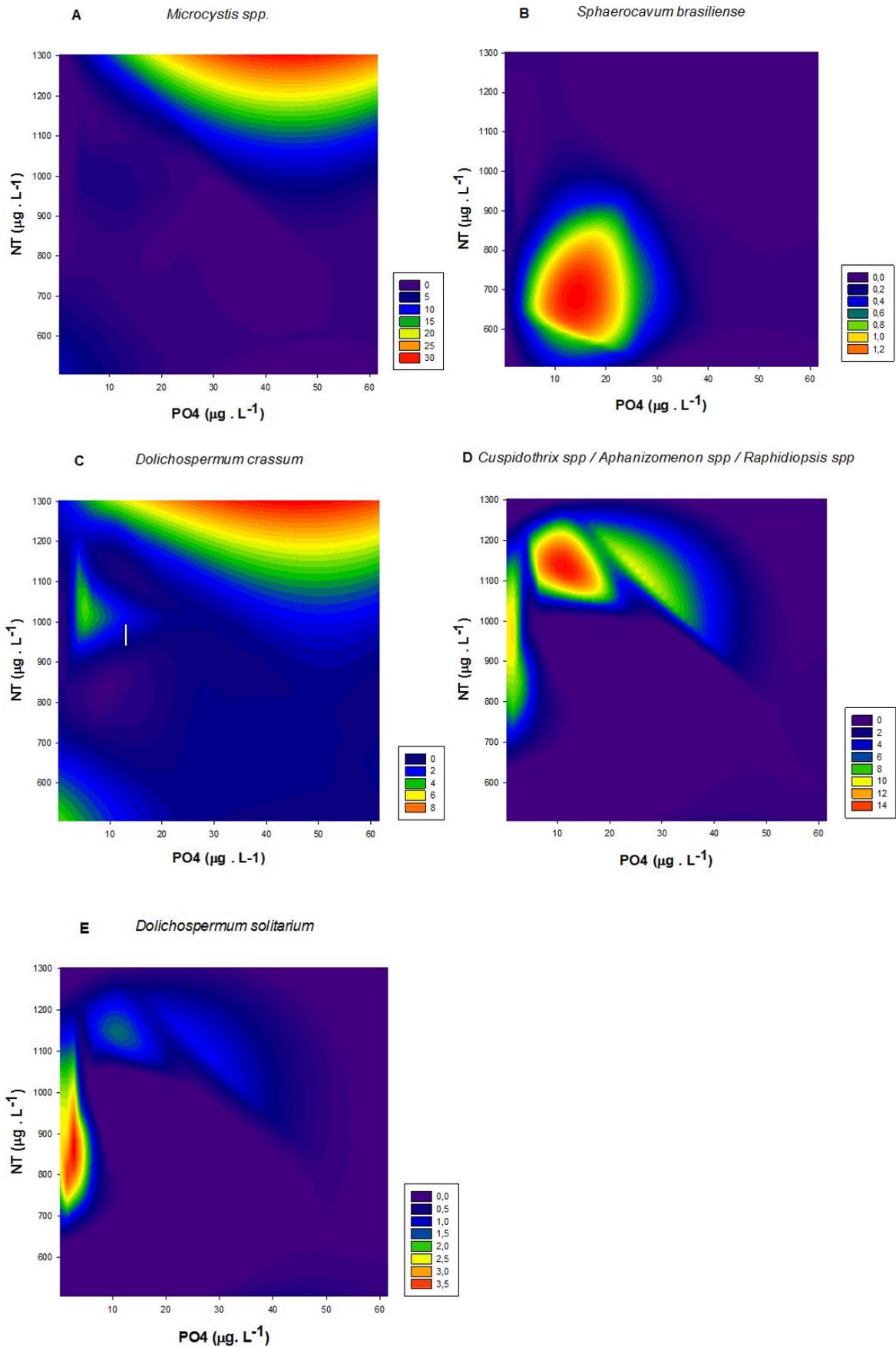


Figura 7. Gráficos de densidad que indican el biovolumen de cada grupo de cianobacterias en relación a la conjunción NT vs PO4. Los colores indican los valores de biomasa registrados. El color rojo corresponde a las máximas biomásas registradas y el violeta a las mínimas.

cianobacterias presentes en el cuerpo de agua principal se encontraron en biovolúmenes muy superiores al máximo nivel de alerta en agua bruta para potabilización, lo cual indicaría un riesgo sumamente alto en caso de que ingresara al sistema de tratamiento (Gravier, et al., 2017).

Esta alternancia de altos biovolúmenes de cianobacterias de potencial tóxico plantea un escenario de manejo muy complejo, ya que los recambios composicionales ocurren en periodos muy cortos de tiempo y comprenden una escala espacial muy amplia. Esto limita la capacidad de anticiparse al desarrollo de las floraciones basándose en incrementos progresivos de determinadas especies o grupos de riesgo potencial.

Por otra parte, se encontró que las floraciones de cianobacterias, registradas primero en el cuerpo de agua principal, luego de desaparecer de este persistían en los sistemas aledaños en biomasa menores. Esto sugiere que dichos subsistemas podrían actuar como reservorios de floraciones de cianobacterias precedentes en el sistema principal, pudiendo actuar luego como inóculos para futuras floraciones en ese sistema.

Los resultados de este estudio indican que los principales factores estructuradores del fitoplancton en Laguna del Sauce son: la turbiedad del sistema, que estaría actuando como un regulador de la biomasa de fitoplancton por limitación lumínica, pero que a su vez se ve influenciado por ella, y los niveles de NT y PO₄, como principales estructuradores de la composición del fitoplancton y en particular de las especies de cianobacterias detectadas. Así, la disminución abrupta de las biomasa de cianobacterias en Laguna del Sauce estaría vinculada a un aumento en la turbiedad (NTU) y a una caída abrupta en el NT. Estos resultados son en parte coincidentes con lo evidenciado por Crisci et al. (en prensa) en cuanto al rol de la turbiedad como limitante del desarrollo de alta biomasa fitoplanctónica en Laguna del Sauce. Sin embargo, todos los valores de turbiedad registrados en este estudio son inferiores al límite descrito anteriormente de 30NTU (Crisci, et al., en prensa). Los resultados de nuestro estudio indicarían un rol conjunto de regulación de la biomasa de cianobacterias en el sistema, donde si bien los niveles de turbiedad no son superiores a los 30NTU, la limitante de NT actuaría en conjunto con la turbiedad limitando el desarrollo de altas biomasa de cianobacterias en el sistema.

Por otra parte, si bien la composición fitoplanctónica en general estaría regulada por múltiples variables ambientales, en el caso de las cianobacterias su composición estaría mayormente determinada por la conjunción de las concentraciones NT:PO₄.

Estudios previos realizados para lagos en Alemania por Dolman et al. (2012) indican que las diferentes especies de cianobacterias presentan respuestas diversas a las relaciones NT:PT, demostrando que ni todas las cianobacterias en su conjunto, ni las cianobacterias nostocales (que comparten la capacidad de fijación de N₂ atmosférico) deben ser consideradas como un grupo homogéneo en sus requerimientos de estos nutrientes, y que las relaciones entre estos nutrientes son clave para predecir la presencia de determinadas especies de cianobacterias. En este sentido, los resultados que aquí se presentan indican un patrón diferencial de la composición de especies de cianobacterias en función de las relaciones NT:PO₄, concordante con lo registrado por Dolman et al. (2012). Particularmente, cabe destacar que las especies presentes en altas biomasa, generadoras de floraciones en Laguna del Sauce: *Microcystis aeruginosa* y *Dolichospermum crassum*, poseen requerimientos similares de altos niveles de NT y un mínimo de 20µg.L⁻¹ de PO₄ para desarrollar altas

biomasas. Esto es de suma relevancia dadas las diferencias funcionales en cuanto a la capacidad de fijación de N₂ entre *M. aeruginosa* (Chroococcal) y *D. crassum* (Nostocal). Con base en estos resultados se destaca la importancia en el control de los niveles de NT en el sistema, lo cual podría prever la aparición de altas biomasa de estas especies. En este sentido, Conley et al. (2009) subrayan la importancia de controlar la entrada de ambos nutrientes (N y P) para controlar la eutrofización y, en consecuencia, sus efectos adversos asociados (floraciones de cianobacterias).

Estos resultados indican el rol clave de los nutrientes como factores ambientales asociados a la composición de fitoplancton en Laguna del Sauce y confirman el rol de la turbiedad como regulador de la biomasa fitoplanctónica en el sistema. En particular, se destaca el rol del NT sobre la biomasa de cianobacterias y las relaciones NT:PO₄, vinculados a la presencia diferencial de especies de cianobacterias potencialmente tóxicas. Los resultados de este trabajo son clave para el entendimiento de los procesos vinculados al fitoplancton en el ecosistema. Considerando el uso de la Laguna del Sauce como fuente de agua para potabilización, estos resultados pueden contribuir al desarrollo de indicadores fisicoquímicos sencillos basados en niveles de NTU y NT:PO₄ que permitan predecir la presencia de diferentes especies de cianobacterias.

Referencias

- Bonilla, S., Haakonson, S., Somma, A., Gravier, A., Britos, A., Vidal, L., De León, L., Brena, B., Pírez, M., Piccini, C., Martínez de la Escalera, G., Chalar, G., González-Pianna, M., Martigani, F. y Aubriot, L., 2015. Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. En: *INNOTEC*, 10, pp.9-22.
- Bonilla, S., 2009. *Cianobacterias planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión*. Montevideo: UNESCO; PSHI-VII. (Documento técnico, 16). ISBN 978-92-9089-138-3.
- Carmichael, W.W., 1992. Cyanobacteria secondary metabolites—the cyanotoxins. En: *Journal of applied bacteriology*, 72(6), pp.445-459.
- Carmichael, W.W., 1997. The cyanotoxins. En: *Advances in Botanical Research*, 27, pp.211-256.
- Carpenter, S.R., Stanley, E.H. y Vander Zanden, M.J., 2011. State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. En: *Annual Review of Environment and Resources*, 36, pp.75-99.
- Chorus, I., 2012. *Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences*. Berlín: Springer. ISBN-13: 978-3-642-64004-9.
- Chorus, I. y Bartram, J., 1999. *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Londres: E & FN Spon. ISBN: 0419239308.
- Conley, D.J., Pearl, H.W., Howarth, R.W., Boesch, D.F., Seitzinger, S.P., Havens, K.E., Lancelot, C. y Likens, G.E., 2009. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. En: *Science*, 232, pp.1014-1015.
- Crisci, C., Terra, R., Bidegain, M., Ghattas, B., Goyenola, G., Lagomarsino, J.J., M., Méndez, G., Pacheco, J.P. y Mazzeo, N., en prensa. Multi-model approach to predict phytoplankton biomass and composition dynamics in a eutrophic shallow lake. En: *Ecological Modelling*.
- De León, L. y Yunes, J., 2001. First report of a microcystin-containing bloom of the cyanobacterium *microcystis*

- aeruginosa in the La Plata River, South America. En: *Environmental Toxicology*, 16(1), pp.110-112.
- De León, L., 2002. Floraciones de cianobacterias en aguas continentales de Uruguay: causas y consecuencias. En: Domínguez, A. y Prieto, R.G., eds. *Perfil ambiental del Uruguay*, 2002. Montevideo: Nordan-Comunidad. pp.28-37.
- Dolman, A.M., Rücker, J., Pick, F.R., Fastner, J., Rohrlack, T., Mischke, U. y Widner, C., 2012. Cyanobacteria and Cyanotoxins: The Influence of Nitrogen versus Phosphorus. En: *PLoS ONE*, 7(6): e38757. doi:10.1371/journal.pone.0038757.
- Falconer, I.R., Burch, M.D., Steffensen, D.A., Choice, M. y Coverdale, O.R., 1994. Toxicity of the blue-green alga (cyanobacterium) *Microcystis aeruginosa* in drinking water to growing pigs, as an animal model for human injury and risk assessment. En: *Environmental Toxicology*, 9(2), pp.131-139.
- Falconer, I.R. y Humpage, A.R., 2005. Health risk assessment of cyanobacterial (blue-green algal) toxins in drinking water. En: *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2(1), pp.43-50.
- Ferber, L.R., Levine, S.N., Lini, A. y Livingston, G.P., 2004. Do cyanobacteria dominate in eutrophic lakes because they fix atmospheric nitrogen? En: *Freshwater Biology*, 49(6), pp.690-708.
- Guillard, R.L., 1978. Counting slides. En: Sournia, A., ed., 1978. *Phytoplankton manual*. Paris: Unesco. pp.182-190.
- Gravier, A., Britos, A., Vidal, L. y Pérez, M.C., 2017. *Protocolo de alertas por cianobacterias en los servicios de agua potable de OSE*. Montevideo: OSE. (Documento Técnico).
- Heisler, J., Gilbert, P.M., Burkholder, J.M., Anderson, D.M., Cochlan, W., Dennison, W.C., Dortch, Q., Gobler, C.J., Heil, C.A., Humphries, E., Lewitus, A., Magnien, R., Marshall, H.G., Sellner, K., Stockwell, D.A., Stoecker, D.K. y Suddleson, M., 2008. Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. En: *Harmful Algae*, 8, pp.3-13.
- Hillebrand, H., Durselen, C.D., Kirschtel, D., Pollingher, U. y Zohary, T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. En: *Journal of Phycology*, 35, pp.403-424.
- Hutchinson, G., 1973. Eutrophication. En: *American Science*, 61, pp.269-279
- Inda, H. y Steffen, M., eds., 2010. *Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada*. Montevideo: Editorial Montevideo. ISBN: 978-9974-0-0694-2.
- Khan, F. y Ansari, A., 2005. Eutrophication: an ecological vision. En: *The Botanical Review*, 71(4), pp.449-482.
- Koroleff, F., 1970. Revised version of direct determination of amonia of natural waters as indophenol blue. Int. Con. Explor. Sea C.M 1969/C9. ICES, Information on techniques and methods for sea water analysis. En: *Interlab. Rep.*, 3, pp.19-22.
- Lund, J., Kipling, C. y Le Cren, E., 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and statistical basis of estimating by counting. En: *Hydrobiologia*, 11, pp.143-170.
- Mazzeo, N., García-Rodríguez, F., Rodríguez, A., Méndez, G., Iglesias, C., Inda, H., Goyenola, G., García, S., Fosalba, C., Marroni, S., Crisci, C., Del Puerto, L., Clemente, J., Pacheco, P., Carballo, C., Kroeger, A., Vianna, M., Meerhoff, M., Steffen, M., Lagomarsino, J.J., Masdeu, M., Vidal, N., Teixeira de Mello, F., González, I. y Larrea, D., 2010. Estado trófico de Laguna del Sauce y respuestas asociadas. En: Inda, H. y Steffen, M., eds., 2010. *Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada*. Montevideo: Editorial Montevideo. pp.31-49. ISBN: 978-9974-0-0694-2.
- Merel, S., Walker, D., Chicana, R., Snyder, S., Baurès, E. y Thomas, O., 2013. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. En: *Environment international*, 59, pp.303-327.
- Moss, B., Madgwick, J. y Phillips, G., 1996. *A guide to the restoration of nutrient enriched shallow lakes*. Norwich: Environmental Agency. ISBN: 0948119292.
- Muller, R. y Wiedemann, O., 1955. Die bestimmung des nitrat-ions in Wasser. En: *Von Wasser*, 22, pp.247-271.
- Murphy, J. y Rilley, J.P., 1962. A modified single-solution method for the determination of phosphate in natural waters. En: *Analyt. Chim. Acta*, 27, pp.31-36.
- Nusch, E., 1980. Comparisons of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. En: *Archiv für Hydrobiologie Ergebnisse der Limnologie*, 14, pp.14-36.
- Pacheco, J.P., Iglesias, C., Meerhoff, M., Fosalba, C., Goyenola, G., Teixeira-de Mello, F., García, S., Gelós, M. y García-Rodríguez, F., 2010. Phytoplankton community structure in five subtropical shallow lakes with different trophic status (Uruguay): a morphology-based approach. En: *Hydrobiologia*, 646(1), pp.187-197.
- Pacheco, J.P., González-Madina, L., Clemente, J.M. y Mazzeo, N., 2016. *Análisis cualitativo y cuantitativo del fitoplancton de la Laguna del Sauce Maldonado – Uruguay*. Montevideo: OSE, UGD. (Informes hidrobiológicos semanales de calidad de agua).
- Paerl, H.W., 1997. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: importance of atmospheric deposition and groundwater as «new» nitrogen and other nutrient sources. En: *Limnology and Oceanography*, 42, pp.1154-1165.
- Paerl, H.W., Hall, N.S. y Calandrino, E.S., 2011. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climate-induced change. En: *Science of the Total Environment*, 409(10), pp.1739-45.
- Paerl, H.W. y Otten, T.G., 2013. Harmful cyanobacterial blooms: Causes, consequences and controls. En: *Microbial Ecology*, 65(4), pp.995-1010.
- Prepas, E. y Charette T., 2003. Worldwide eutrophication of water bodies: causes, concerns, controls. En: Sherwood, B., ed. *Treatise on geochemistry*. Vol. 9. Amsterdam Elsevier. pp.311-331.
- Rodríguez, A., Méndez, G., Kausas, S., Clemente, J., Kroger, A. y Mazzeo, N., 2010. Importancia de la carga externa e interna de nutrientes en el estado trófico de la Laguna del Sauce. En: Inda, H. y Steffen, M., eds., 2010. *Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada*. Montevideo: Editorial Montevideo. pp.53-61. ISBN: 978-9974-0-0694-2.
- Reynolds, C.S., 1987. Cyanobacterial water-blooms. En: *Advances in Botanical Research*, 13(C), pp.67-143.
- Reynolds, C.S., 2006. *The ecology of phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Robarts, R. y Zohary, T., 1987. Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. En: *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21, pp.391-399.
- Schindler, D.W., 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. En: *Limnology and Oceanography*, 51(1), pp.356-363



- Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, B.R., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Lying, M. y Kasian, S.E.M., 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. En: *PNAS*, 105(32), pp.11254-11258.
- Sienra, D. y Ferrari, G., 2006. Monitoreo de cianobacterias en la costa de Montevideo. En: Menafrá, R.; Rodríguez-Gallego, L.; Scarabino, F. y Conde, D., eds., 2006. *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. Montevideo: Vida Silvestre. pp.413-420. ISBN: 9974-7589-2-0.
- Smith, V. y Bennett, S., 1999. Nitrogen:Phosphorus supply ratios and phytoplankton community structure in lakes. En: *Archiv für Hydrobiologie*, 146, pp.37-53.
- Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., Lucassen, E.C.H.E.T., Van Der Velde, G. y Roelofs, J.G.M., 2006. Internal eutrophication: How it works and what to do about it – a review. En: *Journal of chemistry and ecology*, 22, pp.93-111.
- Stewart, I., Webb, P., Schluter, P. y Shaw, G., 2006. Recreational and occupational field exposure to freshwater cyanobacteria – a review of anecdotal and case reports, epidemiological studies and the challenges epidemiologic assessment. En: *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 5(6), pp.1-13.
- Tarczynska, M., G. Nalecz-Jawecki, Z. Romanowska-Duda, J. Sawicki, K. Beattie, G. Codd y Zalewski, M., 2001. Tests for the toxicity assessment of cyanobacterial bloom samples. En: *Environ. Toxicol.*, 16, pp.383-390.
- Uhelinger, V., 1964. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. En: *Archive de Science*, 17, pp.121-223.
- Utermöhl, H., 1985. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton-methodik. mitteilungen. En: *Internationale Vereinigung fuer Theoretische and Angewandte Limnologie*, 9, pp.1-38.
- Valderrama, J.C., 1981. The simultaneous analysis of total N and total P in natural waters. En: *Mar. Chem.*, 10, pp.1009-1022.
- Vidal, L. y Kruk, C., 2008. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) extends its distribution to Latitude 34°53'S: taxonomical and ecological features in Uruguayan eutrophic lakes. En: *Panamerican Journal of Aquatic Sciences*, 3, pp.142-151.
- Wetzel, R.G., 2001. *Limnology: Lake and river ecosystems*. San Diego: Academic Press. ISBN-13: 978-0-12-744760-5.
- WHO, 2004. *Guidelines for drinking-water quality*. Vol. 1. Singapore: World Health Organization. ISBN: 92 4 154674 3.

Uso de nuevas tecnologías en la prospección de recursos hídricos. Caso de estudio: Karst de la Formación Polanco, Uruguay

New technologies in water resources exploration.

Study Case: karst of the Polanco Formation– Uruguay

González Carreira, Leticia Ivón (1); Gaucher, Claudio (2); Collazo, Paula (2); Segovia, Daniel (1); Montañó, Jorge (3).

(1) Centro Universitario Regional del Este (CURE), Universidad de la República (UdelaR), Rocha, Uruguay.

(2) Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias Geológicas, Universidad de la República (UdelaR), Uruguay.

(3) GeoAmbiente, Uruguay.

Contacto: letigon@fcien.edu.uy

RECIBIDO: 31/3/2017 – APROBADO: 7/6/2017

Resumen

Antecedentes hidrogeológicos motivaron el desarrollo de modelos prospectivos de aguas subterráneas en rocas carbonáticas de la Formación Polanco (Ediacárico). Se realizó relevamiento de campo, fotográfico (SGM, Google Earth y Drone Phantom 2 Vision+), y se generaron modelos 3D de terreno para interpretar las características morfo-estructurales del relieve kárstico. Se relevaron perforaciones y datos geoelectrónicos. Se complementaron técnicas prospectivas habituales con tecnologías de acceso remoto al terreno, para generar un modelo prospectivo específico para estas litologías. Como resultado se constató la existencia de pliegues que generan un relieve invertido con dolinas tipo «taza» y «tubo», un relieve kárstico tipo lapiaz, tres manantiales y el desarrollo de pozos con un caudal promedio de 30 m³/h. La composición hidrogeoquímica corresponde a aguas bicarbonatadas – cálcicas de calidad de agua mineral natural.

Palabras clave: Carbonatos, kárstico, manantiales, Drone, agua mineral.

Abstract

The hydrogeological background in Polanco formation (Ediacaran) has raised interest regarding the development of prospective models of groundwater flow. Field survey and photographic analysis (SGM, Google Earth and Drone Phantom 2 Vision+) were carried out to generate a 3D digital model of the geographical area in order to understand the morphostructural features of karstic relief. Drilling data and geoelectric studies were also examined. Regular prospective techniques were complemented with remote access technologies, aiming to generate a specific prospective model for these lithologies. As a result, folds with inverted relief including sinkholes, limestone pavements, springs and wells with an average production of 30 m³/h. Hydrogeochemical analysis of groundwater shows dominant calcium-bicarbonate composition alike natural mineral water.

Keywords: Carbonates, karstic, springs, Drone, mineral water.

Introducción

Los acuíferos kársticos presentan un notable interés económico ya que la infiltración en rocas carbonáticas suele ser superior a la de los sedimentos detríticos, lo que resulta en aguas de muy buena calidad y caudales significativos. La circulación del agua en estos acuíferos ocurre mediante el desarrollo de porosidad secundaria, a través de estructuras de disolución de rocas carbonáticas (tubos verticales, huecos y cavernas) (Custodio y Llamas, 1983). Las formas kársticas superficiales se generan a partir de la disolución de los carbonatos, configurando un modelado del terreno denominado «paisaje kárstico». Así como estas estructuras se manifiestan superficialmente, también existe un modelado subterráneo que las acompaña. Algunas de las formas más comunes son:

lapiaz, dolinas, úvulas, poljes y ponor (Huizar Álvarez y Oropeza Orozco, 1989). Los karsts presentan vulnerabilidad intrínseca a la contaminación, debido a la importante infiltración y la velocidad de circulación del agua en estos sistemas, donde eventos de contaminación puntual pueden generar plumas de rápido avance en grandes extensiones geográficas. En Uruguay, el Grupo Arroyo del Soldado (GAS) corresponde a una sucesión plataformal marina preservada como cobertura del Terreno Nico Pérez (TNP; Gaucher, et al., 1996; Gaucher, 2000) de edad Ediacárico tardío (Gaucher, et al., 2004b, 2007, 2009; Blanco, et al., 2009; Frei, et al., 2011) a Cámbrico Inferior (Sprechmann, et al., 2004) (Figura 1). El GAS está integrado entre otras por la Formación Polanco (FP), una de las unidades de mayor extensión geográfica del GAS, representada por potentes depósitos carbonáticos de

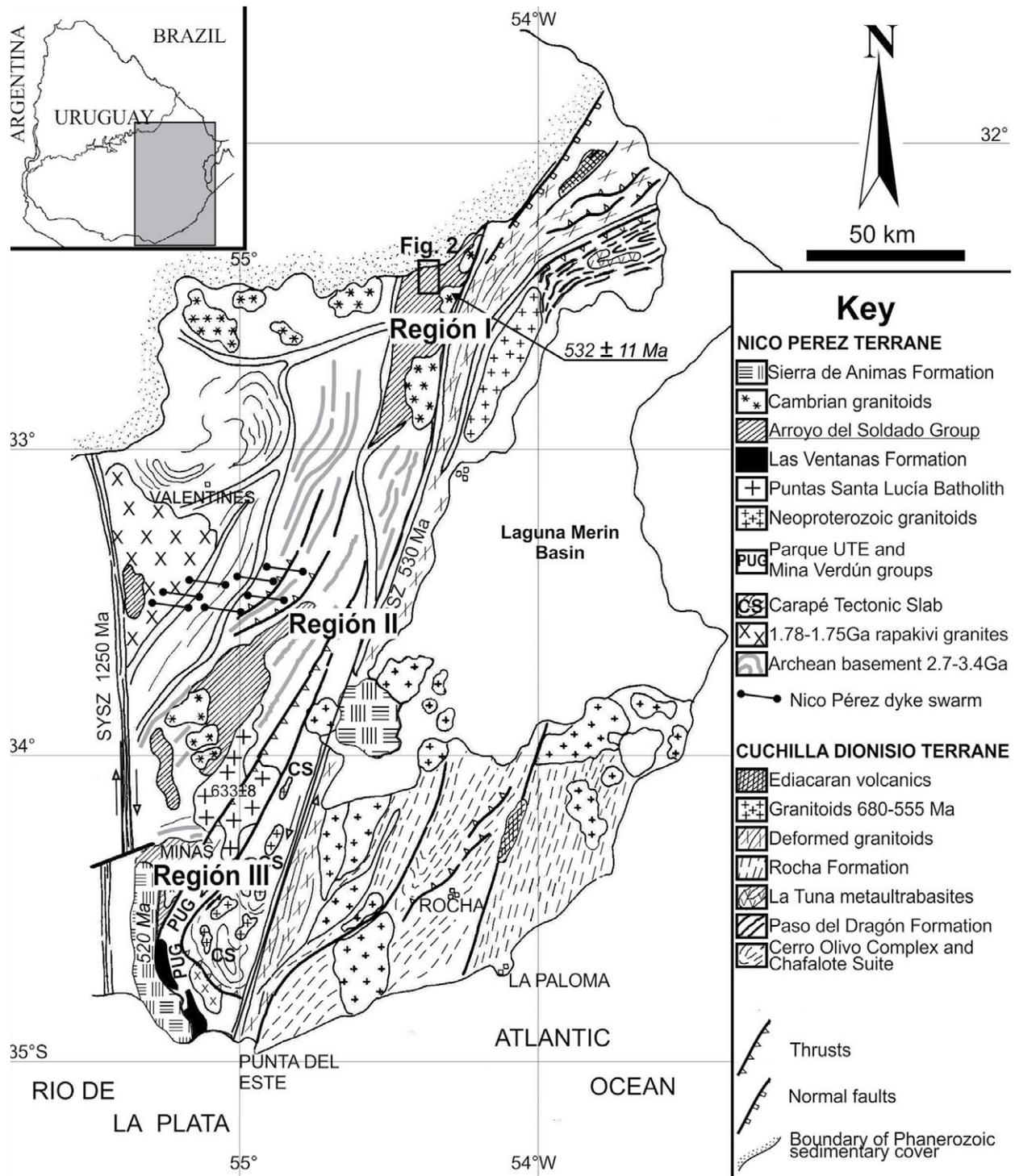


Figura 1. Mapa geológico del Terreno Nico Pérez con las áreas de afloramiento del Grupo Arroyo del Soldado. Se observan las regiones donde se hicieron estudios a detalle (Bossi y Gaucher, 2004; Frei, et al., 2011).

hasta 900 m de espesor, cuyas facies predominantes son las ritmitas caliza-dolomía, si bien también ocurren las calizas y las dolomías puras (Gaucher, et al., 1996, 1998, 2004a, 2009; Gaucher, 2000, 2014). En superficie estas áreas calcáreas están karstificadas y presentan una cobertura de suelos rojos («terra rossa»), a veces de varios metros de potencia (Preciozzi, et al., 1988). La Formación Polanco es de relevancia como fuente de recursos minerales, tanto las calizas para la producción de cemento y cal, como las cada vez más valiosas aguas minerales,

que motiva a empresas de prestigio nacional e internacional a desarrollar sus fuentes de explotación en estas litologías. En igual sentido, Bossi y Navarro (2000) caracterizan una serie de provincias hidrogeológicas para Uruguay; para la región este identifican bancos carbonáticos con variación en el relieve, en la fracturación, en los caudales puntuales y en la surgencia, aunque la composición química de las aguas se mantiene constante. Esto indica que las condiciones son propicias para su explotación.

Estas evidencias motivaron la realización de un estudio en detalle sobre las características de las estructuras de los carbonatos de la Formación Polanco, aplicando tecnologías innovadoras que permitieran abordar con integralidad las áreas seleccionadas para esta investigación.

El objetivo general de este trabajo fue identificar las condiciones geológicas que permiten la generación de un acuífero kárstico y fuentes de agua mineral utilizando herramientas de relevamiento de terreno.

Entre los objetivos específicos se encuentran:

- Estudiar la geología en detalle de la Formación Polanco en los departamentos de Treinta y Tres y Lavalleja mediante fotointerpretación, trabajo de campo y relevamiento fotográfico de un dron.
- Determinar las características hidráulicas del acuífero y las condiciones geológicas que permiten la acumulación del recurso.
- Elaborar un modelo prospectivo para aguas minerales en carbonatos de la Formación Polanco.

Materiales y Métodos

Se consideraron para este estudio tres regiones donde aflora la Formación Polanco, en los departamentos de Treinta y Tres y Lavalleja, que de norte a sur se identifican como:

- Región I: Sinclinal del Este (Preciozzi, et al., 1988; Gaucher, 2000).
- Región II: Sinclinal del Arroyo Tapes Grande (Gaucher, 2000).
- Región III: alrededores de la ciudad de Minas (Gaucher, et al., 2004).

Fase de gabinete

Para el estudio geológico, estructural y geomorfológico se realizó la fotointerpretación a escala 1/20.000 de las fotos aéreas (133-074 a la 076; 177-140 a la 14135-152 a la 154) del Plan Cartográfico del Servicio Geográfico Militar (SGM) del año 1966-67, así como el análisis de imágenes satelitales obtenidas a través del programa Google Earth.

Fase de campo

Se realizó el relevamiento geológico y geomorfológico de las áreas de estudio, atendiendo especialmente la geología estructural (pliegues, fallas, diaclasado) y las geoformas kársticas. Se sobrevoló a 150 m de altura las regiones estudiadas con un dron (DJI Phantom II Vision +) (Figura 2) y se obtuvieron ortofotos con solapamiento de un 60 %. Fueron relevadas las perforaciones en el área y se determinó su profundidad, nivel piezométricos, caudal y posición en el terreno. Se emplearon datos geoelectrónicos S.E.V. (sondeos eléctricos verticales), proporcionados por la empresa consultora GeoAmbiente, que permitieron interpretar información obtenida en campo.

Tratamiento de datos

Para el diseño de mapas geológicos-estructurales se utilizó el programa Map Info-Discover (versión 10.5), junto con datos

de fotos aéreas e imágenes satelitales de Google Earth Pro. En el procesamiento de los datos estructurales se empleó el programa StereoNet (versión 1.0.1).



Figura 2. Dispositivo aéreo no tripulado (DRONE DJI - Phantom II Vision +).

El análisis morfoestructural se completó con el estudio de la geomorfología de las áreas mediante un modelo digital de terreno 3D generado a partir de las imágenes obtenidas mediante el vuelo del dron, aplicando el software Agisoft Photoscan. Para la realización de los diagramas y el tratamiento de las imágenes tomadas a las estructuras y afloramientos fueron empleados los programas Corel Draw X6 y Adobe-PHOTOSHOP.

Resultados

Se presentan los resultados obtenidos mediante el relevamiento sobre el terreno. Se incluye la descripción de afloramientos, fotolectura, análisis de los modelos 3D de terreno, cortes geológicos, estudio de lineamientos de la red de drenaje, fracturas, cabalgamientos y aspectos geomorfológicos característicos del relieve de un sistema kárstico.

Geología y geomorfología

Región I

Las litologías que conforman el Sinclinal del Este corresponden a las formaciones Yerbal, Polanco y Cerro Espuelitas, desde la base hacia el tope y constituyen el pasaje transicional. La Formación Polanco está representada por bancos de calizas puras, calizas dolomíticas e intercaladas con calcoarenitas. Es un pliegue Sinclinal recumbente, con plano axial N45°E, buzando entre 35° y 40° al NW. Operan cabalgaduras con vergencia al SE, que generan límites marcados al N y S del área del sinclinal (Figuras 3 y 4). Desde el NW hacia el SE se realizó un corte geológico sobre el área del sinclinal, donde se aprecia la disposición de las unidades y las estructuras que operan (Figura 5). La dirección del corte geológico corresponde al sector donde se cuenta con datos de sondeos verticales e hidrogeológicos. El análisis de los lineamientos se complementó con diagramas de rumbos (Figura 6). La dirección predominante corresponde a N 35° a 45° E, valor que coincide con el rumbo de los cabalgamientos en los sectores NW y SE del área y con la dirección del eje del pliegue. En menor proporción se observan lineamientos con rumbo N 60° a 70° E.

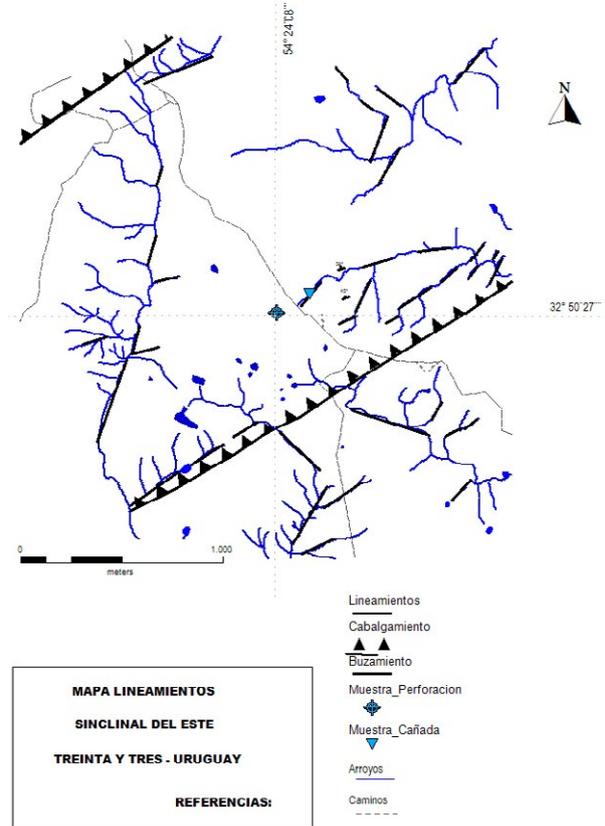
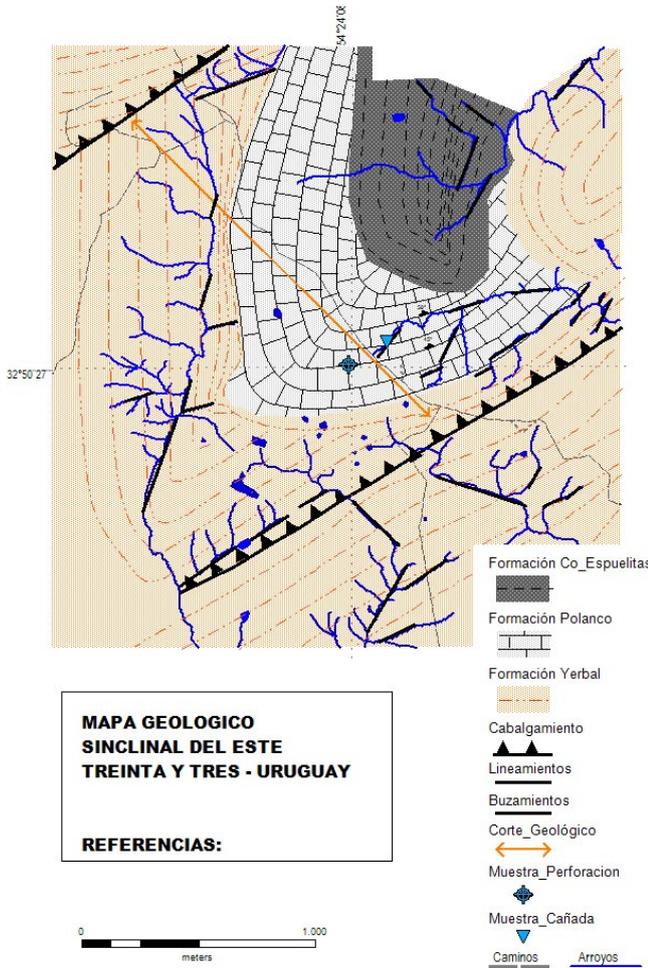


Figura 4. Mapa de lineamientos de la Región I (Sinclinal del Este), Treinta y Tres.

Figura 3. Mapa geológico de la Región I (Sinclinal del Este), Treinta y Tres.

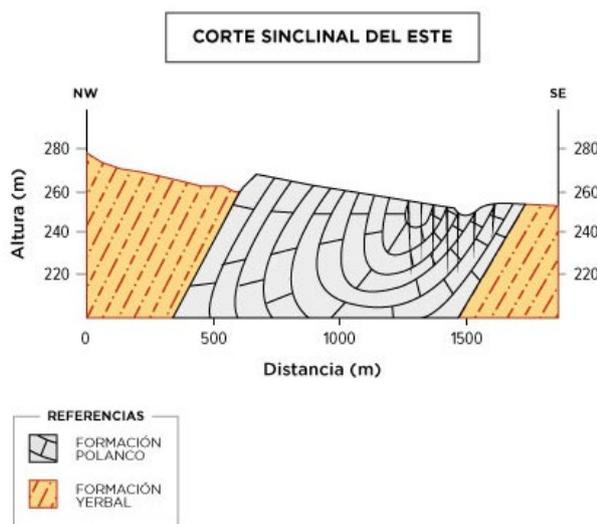


Figura 5. Corte geológico de la región I (Sinclinal del Este), Treinta y Tres.

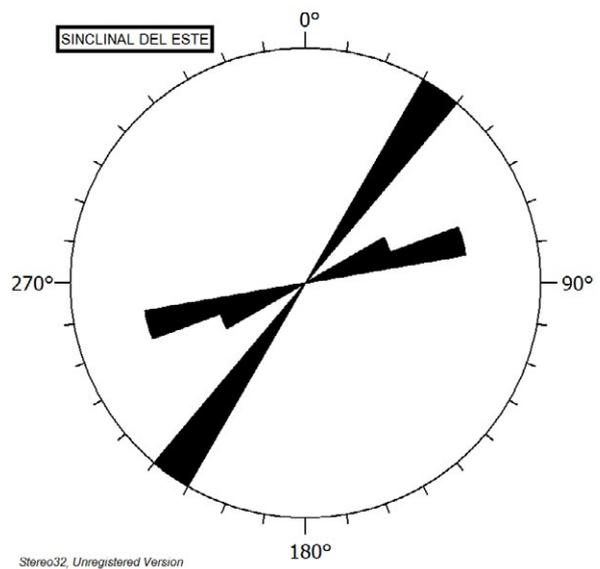


Figura 6. Rosa de rumbos de lineamientos para la Región I, Sinclinal del Este, Treinta y Tres. La dirección N 35° a 45° E corresponde al eje del sinclinal, estructura sobre la cual se desarrolla la perforación Sinclinal del Este 1 y a los cabalgamientos que se indican en la cartografía. La dirección N 60° a 70° E corresponde a fallas de menor presencia en el área.

En primera instancia, las estructuras en superficie se consideran posibles manifestaciones superficiales de la existencia de un sistema kárstico. Estas estructuras son relevantes en este estudio y corresponden a cuerpos de agua temporales («ojos de agua»), los cuales se disponen en su mayoría sobre los metasedimentos de la Formación Yerbal. En las imágenes tomadas por el *drone* se pudo corroborar el aspecto temporal de estos cuerpos de agua, ya que en las fotos aéreas del año 1966-1967 la distribución de los «ojos de agua» también difiere con imágenes satelitales históricas registradas en Google Earth. Se constató que la mayor concentración de este fenómeno de acumulación de agua ocurre sobre las pelitas de la Formación Yerbal (Figura 7). Los datos proporcionados por el SEV indican que estos «ojos de agua» corresponden a manifestaciones superficiales, ya que esa agua se acumula en una zona plana sobre un sustrato de baja permeabilidad con un espesor de 20 metros y estos materiales resultan poco favorables para la circulación del agua en dirección vertical. En otras palabras, se trata de acumulaciones de aguas pluviales.



Figura 7. Cuerpos de agua temporales desarrollados sobre la Formación Yerbal, próximos al contacto con los carbonatos de la Formación Polanco en el Sinclinal del Este. Foto tomada desde el *drone* (coordenadas al centro de la foto: X: 32°50'36'', Y: 54°24'10'', fecha: 19/9/15).

En el área de afloramiento de los carbonatos se observa el desarrollo de depresiones en el terreno que se disponen respetando determinado patrón lineal. Estas estructuras fueron corroboradas y se registraron con un padrón de escala de referencia. La dirección de estas estructuras corresponde al rumbo N 40° E, valor que coincide con la dirección que prevalece en el diagrama de la rosa de lineamientos y con el rumbo del eje del pliegue y los cabalgamientos que afectan este sector. Las dolinas son estructuras exokársticas que se caracterizan por ser depresiones en la superficie del terreno que se comportan como áreas de infiltración, ya que se comunican con el drenaje subterráneo y, según su morfogénesis, pueden ser clasificadas en diferentes tipos (Huizar y Oropeza, 1989). En la Región I se identificó un relieve kárstico de buen desarrollo asociado a las calizas de la Formación Polanco, con estructuras de disolución evidentes. Se registraron estas estructuras en superficie mediante foto en planta e imágenes obtenidas por el *drone* (Figura 8). Se identificaron dolinas tipo «taza» donde se observan los procesos de disolución y subsidencia con el desarrollo de suelos tipo «terra rossa». Estas estructuras están asociadas a un control estructural vinculado a la dirección del eje del pliegue del Sinclinal del Este. La concentración de dolinas tipo «taza»

está asociada a la dirección N 40° a 45° E que corresponde a la dirección del eje del pliegue. Los modelos digitales de terreno generados a partir de las imágenes capturadas por el *drone* permiten obtener una visión panorámica de estas estructuras kársticas. Morfoestructuralmente, este pliegue constituye un relieve deprimido, que alberga las depresiones kársticas en la dirección N 40° a 45° E. Los datos registrados con el SEV indican que próximo a este sector las condiciones de subsuelo son favorables para hallar aguas subterráneas, ya que los valores de resistividad descienden indicando una elevada permeabilidad, en torno al nivel -60 m (Montaña, J., com. pers., julio de 2015).

En segunda instancia, se identificaron estructuras de disolución en calizas del Sinclinal del Este, con aparente desarrollo vertical mayor que el diámetro de apertura en superficie, donde la corrosión vertical se profundiza y es posible encontrar bloques colapsados desde sectores más profundos en el sector deprimido. Estas estructuras deprimidas se clasificaron como dolinas tipo «pozo»; varias se encuentran descubiertas y otras han sido aprovechadas por el monte nativo para implantarse y desarrollarse en estas cavidades profundas (Figura 9).



Figura 8. Distribución de estructura de depresión del terreno (Dolinas tipo «taza»), acompañan el rumbo N 45° E. Sinclinal del Este, Treinta y Tres. Dolinas tipo «taza» observadas en planta (1 y 2). Secuencia de Dolinas tipo «taza» observadas con imágenes *drone* (3) (coordenadas: X: 32°50'22'', Y: 54°24'10'', fecha: 19/9/15).



Figura 9. Diversidad de formas de relieve kárstico conformando dolinas tipo «pozo». Para 1 y 2 no fue posible alcanzar la base de la depresión. En 3 se observa la base del orificio cerca de la superficie, generando las condiciones para la implantación de retoños de monte nativo. En 4 se observa la corrosión en superficie de las calizas, con sectores de colapso en la estructura, y al fondo se ve el desarrollo de monte nativo sobre este tipo de estructuras. Se observa el color gris oscuro característico de las calizas.

Región II

La Formación Polanco se caracteriza por ritmitas de intercalación milimétrica a centimétrica de calizas y dolomías en esta región. Sobre estas litologías hay manantiales que se registran en la cartografía. Se desarrollan estructuras cabalgantes con buzamientos casi verticales o de bajo ángulo, de rumbo predominante NE-SW, que afectaron la secuencia sedimentaria (Figura 10). En el mapa de lineamientos se muestran las principales direcciones estructurales sobre la red de drenaje (Figura 11). También se realizó un corte geológico NW-SE, paralelo al desarrollo del cauce del arroyo, para relevar los afloramientos de carbonatos que se disponen en esa dirección (Figura 12).

La dirección de mayor presencia es N 50° a 60° E. Se observa este patrón paralelo a la interstratificación de los carbonatos aflorantes. Este fenómeno es un indicio favorable de circulación de agua, ya que en esos planos se observa disolución de carbonatos. Con menor frecuencia se encuentran los lineamientos de dirección N60°W y N - S, asociados a fallas que se observan sobre la red de drenaje (Figura 13). Estas orientaciones se asocian probablemente a la acción de las cabalgaduras con vergencia al NW, que actúan al NW y SE de esta zona y que notoriamente generan un patrón de estructuración intenso.

La distribución de los rasgos estructurales sobre los carbonatos de esta formación permite que se genere una intensa fracturación en superficie. Estas estructuras se registraron en el terreno con imágenes en planta y con el vuelo del *drone*

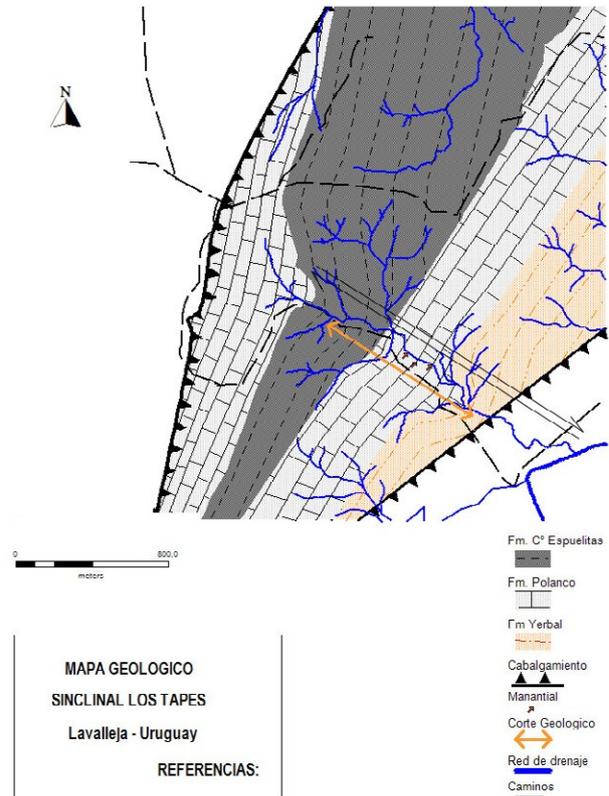


Figura 10. Mapa geológico de la Región II (Sinclinal Tapes Grande), Lavalleja.

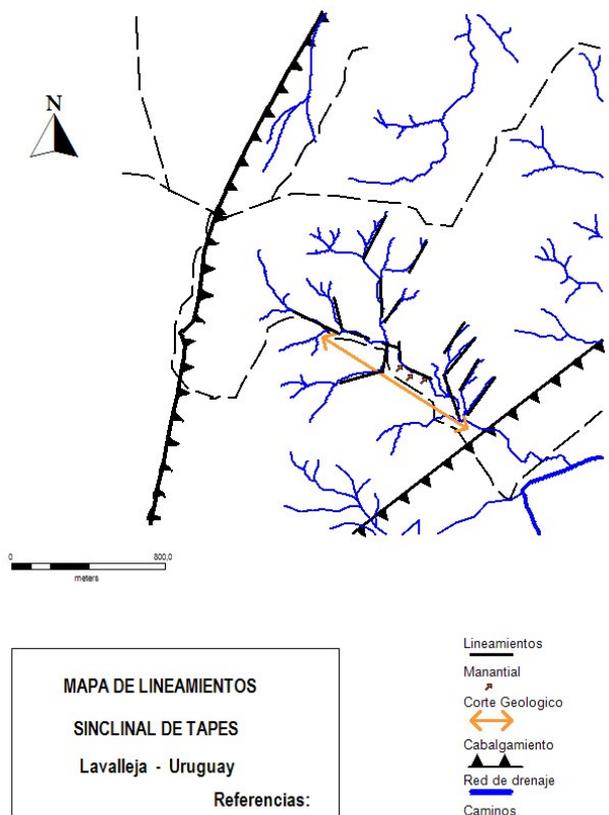


Figura 11. Mapa de lineamientos de la Región II (Sinclinal Tapes Grande), Lavalleja.

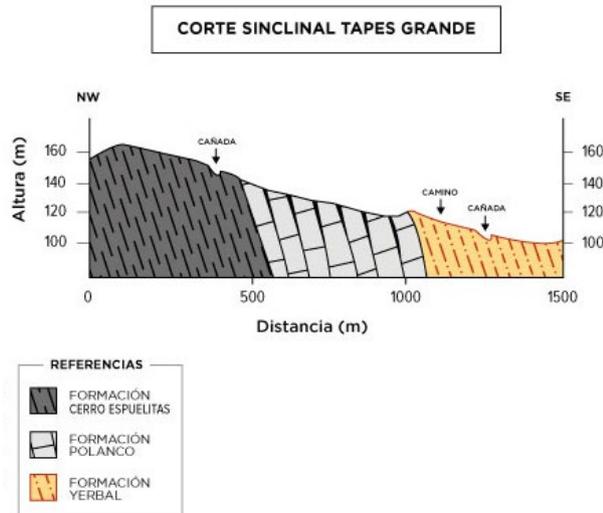


Figura 12. Corte geológico NW-SE (Sinclinal Tapes Grande), Lavalleja.

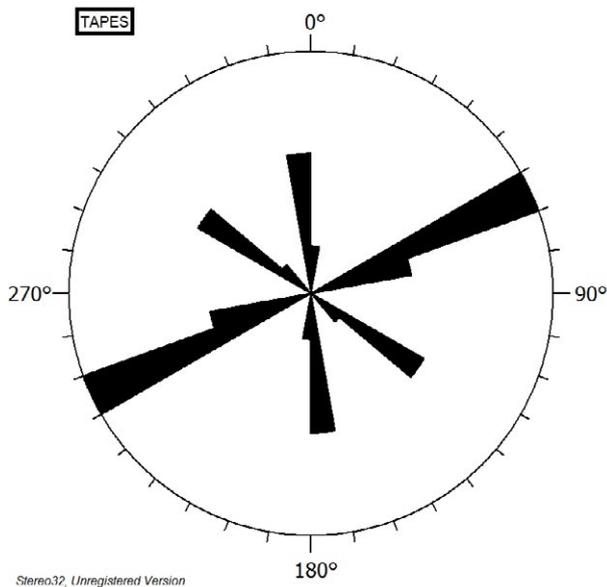


Figura 13. Rosa de rumbos de lineamientos para la Región II, Sinclinal de Tapes Grande, Lavalleja. La dirección N50°-60°E es la de mayor presencia y coincide con la superficie So y se asocia probablemente a la cabalgadura que actúa al SE del área. El valor N 60° W corresponde a fallas transcurrentes que direccionan la red de drenaje. Los lineamientos N-S corresponden a la cabalgadura al NW del área.

(Figura 14). Los modelos digitales de terreno permiten visualizar las estructuras exokársticas que se desarrollan en la superficie de la roca como consecuencia de la erosión del agua, aprovechando fracturas y diaclasas.

Los lineamientos de dirección N60°W relevado sobre la red de drenaje se asocian a fallas transcurrentes. La alineación N60°E coincide con la orientación de la cabalgadura al SE del área y corresponde a la estratificación de las ritmitas carbonáticas. Esta característica favorece al desarrollo de un relieve kárstico tipo Lapiaz. Esta forma de disolución kárstica se caracteriza por presentar en superficie un relieve irregular, producto de la corrosión del agua a través de las discontinuidades (Figura 15).

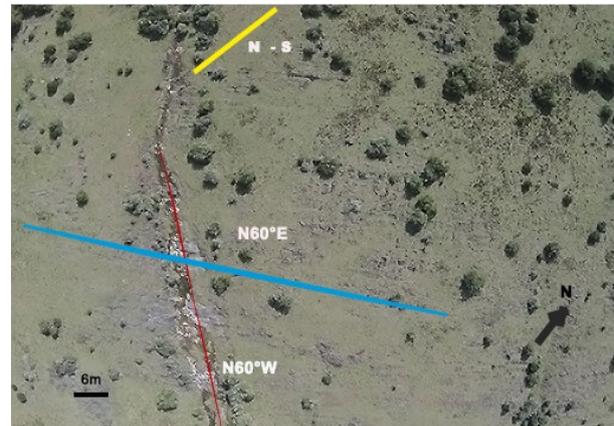


Figura 14. Imagen de *drone* donde se visualizan los lineamientos estructurales en superficie y se observan con claridad la estratificación N60°E y la falla N60°W. Las estructuras N-S se ven suaves sobre el extremo superior de la foto. Sinclinal Tapes Grande, Lavalleja (coordenadas del centro de la foto: X: 33°57'59'', Y: 54°57'36'', fecha: 19/9/15).

Esta forma kárstica superficial se genera por disolución de la roca calcárea y causa surcos paralelos y longitudinales que pueden interferir con las diaclasas y dar lugar a estructuras arborescentes. La ausencia de cobertura edáfica y una pendiente mayor a 10° favorecen la dinámica del sistema (Figura 15; foto 2). También se encuentran hoyos y nichos cilíndricos que se concentran en sectores donde se entrecruzan las estructuras N60°E y N60°W (Figura 15; fotos 1, 3 y 4).



Figura 15. Estructuras kársticas relevadas en afloramientos. Se muestra la concordancia de la estructura con las orientaciones; N60°E coincide con lineamientos y estratificación, N60°W corresponde a fallas que favorecen el desarrollo de estructuras kársticas (fotos 1 y 4). Relieve kárstico de características irregulares en superficie asociado a las diaclasas (foto 2). Estructura kárstica de fractura por diaclasas (foto 3).

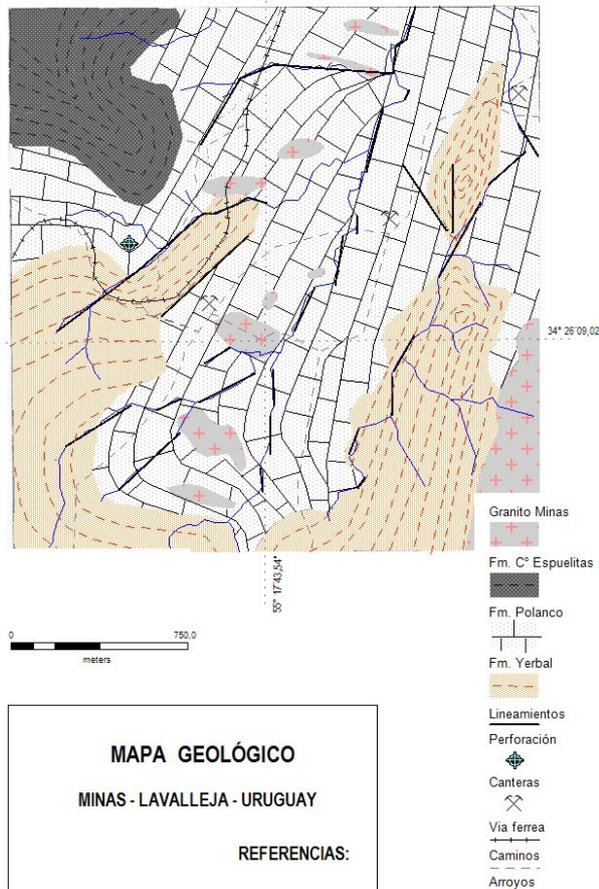


Figura 16. Mapa geológico-estructural de la Región III (Minas). Se muestra la ocurrencia de la secuencia sedimentaria del GAS, particularmente los afloramientos de los carbonatos de la formación Polanco. Ampliado del mapa presentado por Gaucher et al. (2004a).

Región III

Se realizó el relevamiento de fotointerpretación con apoyo de imágenes de Google Earth; no se obtuvieron premisos para aplicar otras técnicas. Al sur de la ciudad de Minas se observó el pasaje transicional de las Formaciones Yermal, Polanco y Cerro Espuelitas (Ediacárico) con intrusiones del Granito de Minas y en contacto tectónico con otras unidades (Gaucher, et al., 2004) (Figura 16). Se reconocieron grandes elevaciones de rumbo NS (ZCSY) y N30°E (Lineamiento Arroyo La Plata) en esta región e intensos plegamientos donde la secuencia sedimentaria del GAS se encuentra afectada.

Hidrogeología

Se tomaron medidas de nivel de agua de cada pozo para un periodo comprendido entre marzo de 2012 y agosto de 2015. Se graficaron estos datos, mostrando el comportamiento del nivel de agua en cada uno (Figura 17). Se compararon las variaciones del nivel de agua en los pozos con el índice de precipitación estandarizado que mide el exceso o déficit de precipitación para un lugar dado en un periodo de tiempo y lo compara con valores históricos del periodo comprendido entre 1981 y 2010 (Figura 18) (Instituto Uruguayo de Meteorología, [s.d.]

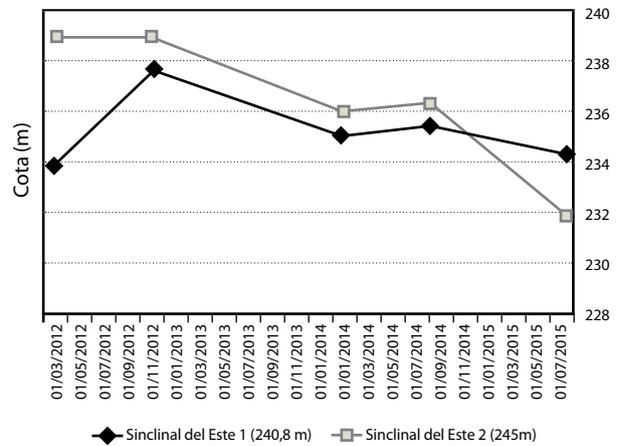


Figura 17. Gráfico de Nivel de agua en dos pozos del Sinclinal del Este, Treinta y Tres. La cota en el terreno para Sinclinal del Este 1 es de 240, 8 m y para Sinclinal del Este 2 es de 245 m.

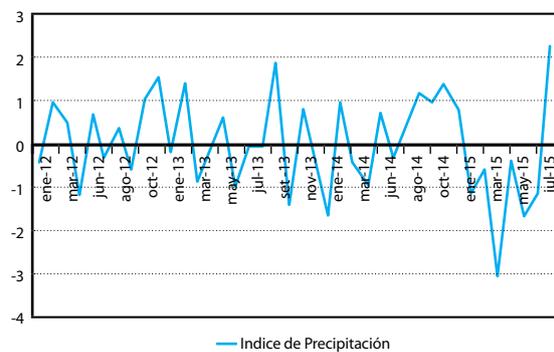


Figura 18. Gráfico de Índice de Precipitación Estandarizado para Treinta y Tres, entre 1/12 y 8/15. Valores mayores que cero indican que la precipitación fue superior al valor normal del lugar, valores menores a cero indican que la precipitación fue menor que el valor estándar.

Se observó que existe relación entre la recarga de los pozos. En el periodo (diciembre 2012 – setiembre 2014) la recarga entre ambos sistemas se mantuvo en relación constante. Luego, la recarga disminuyó sensiblemente: entre febrero y mayo de 2015 hubo un descenso pluviométrico registrado en la región y se observó que el nivel de agua en el pozo 2 descendió con mayor pendiente que el pozo 1. Esto es coherente con la hidrodinámica de los sistemas kársticos: rápida respuesta inicial a la recarga y evolución condicionada por los circuitos de circulación en cada caso. En la región II se registró un sistema de manantiales que surgen a los lados de la red de drenaje en los niveles de ritmitas finas de calizas y dolomías. La red de drenaje responde a un sistema de fallas de dirección N60°W que se superpone a la estratificación N60°E y un tercer evento de dirección N-S afecta estas litologías. Entre la intersección de las estructuras N60°W y N60°E se generan estructuras propias del relieve kárstico como hoyos y nichos cilíndricos. En los niveles de interstratificación de



Figura 19. Manantial surgente en la Región II, Tapes.

calizas y dolomías se da la surgencia natural de aguas subterráneas (Figura 19). Para este sistema se midió el caudal de la surgente, arrojando un valor de 1200 l/h en setiembre de 2014 y en junio de 2015 estos niveles de agua subterránea no se manifestaron en superficie. El descenso del nivel de agua que se registró en boca de pozo en la Región del Sinclinal del Este también se observó, con menor precisión, en la Región del Sinclinal de Tapes con la ausencia de surgentes.

Discusión y Conclusiones

En las tres regiones analizadas la secuencia sedimentaria del GAS está representada por las Formaciones Yermal, Polanco y Cerro Espuelitas, desde la base hacia el tope, con el pasaje transicional entre cada unidad.

Los carbonatos de la Formación Polanco en la Región I (Sinclinal del Este) y III (Minas) se caracterizan por constituir bancos de calizas, calizas dolomíticas y calcarenitas. En cambio, para la Región II (Tapes) la Formación Polanco está representada por ritmitas de intercalación milimétrica a centimétrica de calizas y dolomías.

En la Región I la Formación Polanco conforma un sinclinal con plano axial N 45° E entre dos cabalgaduras, una al NW y otra al SE, del área de afloramiento. Esta estructura

coincide con los rumbos de los lineamientos registrados sobre la red de drenaje, que oscilan entre N 35° a 45° E. Las Formaciones Yermal y Cerro Espuelitas se comportan como niveles muy poco permeables hidrogeológicamente. En particular la Formación Yermal, que se ubica en los niveles topográficos más elevados del área, genera en superficie depresiones en las que se desarrollan cuerpos de agua temporales. Los resultados del SEV indican que no corresponden a manifestaciones superficiales de agua subterránea, ya que el sustrato presenta un nivel que supera los 20 m con valores altos de resistividad.

Cabe resaltar que en este estudio se definen, por vez primera, estructuras kársticas en los carbonatos de la Formación Polanco, cuyas características se detallan a continuación. Se desarrolla un relieve kárstico sobre la Formación Polanco, donde se identifican dolinas tipo «taza» con dirección N 45° E, en igual dirección del eje del pliegue, las estructuras cabalgantes y los principales lineamientos. Se relevaron dolinas tipo «pozo» abiertas con colapso de las estructuras de las que no se alcanzó la base y que permitieron, a su vez, la implantación de monte nativo en los casos en que los orificios estuviesen rellenos. Morfoestructuralmente, el pliegue constituye un relieve deprimido, albergando en las cercanías del plano axial, de dirección N 40° a 45° E, depresiones kársticas, estructuras de circulación y acumulación de agua subterránea. Se estima que el karst en calizas plegadas se desarrolla aprovechando el drenaje de plano axial y es en esta estructura donde se ubica la perforación de caudal 30 m³/h.

En la Región II se desarrollan cabalgaduras de rumbo NE-SW que afectan a la secuencia sedimentaria. De todos modos, los lineamientos N 50° a 60° E son dominantes y corresponden a la So de estratificación de los carbonatos. También se encuentran fallas N 60° W y N-S. A partir de estas estructuras se identifica un relieve kárstico tipo lapiaz con desarrollo de hoyos y nichos cilíndricos, que se concentran en sectores donde se entrecruzan las estructuras N 60° E y N 120°, y tres manantiales donde la So y su intersección con la falla N 60° W, que permiten la surgencia de agua subterránea. En este caso se observa un comportamiento diferente al de las calizas puras, donde el karst aprovecha el clivaje de plano axial. En los carbonatos más dolomíticos, las fallas parecen jugar un papel importante en el desarrollo del karst. Esto responde posiblemente a la diferente reología de la calcita y la dolomita. El esfuerzo necesario para que fluya la dolomita a bajas temperaturas (~ 200 °C) es de 10 órdenes de magnitud superior a la calcita (Delle Piane, et al., 2008). Esto significa que a bajas temperaturas la dolomita presentará deformación frágil, pero la calcita puede deformarse de forma plástica. A temperaturas de 550 – 600 °C, empero, ambas presentan similares valores de esfuerzos de flujo («flow stress»; Delle Piane, et al., 2008).

En todas las regiones el déficit hídrico registrado entre febrero y mayo de 2015 afectó la surgencia, impidiendo su registro en superficie. En las perforaciones en el Sinclinal del Este, el pozo de mayor caudal presentó mayor estabilidad frente a la variación de las condiciones climáticas. Considerando la diferencia de cota en el nivel estático de los pozos Sinclinal del Este se estima que existe independencia en el sistema kárstico del pozo 1 respecto al pozo 2.

Este trabajo representa un paso significativo orientado a la prospección de fuentes de agua con especial énfasis en las aguas minerales de mesa, que constituyen uno de los recursos minerales de Uruguay y su explotación se encuentra en creciente desarrollo nacional, regional y mundial.

Reconocimientos

A PEDECIBA Geociencias por confiar en la propuesta y brindar el apoyo económico necesario. A GeoAmbiente, por las comunicaciones útiles y su participación en este trabajo. A colegas y amigos que participaron con aportes, salidas de campo, materiales y sugerencias. Especialmente a Gonzalo Blanco, Héctor Ferrizo y Leticia Chiglino.

Referencias

- Blanco, G., Rajesh, H. M., Gaucher, C., Germs, G. J. B. y Chemale Jr., F., 2009. Provenance of the Arroyo del Soldado Group (Ediacaran to Cambrian, Uruguay): Implications for the paleogeographic evolution of southwestern Gondwana. En: *Precambrian Res*, 171, pp.57-73.
- Bossi, J. y Navarro, R., 2000. *Recursos minerales del Uruguay*. Montevideo: Ediciones Rojobona.
- Bossi, J. y Gaucher, C., 2004. The Cuchilla Dionisio Terrane, Uruguay: an allochthonous block accreted in the Cambrian to SW-Gondwana. En: *Gondwana Res*, 7(3), pp.661-674.
- Custodio, E. y Llamas, E., 1983. *Hidrología subterránea*. T. 1 y 2. Barcelona: Ediciones Omega.
- Delle Piane, C., Burlini, L., Kunze, K., Brack, P. y Burg, J.P., 2008. Rheology of dolomite: large strain torsion experiments and natural examples. En: *Journal of Structural Geology*, 30, pp.767-776.
- Frei, R., Gaucher, C., Poulton, Døssing, L. N. y Sial, A. N., 2011. Chromium isotopes in carbonates – a tracer for climate change and for reconstructing the redox state of ancient seawater. En: *Earth and Planetary Science Letters*, 312, pp.114-125.
- Gaucher, C., Sprechmann, P. y Shipilov, A., 1996. Upper and middle proterozoic fossiliferous sedimentary sequences of the Nico Pérez Terrane of Uruguay litostratigraphic units, paleontology, depositional environments and correlations. En: *Neues Jahrbuch für Geologie und Paläontologie, Abh*, 199, pp.339-367.
- Gaucher, C., Sprechmann, P. y Montaña, J., 1998. New advances on the geology and paleontology of the Vendian to Cambrian Arroyo del Soldado Group of the Nico Pérez Terrane of Uruguay. En: *N. Jb. Geol. Paläont. Mh*, 2, pp.106-118.
- Gaucher, C., 2000. Sedimentology, paleontology and stratigraphy of the Arroyo del Soldado Group (Vendian to Cambrian, Uruguay). En: *Beringeria*, 26, pp.1-120.
- Gaucher, C., Boggiani, P.C., Sprechman, P., Sial, A.N. y Fairchild, T.R., 2003. Integrated correlation of the Vendian to Cambrian Arroyo del Soldado and Corumbá Groups (Uruguay and Brazil): palaeogeographic, palaeoclimatic and palaeobiologic implications. En: *Precambrian Res*, 120, pp.241-278.
- Gaucher, C., Chiglino, L. y Pecoits, E., 2004a. Southernmost exposures of the Arroyo del Soldado Group (Vendian to Cambrian, Uruguay): Palaeogeographic implications for the amalgamation of W-Gondwana. En: *Gondwana Res*, 7(3), pp.701-714.
- Gaucher, C., Sial, A.N., Blanco, G. y Sprechmann, P., 2004b. Chemostratigraphy of the Lower Arroyo del Soldado Group (Vendian, Uruguay) and palaeoclimatic implications. En: *Gondwana Res*, 7(3), pp.715-730.
- Gaucher, C., Poiré, D.G., Gómez Peral, L. y Chiglino, L., 2005. Litoestratigrafía, bioestratigrafía y correlaciones de las sucesiones sedimentarias del Neoproterozoico – Cámbrico del Cratón del Río de la Plata (Uruguay y Argentina). En: *Latinoamerican Journal of Sedimentology and Basin Analysis*, 12(2), pp.145-160.
- Gaucher, C., Sial, A. N., Ferreira, V. P., Pimentel, M. M., Chiglino, L. y Sprechmann, P., 2007. Chemostratigraphic of the Cerro Victoria Formation (Lower Cambrian, Uruguay): evidence for progressive climate stabilization across the Precambrian - Cambrian boundary. En: *Chemical Geology*, 237, pp. 28 -46.
- Gaucher, C., Sial, A.N., Poiré, D., Gómez-Peral, L., Ferreira, V.P. y Pimentel, M.M., 2009. Chemostratigraphy. Neoproterozoic-Cambrian evolution of the Río de la Plata palaeocontinent. En: Gaucher, C., Sial, A.N., Halverson, G.P., y Frimmel, H.E., ed., 2009. *Neoproterozoic-Cambrian tectonics, global change and evolution: a focus on southwestern Gondwana. Developments in precambrian geology*. Amsterdam: Elsevier. pp.115 -122.
- Gaucher, C., 2014. Grupo Arroyo del Soldado. En: Bossi, J., Gaucher, C., ed., 2014. *Geología del Uruguay. Tomo 1: Predevónico*. Montevideo: [s.n.]. pp.313-339
- Huizar Álvarez, R. y Oropeza Orozco, O., 1989. Geomorfología karstica de la región de Galena, Estado de Nuevo León. En: *Revista Univ. Nac. Autónoma. México, Inst. Geología*, 8(1), pp.71-83.
- Instituto Uruguayo de Meteorología, [s.d.]. Índice de precipitación estandarizado [En línea]. Montevideo: INUMET. [Consulta: diciembre, 2015]. Disponible en: <http://www.meteorologia.com.uy/ServCli/ipe>.
- Preciozzi, F., Pena, S. y Arrighetti, R., 1988. *Carta geológica del Uruguay, hoja E-18 Puntas del Yermal, Escala 1:100.000. Memoria Explicativa*. Montevideo: Ministerio de Industria y Energía, DINAMIGE.
- Sprechmann, P., Gaucher, C., Blanco, G. y Montaña, J., 2004. Stromatolitic and trace fossil community of the Cerro Victoria Formation, Arroyo del Soldado Group (lowermost Cambrian, Uruguay). En: *Gondwana Res*, 7, pp.753-766.



Dinámica ecosistémica y calidad de agua: estrategias de monitoreo para la gestión de servicios asociados a Laguna del Sauce (Maldonado, Uruguay)

Ecosystem dynamics and water quality: monitoring strategies for the management of Sauce Lake (Maldonado, Uruguay) services

Crisci, Carolina (1); Goyenola, Guillermo (2); Terra, Rafael (3); Lagomarsino, Juan José (4); Pacheco, Juan Pablo (2); Díaz, Ismael (5); González-Madina, Lucía (2); Levrini, Paula (2); Méndez, Gustavo (4); Bidegain, Mario (6); Ghattas, Badih (7); Mazzeo, Néstor (2).

(1) Polo de Desarrollo Universitario Modelización y Análisis de Recursos Naturales, Centro Universitario Regional del Este (CURE), Universidad de la República (UdelaR), Rocha, Uruguay.

(2) Departamento de Ecología Teórica y Aplicada, Centro Universitario Regional del Este (CURE), UdelaR, Maldonado, Uruguay.

(3) Instituto de Mecánica de los Fluidos e Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería, UdelaR, Montevideo, Uruguay.

(4) Obras Sanitarias del Estado (OSE), Unidad de Gestión Desconcentrada, Uruguay.

(5) Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio. Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias. UdelaR, Montevideo, Uruguay.

(6) Instituto Uruguayo de Meteorología, Uruguay.

(7) Institut de Mathématiques de Marseille, UMR 7373, CNRS, Francia.

Contacto: carocrisci@cure.edu.uy

RECIBIDO: 5/4/2017 – APROBADO: 14/6/2017

Resumen

La eutrofización constituye uno de los principales problemas de los ecosistemas acuáticos continentales. Una de las consecuencias más conocidas de este proceso son las floraciones de algas y cianobacterias que interfieren en el adecuado funcionamiento de los ecosistemas acuáticos y en los servicios que estos brindan. En consecuencia, resulta relevante el desarrollo de estrategias de monitoreo que permitan conocer el funcionamiento de los sistemas para anticipar la evolución temporal del fitoplancton y sus efectos en la calidad del agua, de modo de aportar información trascendente en los procesos de toma de decisión en diferentes escalas espacio-temporales. Este trabajo pretende contribuir a ese desarrollo, sistematizando la información hoy disponible en lo referente a monitoreo y análisis de los procesos subyacentes a la dinámica del fitoplancton en Laguna del Sauce (Maldonado, Uruguay). Se identifican los principales avances, dificultades y desafíos, enfatizando la necesidad de la integración de la información y de los procesos de análisis generados por diversas instituciones, así como el planteo de estrategias que promuevan la permanencia en el tiempo de estas prácticas.

Palabras clave: Eutrofización, dinámica del fitoplancton, floraciones de cianobacterias, variabilidad espacio-temporal, análisis y sistematización de la información, procesos de toma de decisión.

Abstract

Eutrophication represents one of the main problems concerning continental aquatic ecosystems. An usual and undesired consequence of eutrophication is the occurrence of algal and cyanobacterial blooms, which hinders the proper functioning of these ecosystems and affects the services that they provide. Therefore, it is important to gain knowledge on the system's functioning with the purpose to anticipate the temporal evolution of phytoplankton dynamics and their effects in the water quality. A key requirement is to generate monitoring strategies, which, in turn, may provide relevant information in decision-making processes regarding a variety of problems at different spatial-temporal scales. In this regard, this study intends to contribute to the systematization of available information that results from the monitoring and analyses of the processes underlying phytoplankton dynamics in Sauce Lake (Maldonado, Uruguay). Relevant progress, problems and challenges are identified and discussed. Finally, we highlight the importance of the integration of the information and the analyses generated by different institutions as well as the need to maintain these practices over time.

Keywords: Eutrophication, phytoplankton dynamics, cyanobacterial blooms, spatio-temporal variability, data analysis and systematization, decision-making processes.

Introducción

El aporte externo de nutrientes configura una de las principales alteraciones de la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos continentales (Smith y Schindler, 2009; Carpenter, et al., 2011). Las consecuencias de este proceso, denominado eutrofización, son múltiples y pueden afectar diversas actividades humanas como la recreación, la pesca, la navegación y el suministro de agua potable (Carpenter, et al., 2011). La eutrofización se caracteriza por una dinámica temporal de gran complejidad, con cambios de régimen bruscos, retardo en la observación de respuestas e histéresis (Scheffer, et al., 1993; Scheffer y van Nes, 2007), lo que establece múltiples desafíos a la hora del análisis de la información y de la toma de decisión relacionados con la gestión y uso de los recursos acuáticos y cuencas asociadas.

Una de las posibles consecuencias de la eutrofización es la floración o crecimiento no controlado de productores primarios, esto es, macrófitas y fitoplancton (constituido por microalgas y cianobacterias) (Heisler, et al., 2008). Las interferencias más significativas de las floraciones de microalgas y cianobacterias en los procesos de potabilización derivan de la generación de sustancias que alteran el olor y sabor del agua y, en el caso particular de las cianobacterias, de la producción de metabolitos tóxicos (cianotoxinas) (Carmichael, 2001).

La humanidad ha alterado los ciclos de nutrientes (Gruber y Galloway, 2008; Elser y Bennett, 2011), aumentando la magnitud y frecuencia de este tipo de fenómenos.

Como consecuencia, los responsables de usinas de potabilización se ven enfrentados a desafíos crecientes. La capacidad de planificación y anticipación depende de la comprensión de los procesos ecosistémicos de los sistemas acuáticos fuente. En este nuevo contexto resulta indispensable sustentar el proceso de toma de decisiones en la generación de conocimiento basado en sólidos programas de monitoreo que permitan conocer el estado del sistema y su dinámica a diferentes escalas espacio-temporales.

Este trabajo pretende contribuir a ese desarrollo, tomando como caso de estudio una de las principales fuentes de agua del país (Laguna del Sauce, Maldonado, Uruguay), mediante:

- la sistematización de la información hoy disponible en lo referente al monitoreo y al análisis de variables de calidad de agua y en particular a los procesos subyacentes a la dinámica del fitoplancton;
- la evaluación de los distintos sistemas de monitoreo existentes a la fecha en función de su capacidad de responder a objetivos concretos;
- la identificación de los principales avances, dificultades y desafíos del actual sistema de seguimiento.

Materiales y Métodos

Sistema de estudio

La Laguna del Sauce (34°43'S, 55°13'W, Maldonado, Uruguay, Figuras 1a y 1b) está conformada por un sistema de tres lagunas someras (profundidad media 2,5 metros) conectadas: El Sauce (4045 ha), De los Cisnes (205 ha) y El Potrero (411 ha) (Figura 1b). El sistema Laguna del Sauce ha sido clasificado como eutrófico; el fósforo total ha alcanzado niveles mayores

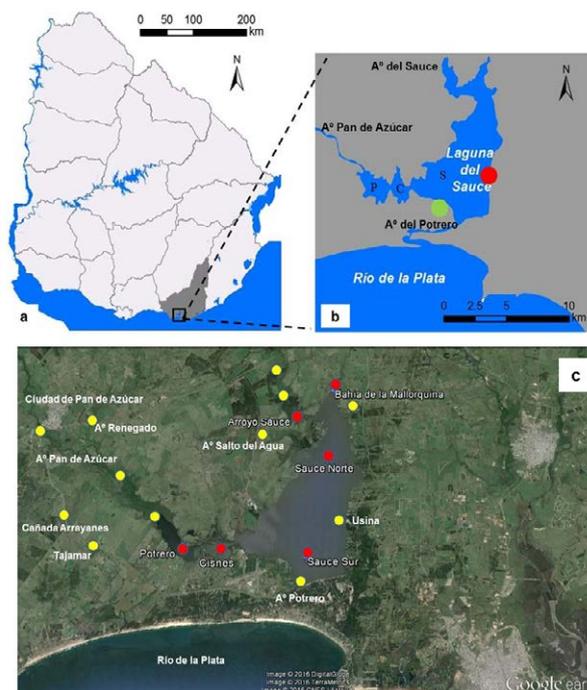


Figura 1. Sistema Laguna del Sauce. a) El Sistema Laguna del Sauce se ubica en el Departamento de Maldonado (sureste de Uruguay). b) El sistema se conforma de tres lagos someros conectados: Laguna del Sauce (S), Laguna De los Cisnes (C) y Laguna del Potrero (P). El círculo rojo indica la ubicación de la usina de OSE-UGD (Unidad de Gestión Desconcentrada) y el verde muestra la localización de la estación meteorológica del Instituto Uruguayo de Meteorología. Se muestran también los arroyos del Sauce y Pan de Azúcar (principales tributarios) y el arroyo del Potrero (conexión natural con el Río de la Plata). c) Mapa del Sistema Laguna del Sauce donde se indican los puntos de muestreo de las campañas semanales (puntos rojos) y los puntos que se adicionan en las campañas mensuales (puntos amarillos; ver subsección Muestréos semanales y mensuales de información limnológica en el cuerpo de agua y red de tributarios de la sección Materiales y Métodos).

a 80 $\mu\text{g/L}$ en varias ocasiones (y valores mayores a 100 $\mu\text{g/L}$ en períodos de bajo nivel del agua; Inda y Steffen, 2010). El nitrógeno total presenta una importante variabilidad temporal, con valores que van de 200 a 1000 $\mu\text{g/L}$ (Inda y Steffen, 2010). El sistema presenta un complejo patrón espacial de respuestas a la eutrofización. En la Laguna del Potrero se observa un crecimiento no controlado de vegetación acuática, mientras que en el resto del sistema (Laguna del Sauce y De los Cisnes) se registran, fundamentalmente en épocas estivales, floraciones de cianobacterias, concretamente de diversas especies fijadoras de nitrógeno (e.g. *Aphanizomenon spp.*, *Dolichospermum spp.*) y productoras potenciales de cianotoxinas, principalmente microcistina (hepatotoxina) y saxitoxina (neurotoxina). Cabe destacar que durante otoño de 2015 y diciembre del mismo año las floraciones de cianobacterias han provocado diversas crisis en el suministro de agua potable, con múltiples repercusiones a nivel de los medios de difusión (Muñoz, 2015; El Observador, 2015).

La Laguna del Sauce constituye la segunda fuente de agua potable del país en términos de personas abastecidas (de 140.000



personas en temporada baja a 400.000 personas en temporada estival). La Unidad de Gestión Desconcentrada de OSE (OSE-UGD), ubicada en el margen este de la laguna (Figura 1b), extrae agua desde fines de la década de 1970 (Inda y Steffen, 2010).

Estrategias de monitoreo disponibles en Laguna del Sauce

Para la generación de un sistema de seguimiento integral de calidad de agua es necesario considerar la gestión de toda la cuenca en el mediano y largo plazo a efectos de asegurar la sustentabilidad del sistema y los servicios que presta. Esta información debe complementarse con una adecuada comprensión de la dinámica general del sistema, de la variabilidad climática y de eventos extremos. De esta forma es posible definir indicadores apropiados y sistemas de monitoreo acordes a los procesos de gestión de largo aliento. Dentro del marco de la gestión integral conviven otros procesos de toma de decisión más rápidos –y generalmente más localizados– que requieren de herramientas técnicas e institucionales aptas para dar respuestas oportunas. En particular, es decisivo construir capacidades para anticipar y detectar cambios abruptos de calidad de agua que permitan aplicar medidas preventivas o de mitigación. En sistemas eutróficos como Laguna del Sauce, estos eventos se asocian generalmente a floraciones fitoplanctónicas que ocasionan múltiples problemas de sabor, olor y toxicidad. En este marco, se requiere contar con indicadores simples y rápidos de obtener y modelos predictivos de floraciones aplicables en tiempo real. En todos los casos se necesita el desarrollo de sistemas de monitoreo que permitan conocer el estado del sistema y anticipar, en combinación con los modelos, su evolución futura. El siguiente nivel de decisión ocurre cuando se verifica la presencia de floraciones algales, lo cual puede disparar otra serie de medidas, como los múltiples ajustes en los procesos de potabilización que pueden incluir modificaciones de los procesos rutinarios, entre otros, los cambios en la dosificación de cloro, el pretratamiento con carbono en polvo, dióxido de cloro o permanganato.

En esta sección se describen los sistemas de monitoreo disponibles que atienden procesos a distintas escalas espacio-temporales y que, por tanto, pretenden responder a objetivos diversos que en su conjunto intentan conformar un sistema integral de seguimiento de calidad de agua. La Tabla 1 presenta una síntesis de todos los sistemas disponibles a la fecha descriptos en esta sección y sus principales características.

Registro de información meteorológica e hidrológica

Existe información meteorológica de la estación meteorológica de Laguna del Sauce (WMO N°86586; Figura 1b) perteneciente al Instituto Uruguayo de Meteorología (INUMET). Desde el 2002 a la fecha se dispone de información digitalizada a paso diario de precipitación acumulada, temperatura mínima, máxima y media, y velocidad media del viento (Tabla 1). Las temperaturas y la velocidad del viento a paso diario se calculan a partir de datos tri-horarios obtenidos de mensajes SYNOP (*surface synoptic observations*). Para el caso del viento, la información tri-horaria incluye, además de velocidad, dirección.

Estas medidas se realizan en la estación meteorológica a 1,5 metros de altura (Tabla 1). Por otra parte, se dispone de datos diarios de nivel de agua en la laguna, relevados desde 1970, aportados por la Dirección Nacional de Agua (DINAGUA; Tabla 1).

Objetivos del monitoreo

La obtención de información meteorológica e hidrológica (observada y de pronóstico) en tiempo real por parte de los funcionarios de OSE-UGD tiene como objetivo alertar sobre posibles respuestas del sistema frente a ocurrencia de determinados eventos, de modo de brindar información sobre potenciales cambios en variables clave de calidad del agua a operarios de la Usina de OSE-UGD. Estas respuestas a determinados eventos meteorológicos e hidrológicos han sido constatadas mediante estudios recientes que emplean modelos predictivos (Crisci, et al., en prensa).

Por otra parte, el registro continuo de este tipo de información también tiene como objetivo el aporte de nuevos datos para la mejora de los modelos predictivos mencionados (sección Resultados, subsección Registro de información hidrológica y meteorológica; Figura 2).

Monitoreo de información limnológica en la planta de OSE-UGD

A partir del monitoreo realizado por OSE-UGD para evaluar la calidad del agua utilizada por la planta potabilizadora se genera información diaria de numerosos parámetros como temperatura, turbidez, pH, conductividad, alcalinidad, color del agua, nitritos, nitratos, amonio y biomasa algal (clorofila-*a*). Esta información se encuentra disponible desde el año 2002.

Desde el año 2004 se registra con frecuencia diaria/semanal/quincenal la abundancia de fitoplancton (org/ml) de todas las especies identificadas (monitoreo hidrobiológico). La aparición de cianobacterias determina la implantación de un monitoreo hidrobiológico diario de agua bruta (i.e. agua de la laguna que no ha recibido ningún tratamiento) y del resto del proceso de potabilización. Este monitoreo incluye la observación hidrobiológica durante todo el desarrollo del evento y, desde fines de 2014, la cuantificación de toxinas mediante el método de lectura en placas con kits específicos para microcistinas, anatoxina, saxitoxina y cilindrospermopsina. Por último, desde el año 2013 se realiza un monitoreo quincenal de fósforo total (PT) y mensual de nitrógeno total (NT).

Objetivos del monitoreo

El objetivo principal del monitoreo continuo realizado por OSE-UGD es la evaluación de calidad del agua en tiempo real, lo que deriva en el ajuste del proceso de potabilización con el fin de prevenir o mitigar problemas en la calidad de agua para consumo humano.

Además de la operativa de la planta, al igual que para el registro de información meteorológica e hidrológica, la información obtenida por OSE-UGD es uno de los insumos principales para la comprensión de procesos ecosistémicos clave, como la dinámica temporal de variables de calidad de agua y su interrelación con la variabilidad climática, así como para la generación de capacidad predictiva de floraciones fitoplanctónicas mediante la utilización de modelos (Crisci, et al., en prensa).

Sonda de registro continuo

El 9/03/2016 se instaló una sonda multiparamétrica con transmisión telemétrica de datos en la entrada de agua bruta a la planta potabilizadora. En este monitoreo se utiliza una sonda YSI 6600V2-4 en la que se configuraron sensores de temperatura y conductividad (YSI 6560), pH (YSI 6561),

Tipo de monitoreo	Variables registradas	Frecuencia	Lugar de registro	Institución a cargo	Objetivo del monitoreo
Meteorológico	Precipitación acumulada, T media, máxima y mínima, velocidad media del viento/velocidad y dirección del viento	Diaria/tri-horaria	Estación meteorológica del Laguna del Sauce (Figura 1b)	INUMET	Seguimiento en tiempo real con el fin de poder realizar ajustes en el proceso de potabilización de modo de prevenir o mitigar problemas de calidad de agua para consumo humano / generación de serie de datos para comprensión de procesos ecosistémicos y construcción de modelos predictivos de calidad de agua
Hidrológico	Nivel del agua	Diaria	Laguna del Sauce (vertedero)	DINAGUA	
Limnológico, Usina OSE-UGD	T, turbidez, pH, conductividad, alcalinidad, color del agua, nitritos, nitratos, amonio, clo- <i>a</i> /abundancia especies de fitoplancton y cianotoxinas/PT/ NT	Diaria/diaria, semanal o quincenal*/ quincenal/ Mensual	Muestras de agua obtenidas en la toma de agua bruta de la planta potabilizadora (100 m <i>offshore</i> de la Usina de OSE-UGD)	OSE-UGD	
Limnológico, sonda de registro continuo	T, conductividad, OD, turbidez, clo- <i>a</i> ficocianina	Cada 60 segundos	Sonda ubicada junto a la toma de la Usina de OSE-UGD	OSE-UGD, UdelaR, DINAMA/ MVOTMA	
Limnológico, muestreos semanales y mensuales en varios puntos del sistema	T, conductividad, STD, pH, potencial de óxido-reducción, turbidez, OD, biomasa de fitoplancton y cianobacterias, transparencia del agua, flujo fotónico, N y P (formas disueltas y totales), clo- <i>a</i> , ST y contenido de materia orgánica, composición y abundancia de fito y zooplancton	Semanales y mensuales (se mide lo mismo en ambos muestreos pero en los mensuales se agregan puntos de muestreo)	Varios puntos del Sistema Laguna del Sauce y de sus tributarios (Figura 1c)	OSE-UGD, UdelaR	

Tabla 1. Tipos de monitoreos disponibles en el sistema Laguna del Sauce y principales características. * Refiere a que el monitoreo de abundancia de especies del fitoplancton y de concentración de cianotoxinas responde a una estrategia adaptativa donde se da un aumento en el registro de la información si se detectan floraciones o especies potencialmente tóxicas. Abreviaciones: T: temperatura, PT Y NT: fósforo y nitrógeno total, clo-*a*: clorofila *a*, OD: oxígeno disuelto, STD: sólidos totales disueltos, P: fósforo, N: nitrógeno, ST: sólidos totales.

oxígeno disuelto (ROX optic YSI 6150), turbidez (optic YSI 6136), ficocianina (BGA-PC optic YSI 6131) y clorofila-*a* (optic YSI 6025), propiedad del Centro Universitario Regional del Este de la UdelaR. Cabe considerar que las medidas de clorofila-*a* y ficocianina por fluorometría *in vivo* resultan semicuantitativas por razones inherentes al método, y que reflejan cambios proporcionales en el tiempo y no magnitudes absolutas de cada variable.

La sonda fue configurada para realizar lecturas cada 60 segundos y registro de esas mediciones cada 10 minutos, con envío inmediato de datos para integrar la información al proceso de toma de decisiones a tiempo real en la planta de potabilización. La telemetría estuvo a cargo de la empresa Segura Satelital, contratada por OSE-UGD, que utilizó una interfase SDI-12/Modbus Translator (Rogue Ingeneering Inc.) y un datalogger Hermes M102 (Microcom) con capacidad de

40.000 registros en memoria y envío de datos vía GPRS/SMS. La información histórica y a tiempo real resulta accesible para usuarios registrados vía web, aplicación Windows (Zeus Client) y dispositivos móviles (aplicación Zeus mobile). A la fecha tienen acceso directo a los datos usuarios de OSE, CURE-UdelaR y DINAMA/MVOTMA.

Objetivos del monitoreo

El objetivo de la instalación de la sonda de registro continuo fue detectar automáticamente cambios abruptos en el comportamiento de las variables que, en función del conocimiento teórico y limnológico específico de la laguna, resultasen indicadores de potenciales problemas de calidad de agua. La detección de cambios abruptos genera alarmas en tiempo

real que permiten prevenir o mitigar problemas de calidad del agua en la Usina de OSE-UGD.

De acuerdo al conocimiento previo de la dinámica ecosistémica, se consideró que las variables medidas por la sonda podrían jugar un rol en la alerta temprana respecto al arribo de floraciones fitoplanctónicas a la planta de potabilización (variables relevantes: clorofila-*a* y ficocianina; turbidez, pH, oxígeno disuelto), aumento del contenido de materia orgánica en descomposición (pH, oxígeno disuelto), vertidos (conductividad, turbidez, oxígeno disuelto), eventos de resuspensión masiva de sedimentos asociados a tormentas intensas (turbidez), procesos de arrastre de material en suspensión y disuelto luego de eventos intensos de precipitación (turbidez, también clorofila-*a* y ficocianina), entre otros.

Variable	Alto	Bajo	Histéresis	Persistencia	¿Qué puede indicar?
Temperatura	30 °C	10 °C	0,2 °C	300 s	Temperatura fuera del rango natural esperable. ¿Falla?
Conductividad	300 µS/cm	70 µS/cm	1 µS/cm	300 s	Conductividad fuera del rango natural esperable. ¿Vertido? ¿Falla?
pH	8,8	7	0,1	300 s	pH > 8.8 elevada productividad primaria/floraciones. pH < 7 descomposición de materia orgánica.
Variación de 12 % de pH en 30 minutos	112 %	88 %	5 %	1 s	Se reporta cuando la tasa de cambio excede una variación de 12 % en ODOsat/hora. Cambios abruptos derivados del arribo de masas de agua con floraciones o contaminación orgánica (u otros).
BGA-PC (ficocianina <i>in vivo</i>)	5000 y 50000 cel-PC/mL	-500* cel-PC/mL	5 cel-PC/ML	300 s	Floraciones cianobacterianas, resuspensión de perifiton.
Turbidez	80	-10	0,1	300 s	Floraciones, resuspensión, arrastre, vertidos. Los umbrales de las alertas reportan datos ilógicos (problemas en el sensor).
Clorofila- <i>a</i> (in vivo)	20 y 80 µg/L	-20 µg/L	1 µg/L	300 s	Floraciones fitoplanctónicas, resuspensión de perifiton.
Oxígeno disuelto (porcentaje de saturación)	120 %	80 %	5 %	1 s	Se reporta cuando la tasa de cambio excede una variación de 20 % en ODOsat/hora. Cambios abruptos derivados del arribo de masas de agua con floraciones, contaminación orgánica (u otros).
Variación de 50 % de turbidez en 10 minutos	150 %	50 %	5 %	1 s	Se reporta cuando la tasa de cambio excede una variación de 50 % en ODOsat/hora. Cambios abruptos derivados del arribo de masas de agua con floraciones o contaminación orgánica (u otros).

Tabla 2. Consignas para la generación automática de alarmas. Se establecen los límites inferiores (bajo) y superiores (alto) para cada variable considerada, así como la histéresis y persistencia. Recuérdese que las medidas de clorofila-*a* y ficocianina por fluorometría *in vivo* resultan semicuantitativas y reflejan cambios proporcionales en el tiempo y no magnitudes absolutas de cada variable, por lo que las alertas generadas en función de estas variables deben ser analizadas en detalle.

Sobre esta base, se definieron *a priori* y con participación de técnicos de todas las instituciones involucradas un conjunto de criterios para la generación de alarmas (Tabla 2). Los criterios fueron establecidos definiendo umbrales y tasas de cambio respecto al tiempo. Adicionalmente, se incluyeron alarmas de potencial mal-funcionamiento de los equipos (por ejemplo, valores no esperables de temperatura o turbidez). Para cada variable se establecieron valores de *histéresis* y *persistencia* para la generación de las alarmas. La *histéresis* establece el rango de la variación respecto al valor de consigna para el cual el sistema no genera alarmas. La *persistencia*, entendida como el tiempo de respuesta o retardo, establece el lapso en segundos por el que debe repetirse una consigna antes de la generación de la alarma. El ajuste de los parámetros de *histéresis* y *persistencia* fue realizado empíricamente para eliminar el envío de falsos positivos y el envío repetido de alarmas en lapsos cortos de tiempo (fenómeno frecuentemente nombrado como «traqueteo»). Las alarmas son ruteadas a usuarios predefinidos vía SMS, mail y/o las aplicaciones específicas.

Muestreos semanales y mensuales de información limnológica en el cuerpo de agua y red de tributarios

Desde la temporada estival 2015-2016 se realizan muestreos con frecuencia semanal en los siguientes puntos de muestreo: 1) Arroyo Sauce; 2) Bahía de La Mallorquina (extremo Norte de la Laguna del Sauce); 3) Sector Norte; 4) Sector Sur de la Laguna del Sauce; 5) Laguna De los Cisnes, y 6) Laguna del Potrero (Figura 1c).

En estos puntos se registraron *in situ*, mediante sonda multiparamétrica YSI, temperatura, conductividad, sólidos totales disueltos, pH, potencial de óxido-reducción, turbidez, oxígeno disuelto, biomasa de fitoplancton y cianobacterias. La transparencia del agua fue evaluada mediante disco de Secchi y se registró la densidad de flujo fotónico en superficie, 0,5, 1 y 1,5 metros de profundidad. Adicionalmente, se colectaron muestras de agua para el análisis del contenido de nitrógeno y fósforo, tanto de las formas disueltas como totales (SRP, Murphy y Riley, 1962; nitrato (N-NO₃), Müller y Widemann, 1955; amonio (N-NH₄), Koroleff, 1970; nitrógeno total (TN) y fósforo total (TP), Valderrama, 1981). Además, se colectaron muestras para la determinación de sólidos totales y su contenido de materia orgánica y de clorofila-*a* mediante extracción fría con etanol (Nusch, 1980). Finalmente, se obtuvieron muestras integradas de la columna de agua y por triplicado para el análisis de la composición y abundancia del fito y zooplancton.

Con una marcha mensual se realizó un muestreo sobre las estaciones de muestreo descritas, relevando la misma información indicada, pero se adicionaron diversos puntos de muestreo en el sistema de tributarios (Figura 1c).

Objetivos del monitoreo

Con los muestreos semanales y mensuales se pretende evaluar aspectos fundamentales del sistema, como su estado trófico, principales respuestas al proceso de eutrofización, localización espacial de las diferentes respuestas, principales características de la red de tributarios y concentraciones de

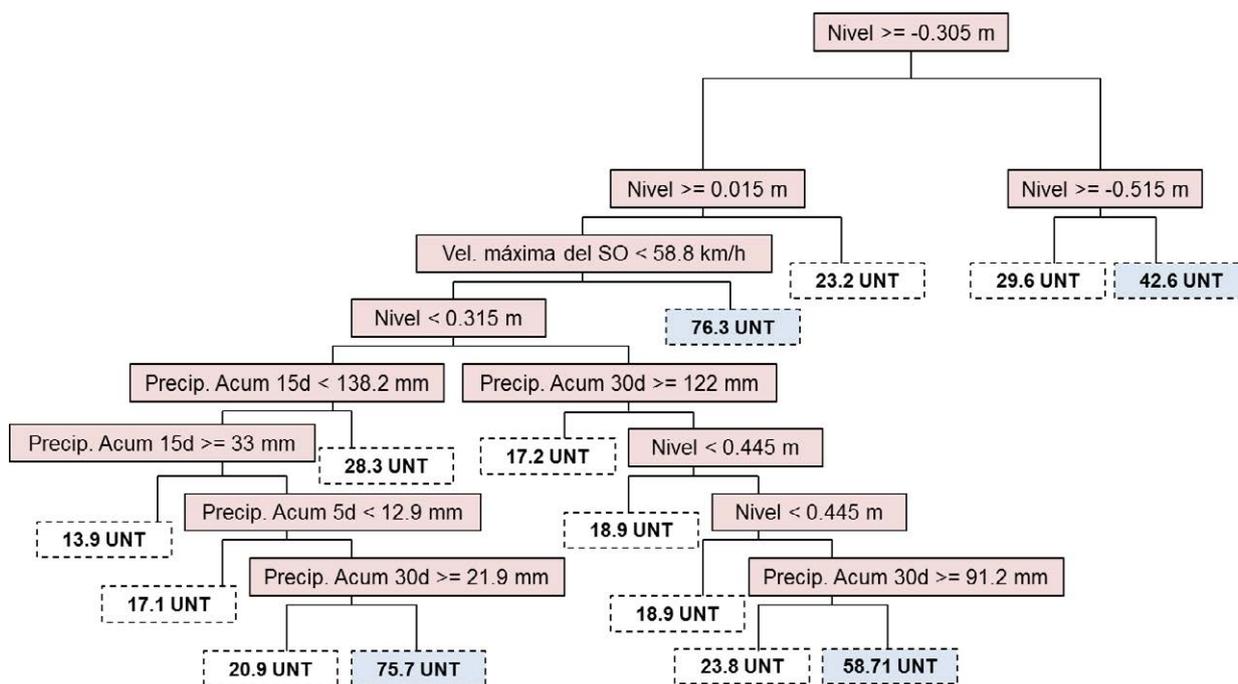


Figura 2. Árbol de regresión para predicción de eventos extremos de turbidez (rectángulos celestes) e identificación de condiciones meteorológicas e hidrológicas que los desencadenan (figura adaptada de Crisci, et al., en prensa).

nutrientes aportadas, entre otros. La finalidad es generar insumos para toma de medidas de prevención o mitigación de problemas de calidad de agua tanto a nivel de la cuenca como del cuerpo de agua.

Resultados

Registro de información hidrológica y meteorológica

La información meteorológica e hidrológica disponible resultó de gran utilidad para la comprensión de la dinámica temporal de variables clave de calidad de agua como la turbidez. En este sentido, modelos estadísticos (en particular Árboles de Regresión; Breiman, et al., 1984) permitieron generar predicciones sobre condiciones extremas de turbidez que dan comienzo a períodos prolongados de elevados valores de esta variable (períodos en los que el crecimiento del fitoplancton se ve limitado; Crisci, et al., en prensa; Figura 2, Figura 3a), a partir de información de variables meteorológicas e hidrológicas (Figura 2).

Por otro lado, la utilización de información meteorológica e hidrológica en tiempo real para anticipar condiciones en la calidad de agua en base a conocimientos previos (resultados anteriores de los análisis de dinámica temporal de las variables y de modelos estadísticos), es limitada, ya que no existe una transferencia automática de información observada ni de pronóstico desde INUMET a OSE-UGD. En consecuencia, la generación de predicciones de modelos en tiempo real no está aún implementada.

A continuación, se presentan resultados de la modelización estadística mediante la utilización de Árboles de regresión (Figura 2).

Algunos ejemplos de respuestas del sistema a eventos meteorológicos e hidrológicos son:

- Vientos intensos (velocidad mayor a ~ 40 km/h) de la dirección suroeste (SO) pueden generar eventos importantes de resuspensión y modificar por completo la dinámica del sistema, aumentando de forma drástica la turbidez inorgánica y limitando la biomasa fitoplanctónica por períodos prolongados (Crisci, et al., en prensa).
- Eventos extremos de precipitación o elevados valores acumulados en el lapso de una a cuatro semanas, que ocurren solos o en combinación con vientos del SO moderados a fuertes, también pueden generar aumentos de turbidez inorgánica y cambios en la dinámica de la laguna a más largo plazo (Crisci, et al., en prensa).
- Bajos niveles agua en combinación con vientos moderados a fuertes constituyen otra combinación de condiciones que pueden dar lugar a aumentos drásticos de turbidez por períodos prolongados (Crisci, et al., en prensa).

Monitoreo de información limnológica en la planta de OSE-UGD

El registro de esta información viene resultando de gran utilidad para atender el objetivo principal de este tipo de monitoreo

que constituye la evaluación de calidad del agua en tiempo real para prevenir o mitigar problemas en la calidad de agua.

En concreto, mediante el registro continuo de biomasa (clorofila-*a*), abundancia de especies de fitoplancton y toxicidad de especies potencialmente tóxicas, este monitoreo ha permitido la detección temprana de floraciones fitoplanctónicas y su toxicidad, lo que ha posibilitado activar y optimizar la batería mitigatoria disponible para estos episodios. Otros parámetros como el pH y niveles de materia orgánica han sido de gran importancia para detectar y atacar problemas de carácter físicoquímico como el sabor y el olor. Muchas veces estos problemas ocurren durante o inmediatamente después de eventos de floraciones y su remoción constituye hoy un desafío a nivel mundial, en particular cuando hay presencia de metabolitos de olor y sabor (asociados a geosmina, 2-metilisoborenol).

Además de estos aspectos, la información obtenida por OSE-UGD es uno de los insumos principales para la comprensión de procesos ecosistémicos, como la dinámica temporal de variables de calidad de agua y su interrelación con la variabilidad climática, así como para la generación de capacidad predictiva de floraciones fitoplanctónicas.

En este sentido, estudios recientes (Crisci, et al., en prensa) han permitido conocer el papel de importantes forzantes externas en la dinámica fitoplanctónica. En síntesis, la dinámica fitoplanctónica es gobernada por fluctuaciones particulares de la turbidez de naturaleza inorgánica y otras forzantes físicas asociadas al nivel del agua y al tiempo de residencia. La variación temporal de la turbidez depende de la dinámica de eventos extremos de viento (de dirección SO) y/o precipitación, o eventos moderados de viento cuando el nivel de agua es bajo. Al mismo tiempo, los niveles de agua se asocian a períodos de sequía donde aumentan los tiempos de residencia que favorecen a las especies con tasas de crecimiento más lento, fundamentalmente cianobacterias. Los procesos físicos explican un importante porcentaje de las grandes variaciones temporales de la comunidad fitoplanctónica en este sistema. Las investigaciones de Crisci et al. (en prensa) han sido posibles gracias al registro diario de información limnológica en combinación con información meteorológica e hidrológica, así como al análisis de la comunidad fitoplanctónica en un régimen adaptativo de muestreo. En este caso, fue necesaria la combinación de diferentes aproximaciones matemáticas (análisis de series temporales; técnicas de Machine Learning como Árboles de Regresión y Clasificación –Breiman, et al., 1984; Breiman, 2001–; y ecuaciones físicas de resuspensión del sedimento –Clifton y Dingler, 1984–). En particular, los modelos estadísticos (técnicas de Machine Learning) mostraron un desempeño aceptable en la predicción de Grupos Funcionales Basados en Morfología (Kruk, et al., 2010) de fitoplancton. La incorporación de nueva información generada en el futuro podrá mejorar la capacidad predictiva de los modelos.

Al momento, este tipo de información es accesoria a la información obtenida en tiempo real y puede contribuir aún de forma limitada a la toma de decisiones. Aunque puede aportar, por ejemplo, en la redefinición de estrategias de monitoreo de ciertos parámetros y dar información complementaria sobre respuestas del sistema a ciertas forzantes.

La Figura 3 presenta resultados del análisis de información diaria recabada en la planta de OSE-UGD durante 11 años, considerando diferentes aproximaciones. Como se mencionó en la subsección anterior, estos análisis permitieron conocer

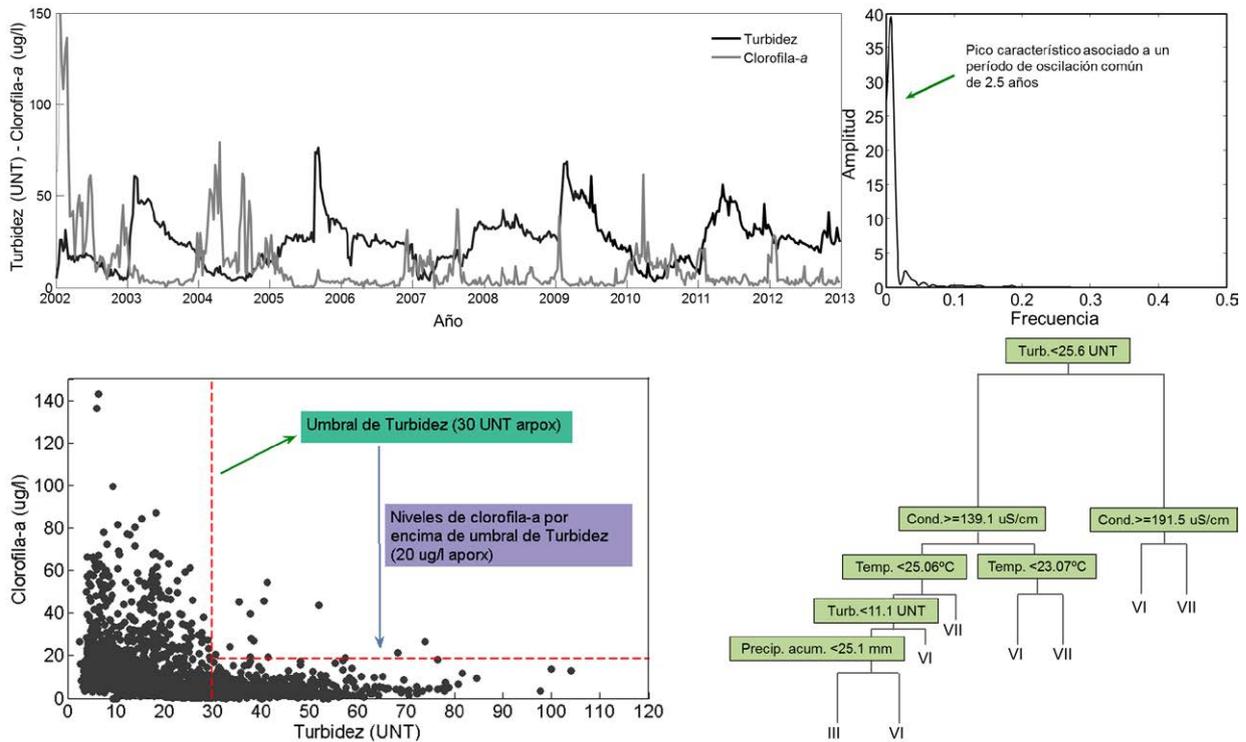


Figura 3. Resultados de análisis a partir de información diaria registrada en la planta de OSE-UGD. a) Series temporales de turbidez y clorofila-a en el período 2002-2012 donde se observa un patrón singular, con aumentos abruptos de turbidez que desencadenan períodos con elevados valores de esta variable y baja concentración de clorofila-a asociada. b) Espectro cruzado de series temporales de turbidez y clorofila-a de donde se concluye que estas dos variables tienen un período de oscilación común de 2,5 años pero con un desfase de unos 1,2 años (los ciclos de turbidez ocurren primero). c) Diagrama de dispersión de turbidez vs. clorofila-a. Se identifica un umbral de esta última variable por sobre el cual la clorofila-a presenta valores bajos. d) Árbol de clasificación para predicción de Grupos Funcionales Basados en Morfología en función de variables de calidad de agua y meteorológicas. Las distintas figuras fueron adaptadas de Crisci, et al. (en prensa).

la dinámica de procesos clave y generar modelos predictivos de biomasa y composición del fitoplancton.

Sonda de registro continuo

El sistema permite un seguimiento detallado del agua que ingresa a la planta de potabilización siendo capaz de generar alertas relevantes sobre cambios abruptos de calidad de agua en la laguna con una frecuencia mucho más elevada y un retardo mucho menor que cualquiera de las demás alternativas de monitoreo disponibles (Figura 4). No se han registrado floraciones fitoplanctónicas relevantes durante el período en el que la sonda ha estado instalada enviando datos.

Por estar instalada dentro de la planta, la sonda puede generar alarmas cuando el problema ya ingresó a ella (no hay anticipación, pero sí alerta temprana). En este sentido, resulta imprescindible la elaboración de protocolos de acción de mínimo plazo.

La interpretación de los datos y las alarmas generadas involucra una fase de exploración crítica y cruce de variables y la consideración de conocimiento teórico y experiencia previa sobre la dinámica del sistema. Por ejemplo, una alarma de muy elevado nivel de ficocianina, sin incremento de clorofila

y turbidez, ni variaciones de oxígeno disuelto o pH, tendría poco sentido y puede finalmente ser desestimada.

Para la interpretación de los cambios detectados en la calidad de agua resulta imprescindible tener acceso a información adicional a la generada por la sonda. La ausencia de esta información accesoria (metadatos) genera dificultades en la difusión de los datos generados, ya que pueden ser malinterpretados por carencia de información adicional.

Ejemplos:

- Cambios en el régimen de bombeo modifican las condiciones en el entorno de los sensores y deben ser tenidos en cuenta en el proceso de interpretación de los datos.
- Fenómenos meteorológicos modifican la calidad de agua. El acceso a tiempo real a la información meteorológica generada en la estación meteorológica permitiría descartar o asignar causas meteorológicas a cambios en la calidad de agua (por ejemplo, la disminución de conductividad asociada a lluvias copiosas, el aumento de evento de turbidez por viento, etcétera).

La Figura 4 presenta un ejemplo de salida gráfica de la sonda donde se observa la variación temporal de diversos parámetros de calidad de agua.



Figura 4. Ejemplo de salida gráfica de los datos de calidad de agua por parte de la sonda instalada en Laguna del Sauce. Se eligió el período entre el 15 y el 22/04/2016, ya que corresponde a una serie de eventos meteorológicos extremos. Se omitieron algunas variables para simplificar la visualización. Puede observarse la disminución abrupta de la conductividad asociada a lluvias copiosas (en verde), el incremento posterior de los valores de clorofila-*a* (turquesa) y ficocianina en suspensión (amarillo) asociado al arrastre y resuspensión de perifiton, y el incremento de turbidez (azul) asociado a fuertes vientos.

Muestreos semanales de información limnológica en el cuerpo de agua y red de tributarios

Los muestreos semanales constituyen una respuesta reciente para poder comprender en mayor detalle la variabilidad espacial y temporal de las respuestas al proceso de eutrofización y en especial de las floraciones fitoplanctónicas. Llevan dos temporadas estivales en funcionamiento: 2015-2016 y 2016-2017. Los resultados dan cuenta de una considerable variabilidad interanual de floraciones en las épocas estivales (Figura 5). En la primera temporada se observó una sucesión de floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas que generaron cambios importantes en los niveles de oxígeno y pH durante las fases de crecimiento activo y colapso. En la segunda temporada pudo comprobarse la ocurrencia de floraciones de cianobacterias fijadoras de nitrógeno en Laguna del Potrero que no lograron expandirse al resto del sistema debido a las condiciones elevadas de turbidez. El diseño espacial y temporal del muestreo semanal ha resultado satisfactorio para comprender la dinámica del sistema y anticipar varios monitoreos adicionales (evaluación de toxinas) o incorporar tratamientos adicionales en el tratamiento de agua potable.

La Figura 5 da cuenta de la variación temporal de abundancia de cianobacterias en el subsistema Laguna del Sauce como resultado del monitoreo semanal.

Muestreos mensuales de información limnológica en el cuerpo de agua y red de tributarios

El monitoreo mensual pretende comprender, con mayor resolución espacial que el muestreo semanal, las respuestas al proceso de eutrofización del sistema Laguna del Sauce. Se han

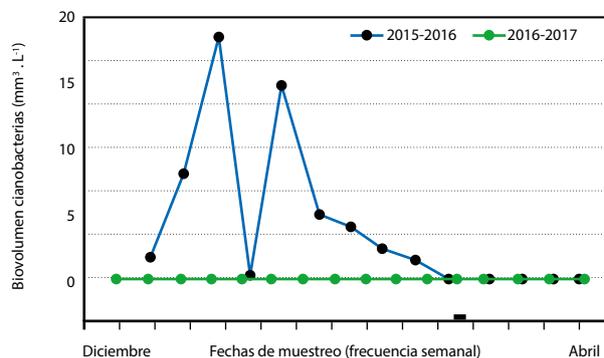


Figura 5. Variación temporal de la abundancia de cianobacterias (biovolumen de cianobacterias) en el subsistema Laguna del Sauce para los dos períodos considerados. En celeste: temporada diciembre 2015 – abril 2016; en verde: temporada diciembre 2016 – abril 2017.

podido comprender procesos clave en este sistema. El aporte de agua muy transparente del arroyo Pan de Azúcar, con niveles moderados a altos de nutrientes, favorece la dominancia de vegetación sumergida, componente que se encuentra en una fase de importante expansión espacial en los últimos 15 años. El tamaño de Laguna del Potrero y el fetch asociado limita la generación de grandes olas que dañen físicamente la vegetación acuática. Las condiciones en el sistema principal de Laguna del Sauce son sustancialmente diferentes debido a las diferencias de áreas, incidencia del viento y generación de olas. Este sistema carece de vegetación acuática, sus aguas presentan una turbidez inorgánica mayor y se encuentra dominado en algunos períodos por floraciones algales y de cianobacterias.

Los extensos humedales asociados al arroyo Pan de Azúcar y Sauce promueven los procesos de desnitrificación, gracias a lo cual se observan importantes fluctuaciones temporales en la concentración de nitrógeno total y muy bajas concentraciones en múltiples ocasiones. Estas condiciones favorecen el establecimiento de cianobacterias fijadoras de nitrógeno. En el caso particular de Laguna del Potrero, los bancos de plantas sumergidas, además de favorecer los procesos de desnitrificación, incorporan una parte significativa de los nutrientes por asimilación.

Este tipo de monitoreo ha permitido identificar tributarios con concentraciones altas de nutrientes en la cuenca, asociados a centros poblados con carencia de sistemas de saneamiento o emprendimientos productivos intensivos de tambos. Esta información es crucial para orientar espacialmente los esfuerzos en el control de las medidas recientemente adoptadas para manejar el aporte externo de nutrientes.

Discusión

El conjunto de las estrategias de monitoreo disponibles al día de hoy en Laguna del Sauce constituye un sistema de seguimiento clave para diversos procesos de análisis y toma de decisión. Como tal, responde a objetivos diversos, que se atienen a procesos que ocurren a distintas escalas espacio-temporales y, por tanto, la información se generará

también a frecuencias y en escalas espaciales diferentes. La información de los monitores deriva en estrategias de prevención o mitigación de problemas de calidad de agua aplicables a distintas escalas (por ejemplo, agua bruta tomada por OSE-UGD, cuenca) pero también en la recopilación de información para el estudio de dinámicas clave del sistema y generación de modelos predictivos de calidad de agua que, a su vez, pretenden aportar a la mitigación y prevención, así como a la mejor interpretación de la información generada por diversas estrategias. Una de las características del sistema de seguimiento presentado es su carácter interinstitucional, lo que comprende un desafío desde diferentes puntos de vista. Asimismo, la necesidad de recursos humanos especializados para llevar adelante el monitoreo, registro y ordenación de la información y de recursos materiales para mantener en el tiempo ciertos aspectos del sistema de seguimiento constituye otro desafío relevante. En este contexto, se presentan algunos retos y perspectivas a futuro relacionados a las estrategias de monitoreo presentadas. A continuación se discute el interés de integrar nuevas estrategias de monitoreo a las ya existentes. Por último, se alude a las barreras a superar para mejorar el sistema de seguimiento actual.

Registro de información hidrológica y meteorológica

Resulta de interés estudiar la viabilidad de ampliar la cobertura pluviométrica en la cuenca de aporte para tener una mejor estimación del aporte a la laguna, tiempo de residencia del agua y evaluaciones adecuadas de las cargas externas de nutrientes.

Como se menciona previamente, a la fecha no existe una coordinación entre INUMET y OSE-UGD, de modo que los funcionarios de la usina cuenten con la información meteorológica (observada y de pronóstico) en tiempo real, ya sea de observación convencional como automática. Sería interesante poder coordinar mejor esta transferencia de información.

Monitoreo de información limnológica en la planta de OSE-UGD

Sería muy útil el almacenamiento de la información generada en un sistema informático único que esté a disposición de todos los generadores de información. Esto refiere a todas las estrategias de monitoreo (y las diferentes instituciones involucradas). Una posibilidad es que OSE-UGD lidere esta tarea. Esto conllevaría la contratación de recursos humanos adicionales porque se trata de una tarea demandante que difícilmente pueda ser llevada adelante por funcionarios que ya tienen responsabilidades asignadas.

Sonda de registro continuo

El mantenimiento del sistema de monitoreo+telemetría es una tarea exigente de recursos humanos e insumos (como, por ejemplo, repuestos y estándares), y su continuidad en el tiempo a mediano-largo plazo involucra la asignación de recursos adicionales.

La utilización de esta información en el proceso de toma de decisiones no es automática e implica una etapa imprescindible de interpretación y aprendizaje por parte de personal técnico especializado. A la fecha, esta capacidad no está asegurada.

Muestreos semanales y mensuales de información limnológica en el cuerpo de agua y red de tributarios

El esfuerzo de los muestreos semanales es considerable y por el momento se concentra en los períodos más críticos del año (verano). Este muestreo es posible en virtud de la cooperación y fondos aportados por la OSE-UGD y el CURE.

La posibilidad de poner en marcha este tipo de muestreo en otras épocas del año donde se registren floraciones fitoplanctónicas resulta inviable hoy, por la falta de un equipo destinado a esta tarea. Actualmente, tanto los muestreos semanales como mensuales son realizados por investigadores, estudiantes de posgrado y personal de OSE-UGD asignado a múltiples tareas. Cabe considerar la incorporación de recursos humanos permanentes al personal de OSE-UGD para desarrollar estos y otros tipos de monitoreo, colaborando al mismo tiempo con la actualización de las bases de datos y análisis de la información. En relación a los muestreos mensuales, la red de tributarios presenta dificultad de acceso, lo que limita la continuidad en el registro de la información por lo que es importante trabajar en sistemas de acceso a los campos y predios privados.

En los últimos años se adquirió una embarcación con fondos de OSE y del CURE para contar con medios destinados exclusivamente a estos muestreos. Esta estrategia ha resuelto varios inconvenientes en el pasado que generaron discontinuidades temporales en el monitoreo. Resulta conveniente pensar en un esquema similar para asegurar el acceso a la red de tributarios que requieren vehículos 4X4. Este recurso podría también utilizarse para las tareas de control y fiscalización.

Otras alternativas de monitoreo a considerar

En las últimas décadas se ha constatado un uso creciente de las geotecnologías aplicadas al estudio y evaluación de los recursos naturales y problemas ambientales. Las técnicas de sensoramiento remoto se han posicionado como una herramienta potente para el estudio de los sistemas acuáticos. En términos generales, este conjunto de técnicas permite conocer un objeto de estudio sin entrar en contacto con él, y generalmente refieren a la evaluación de objetos a partir de sensores localizados en plataformas espaciales (satélites) o aéreas (aeroplanos, helicópteros, drones, etcétera).

Entre las principales ventajas que brindan estas herramientas se destaca su eficiencia en costos económicos y tiempo, dado que brinda la posibilidad de realizar mediciones en períodos prolongados, con alta frecuencia y para amplias zonas, con costos menores a los relevamientos *in situ*. Además, permiten relevamientos en zonas de difícil acceso, y debido a su frecuencia y alcance espacial posibilitan identificar la variabilidad espacio-temporal de diversos fenómenos.

Si bien la utilidad y precisión de estas técnicas han sido ampliamente demostradas, su utilización no excluye la necesidad de aplicación de otros métodos, como los muestreos tradicionales. En este sentido, las técnicas de sensoramiento remoto para los estudios de calidad de agua, al igual que para el resto de las disciplinas científicas, son técnicas complementarias y no excluyentes.

Numerosos parámetros de calidad de agua pueden ser evaluados con estas técnicas. Dentro de los más estudiados



se destacan clorofila-*a*, turbidez, temperatura, materia orgánica disuelta, sólidos en suspensión, salinidad, fósforo total, ortofosfatos, demanda química y demanda bioquímica de oxígeno, entre otros (Gholizadeh, et al., 2016).

En Uruguay son escasos los antecedentes de evaluaciones de parámetros de calidad de agua mediante técnicas de teledetección. La Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU) (Uruguay-Argentina) ha realizado evaluaciones de clorofila-*a* y temperatura del agua mediante la utilización de imágenes satelitales SPOT 5, LANDSAT 7TM y LANDSAT 8 OLI/TIRS en forma sistemática desde 2014 (Drozd, 2014-2016).

El sensoramiento remoto ha demostrado en nuestro país una gran utilidad para analizar la influencia de diversas características de cuencas de drenaje (tipo y uso de suelo, geología, geomorfología, vegetación riparia, entre otros) en la variación espacial de los niveles de nutrientes (Díaz, 2013) u otros atributos de la calidad del agua. Es importante desarrollar el componente de teledetección en el Sistema Laguna del Sauce y cuenca asociada, lo que permitirá contar con un seguimiento detallado de las principales transformaciones del uso del suelo y su incidencia en la calidad del agua de la red de tributarios. Al mismo tiempo, posibilitará analizar la trayectoria histórica (al menos desde la década de 1980 a la actualidad) de varios atributos clave de calidad del agua, por ejemplo, la recurrencia de las floraciones fitoplanctónicas, su origen en el espacio y su distribución espacial, expansión de la vegetación sumergida, entre muchos otros.

Superando la fragmentación y promoviendo el aprendizaje

Actualmente navegamos una transición múltiple en la gestión de los recursos acuáticos continentales asociada a cambios en el sistema de gobernanza, las considerables transformaciones del suelo y las múltiples crisis de calidad del agua en el suministro de agua potable (Mazzeo, et al., 2014). La dinámica temporal del fitoplancton (particularmente su variación en escalas de días y semanas) y la multiplicidad de factores que la gobiernan, por citar un ejemplo, plantean grandes desafíos al ámbito de la gestión, tanto en la detección de señales de alerta temprana como en la comprensión de las dinámicas de cambio. Para ello resulta necesario diseñar y articular múltiples programas de monitoreo con objetivos y escalas temporales y espaciales diferentes, en muchas ocasiones bajo la responsabilidad de instituciones y actores diferentes. La fragmentación en la generación de la información, así como los procesos de análisis y toma de decisión es, sin dudas, la primera gran barrera a superar. Posteriormente, se deben generar las condiciones que promueven el aprendizaje continuo, tanto de los fenómenos que afectan la calidad del agua como de los posibles tratamientos o recomendaciones de uso. Ese trayecto solo puede ser recorrido sobre la base de la confianza, la cooperación interinstitucional y la asignación de recursos originalmente no contemplados en el diseño institucional y de funciones.

Reconocimientos

Los autores agradecen a la Unidad de Gestión Desconcentrada de OSE en Laguna del Sauce (OSE-UGD), al Instituto Uruguayo de Meteorología (INUMET) y a la Dirección Nacional de Agua (DINAGUA) por el aporte de información y la buena disposición para el intercambio de ideas.

Referencias

- Breiman, L., Friedman, J. H., Olshen, R. y Stone, C.J., 1984. *Classification and regression trees*. Monterey: Wadsworth
- Breiman, L., 2001. Random forests. En: *Machine Learning*, 45(1), pp.5-32.
- Carmichael, W. W., 2001. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: «The CyanoHABS». En: *Human and ecological risk assessment: An International Journal*, 7(5), pp.1393-1407.
- Carpenter, S. R., Stanley, E. H. y Vander Zanden, M. J., 2011. State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. En: *Annual Review of Environment and Resources*, 36, pp.75-99.
- Comisión Administradora del Río Uruguay, 2015. *Observación sistemática de la calidad del agua a lo largo del río Uruguay, (frontera argentino-uruguaya) mediante imágenes satelitales* [En línea]. [s.l.]: CARU. (Informe 77). [Consulta 15 de marzo de 2017]. Disponible en: <http://www.caru.org.uy/web/conae/Informe77.pdf>
- Clifton, H. E. y Dingler, J. R., 1984. Wave-formed structures and paleoenvironmental reconstruction. En: *Marine Geology*, 60(1-4), pp.165-198.
- Crisci, C., Terra, R., Pacheco, J.P., Ghattas, B., Bidegain, M., Goyenola, G., Lagomarsino, J.J., Méndez, G. y Mazzeo, M., en prensa. Multi-model approach to predict phytoplankton biomass and composition dynamics in a eutrophic shallow lake. En: *Ecological Modelling*.
- Díaz, I., 2013. *Modelación de los aportes de nitrógeno y fósforo en cuencas hidrográficas del departamento de Canelones (Uruguay)*. Montevideo: Facultad de Ciencias. (Tesis de Maestría)
- Elser, J. y Bennett, E., 2011. Phosphorus cycle: A broken biogeochemical cycle. En: *Nature*, 478, pp.29-31.
- El Observador, 2015. Laguna del Sauce presenta un grado de contaminación elevada, según ministra [En línea]. En: *El Observador*. [Consulta 16 de abril de 2015]. Disponible en: <http://www.elobservador.com.uy/laguna-del-sauce-presenta-un-grado-contaminacion-elevada-segun-ministra-n302859>.
- Gholizadeh, M., Melesse, A. y Reddi, L., 2016. A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques. En: *Journal Sensors*, 16(8), pp.1298-1306.
- Gruber, N. y Galloway, J.N., 2008. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. En: *Nature*, 451, pp.293-296.
- Heisler, J., Glibert, P. M., Burkholder, J. M., Anderson, D. M., Cochlan, W., Dennison, D., Dortch, Q., Gobler, C. J., Heil, C. A., Humphries, E., Lewitus, A., Magnien, R., Marshall, H. G., Sellner, K., Stockwell, D.A., Stockwell, D. K. y Suddleson, M., 2008. Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. En: *Harmful algae*, 8(1), pp.3-13.
- Inda, H. y Steffen, M., eds., 2010. *Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada*. Montevideo: Editorial Montevideo. ISBN: 978-9974-0-0694-2.
- Koroleff, F., 1970. *Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue. Information on techniques and methods for seawater analysis*. Copenhagen: ICES. (Interlaboratory Report 3).
- Kruk, C., Huszar, V. L., Peeters, E. T., Bonilla, S., Costa, L., Lüring, M., Reynolds, C. S. y Scheffer, M., 2010. A



- morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. En: *Freshwater Biology*, 55(3), pp.614-627.
- Mazzeo, N., Steffen, M., Inda, H., Goyenola, G., Clemente, J., Teixeira de Mello, F., Iglesias, C., Pacheco, J.P. y Sciandro, J., 2014. Navegando una transición múltiple. En: *Recursos hídricos: usos, tecnologías y participación social: un enfoque interdisciplinario*. Montevideo: Espacio Interdisciplinario, Udelar. (Café y Tertulia; 2/13). ISBN 978-9974-0-1070-3.
- Müller, R. y Widemann, O., 1955. Bestimmung des nitrations in Wasser. En: *Vom Wasser*, 22, pp.247.
- Muñoz, A., 2015. La clave es el manejo [En línea]. En: *La Diaria*. [Consulta 16 de Junio de 2015]. Disponible en: <https://ladiaria.com.uy/articulo/2015/6/la-clave-es-el-manejo/>.
- Murphy, J. y Riley, J. P., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. En: *Analytica Chimica Acta*, 27, pp.31-36.
- Nusch, E. A., 1980. Comparison of methods for chlorophyll and phaeopigment determination. En: *Arch. Hydrobiol. Beih., Ergebn. Limnol*, 14, pp.14-36.
- Scheffer, M. y van Nes, E. H., 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. En: *Hydrobiologia*, 584(1), pp.455-466.
- Scheffer, M., Hosper, S. H., Meijer, M. L., Moss, B. y Jeppesen, E., 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. En: *Trends in Ecology & Evolution*, 8(8), pp.275-279.
- Smith, V. H. y Schindler, D. W., 2009. Eutrophication science: where do we go from here? En: *Trends in Ecology & Evolution*, 24(4), pp.201-207.
- Valderrama, J. C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. En: *Marine Chemistry*, 10(2), pp.109-122.

Análisis espacio-temporal de los usos de suelo y sus presiones como herramienta de gestión integrada de cuencas. El caso de la microcuenca Tarariras, Maldonado, Uruguay

Spatio-temporal analysis of environmental drivers and its pressures as a tool for whole-basin management: The case study of the Tarariras basin, Maldonado, Uruguay

Silvera, Nicolás (1); Olivera, Fidel (1); Frachia, Rosina (1); Armand Ugón, Inés (1); Garrido Silveira, Mariana (1); Fascioli, Sofía (1); De los Santos, Paula (1); Brum Bulanti, Laura (2); García Alonso, Javier (2).

(1) Licenciatura en Gestión Ambiental, Centro Universitario Regional del Este (CURE), Universidad de la República (UdelaR).
(2) Centro Universitario Regional del Este (CURE), Universidad de la República (UdelaR), Uruguay.

Contacto: olivera.fidel6@gmail.com

RECIBIDO: 31/3/2017 – APROBADO: 14/6/2017

Resumen

La microcuenca del Arroyo Tarariras (Maldonado, Uruguay) abarca una diversidad de ambientes de serranías y costa con diversos valores patrimoniales, culturales y naturales. Presenta variados usos de suelo (rural y urbano) que generan distintas presiones en el ambiente. Debido a su escala y particularidades geomorfológicas, es un excelente modelo de estudio en dinámicas espaciotemporales naturales y antrópicas a nivel de cuenca. Con base en la fotointerpretación de imágenes aéreas (1966 y 2013) se analizaron los principales cambios en la cobertura del suelo, verificados mediante observación directa, y se logró un mapeo completo a nivel cuenca. Se categorizó el bosque a través de un muestreo fitosociológico y se complementó con entrevistas a informantes seleccionados y análisis de la normativa y planificación territorial prevista para la zona. Finalmente, se identificaron presiones ejercidas por distintos usos, por ejemplo, urbanización, nuevas formas de uso del espacio rural (clubes de campo), invasión de especies exóticas en bosques y cambios en el cauce del arroyo (descarga de efluentes y represas). Los abordajes a nivel de cuenca y de parámetros cualitativos y cuantitativos permitieron identificar presiones ambientales con potenciales cambios, reversibles o no en el ambiente, con miras a una gestión integrada de los socioecosistemas.

Palabras clave: Gestión ambiental, fotointerpretación, fitosociología.

Abstract

The microbasin of the Tarariras creek (Maldonado, Uruguay) covers different types of environments, from hills to coastal areas, including diverse natural, cultural and national heritage values. This basin presents different land uses (rural and urban) with specific environmental pressures. Due to its small scale and geomorphological properties, it is an excellent study model for spatio-temporal dynamics of natural and anthropic activities. Based on photo-interpretation, aerial images of 1966 and 2013 were analyzed. Major changes in the environment, activities and land uses were described and confirmed by direct observation, reaching a complete description at the basin level. Native forests were characterized through a phyto-sociologic sampling design, and selected interviews were performed. An integrated discussion of these results was carried out considering regulation and planification of land for the region. Finally, major pressures by different land uses (urbanization, exotic species in forests, sewage input and dam at the water level) were identified. Integrative approaches at basin level with qualitative and quantitative parameters allowed to identify pressures that can exert changes (reversible or not) towards an integrated management of the socioecosystems.

Keywords: Environmental management, photointepretation, phytosociology.

Introducción

Los cuerpos de agua son la base en los ambientes naturales. Por lo tanto, la cuenca es la base geográfica adecuada para una correcta gestión orientada a la conservación ambiental, manteniendo la calidad de vida de los seres humanos, que a su vez depende de la preservación de estos ambientes (Lin, et al., 1997). Se entiende por cuenca aquella superficie cuya escorrentía fluye por una red hidrográfica y que tiene una única salida a un cuerpo o curso de agua (Unión Europea, 2000). Como unidad de gestión presenta las ventajas de tener límites determinados por atributos ambientales y no político administrativos (Grumbine, 1994) y de integrar los distintos componentes bióticos y abióticos tomando como central el ciclo hidrológico (Lundqvist, et al., 1985). Abordando la gestión desde una perspectiva de cuenca se pueden observar las alteraciones en múltiples escalas espaciales (Allan, et al., 1997).

La gestión integrada de cuencas es un ejemplo de manejo ecosistémico cuyo abordaje vincula el conocimiento sobre relaciones ecológicas y el sistema social. Es una herramienta multiobjetiva que trasciende el manejo hidrológico y aporta a la conservación en general de suelos y aguas (Hooper, 2003). La gestión de cuencas implica un manejo adaptativo, ya que es necesario adoptar una postura de incertidumbre y aprendizaje permanente para tener flexibilidad en la gestión (Grumbine, 1994).

Desde hace varias décadas, en América Latina y el Caribe se ha implementado el manejo o gestión integrada de cuencas hidrográficas (Achkar, et al., 2004). Este concepto se origina en Estados Unidos en el año 1920 y su implementación comienza a ser masiva en la década de 1990 (Allan, et al., 1997; Unión Europea, 2000). A nivel nacional el manejo integrado de cuencas hidrográficas se desarrolla bajo la Ley de Política Nacional de Aguas N° 18.610 (Uruguay, 2009). Esta ley que regula el uso sustentable del recurso y su protección determina que para su manejo se debe realizar una evaluación y planificación periódica del recurso hídrico, manteniendo una visión multidisciplinaria y multiobjetiva orientada a satisfacer necesidades y requerimientos de la sociedad en materia de agua. En Maldonado se encuentra vigente el Decreto Departamental N° 3867 (Uruguay, 2010) que establece disposiciones de ordenamiento territorial y categorización del suelo, y promueve el manejo de bienes y recursos naturales y culturales, y la protección y valorización de las áreas naturales, rurales y urbanas.

La cuenca del Arroyo Tarariras está ubicada en la zona de transición de la vegetación costera entre la Litoral Platense y la Atlántica (Delfino, et al., 2011). A su vez, según la FEOW (Ecorregiones Dulceacuícolas del Mundo, por sus siglas en inglés), la cuenca se encuentra en el límite de dos ecorregiones dulceacuícolas: Paraná Inferior y Laguna Dos Patos. Según las unidades morfoestructurales propuestas por Panario et al. (2011), las ecozonas Sierras del Este y Graven de Santa Lucía se dividen en la zona. También las biozonas de peces y reptiles a nivel país presentan divisorias en este lugar (Brazeiro, et al., 2012).

El Cerro de los Burros y el Valle del Arroyo Tarariras conforman, además, una localidad arqueológica: presenta registro de ocupación humana desde hace aproximadamente 13.000 años (Meneghin, 2000; Politis, et al., 2004; Brum Bulanti, 2011). La zona integra la carta G-29 del Servicio Geográfico Militar que fue considerada como prioridad para el ingreso al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Soutullo,

et al., 2010). Actualmente está ubicada en la categoría de ingreso condicional debido a la falta de información sobre la viabilidad desde los puntos de vista económico, social y político (Soutullo, et al., 2014).

Existen en la zona organizaciones civiles que nuclean residentes y veraneantes interesados y comprometidos con el cuidado y la preservación del área. Entre 2001 y 2014 se realizaron varias actividades por parte de estas organizaciones para difundir el valor patrimonial de la zona y promover su protección (Comisión de Vecinos Cerro de los Burros, 2013). Por acción de la comisión de vecinos se logró que el Cerro de los Burros se declarara Patrimonio Departamental, según Resolución N° 04287/2013 de la Junta Departamental de Maldonado (Uruguay, 2013), y Monumento Histórico Nacional, según Resolución N° 249/014 del Ministerio de Educación y Cultura (Uruguay, 2014). Las características naturales y patrimoniales de la microcuenca del Tarariras, junto con las presiones de actores locales, motivan la necesidad de implementar un sistema integrado de manejo que preserve su calidad.

El objetivo general de este trabajo es generar aportes para el manejo integrado de la cuenca del Arroyo Tarariras. Los objetivos específicos son determinar los cambios de cobertura del suelo en el tiempo, realizar la caracterización primaria de los bosques e identificar las presiones actuales y potenciales para la conservación de los ambientes y valores patrimoniales.

Materiales y Métodos

Se tomó la cuenca como unidad de estudio, integrando los distintos componentes físico-bióticos y humanos. La información se procesó en un Sistema de Información Geográfica (GvSIG versión 2.14) para identificar y categorizar los cambios en los usos y ambientes en el tiempo y las presiones asociadas. Se tomaron como base las imágenes del vuelo fotogramétrico de la Fuerza Aérea Uruguaya de 1966 y las más recientes que se disponían en Google Earth (2013).

El límite de la cuenca se determinó a partir de la modelación en el SIG, tomando como base las curvas de nivel disponibles en la Infraestructura de Datos Espaciales del Uruguay (IDE). Las imágenes del año 1966 fueron digitalizadas y georreferenciadas al SiG, mientras que las de Google Earth fueron cargadas directamente con las herramientas del programa. La identificación de elementos y categorías se realizó sobre la imagen en el SIG, siguiendo criterios de identificación visual (Chuvieco, 2006). Para sistematizar la información se usó un sistema de categorías adaptado de Álvarez et al. (2015), en el que cada porción del territorio fue asociada a una de ellas. Las categorías se agruparon en dos tipos: las áreas naturales (pradera arbustiva, pradera herbácea, bosques y afloramientos rocosos) y las áreas de usos y actividades (área urbana, cultivos agrícolas, montes frutales, montes de abrigo - 5 ha, plantaciones forestales + 5 ha y zona industrial). La observación directa en terreno permitió verificar la correcta asignación e identificar cambios que pudieran haber ocurrido entre 2013 y 2016. De las más de 3.131 hectáreas que tiene la cuenca, solo 71 (2,3 %) no fueron asignadas a una categoría y corresponden a la red vial y pequeños claros que por su resolución no pudieron ser minimizados.

Para una primera caracterización de los bosques de la cuenca se aplicó un muestreo de la diversidad florística.

Se realizó una estratificación primaria siguiendo criterios geográficos (Prodan, et al., 1997) y a partir de la fotointerpretación de 2013 se utilizaron las categorías propuestas por Brussa y Grela (2007): ribereño, serrano, marítimo o psamófilo. El muestreo se realizó por el Método de Cuadrantes Centrados de Morisita (1957) modificado por Mitchell (2007). En la Tabla 1 se presentan los indicadores y su fórmula de cálculo. Se trazaron transectas perpendiculares al curso de agua debido al gradiente de especies en función del nivel de humedad (Piaggio y Delfino, 2009), determinando una zonificación microclimática (Brussa y Grela, 2007). En los parches de más de 10 hectáreas, correspondientes únicamente al bosque serrano, los puntos de muestreo se ubicaron cada 100 metros. Se tomaron transectas en la parte alta, media y más baja con respecto a la altitud. En los demás parches y para todos los tipos de bosque, los puntos de muestreo sobre la transecta se ubicaron cada 20 metros. Un total de 50 sitios fueron muestreados en toda la cuenca, en los tres tipos de bosque y con variantes en el tamaño de parche. Se realizaron cuatro transectas en bosque serrano, tres en bosque ribereño y una en bosque marítimo. Dentro de cada cuadrante se relevó el individuo más cercano al punto central de muestreo, registrando la distancia a este (distancia r) y el diámetro a la altura del pecho (DAP) del árbol. Como el objetivo era relevar la vegetación arbórea, se registraron todos los individuos de DAP mayor a 7 cm.

Se realizaron entrevistas semiestructuradas a actores referentes de las diferentes localidades que involucra la cuenca, pertenecientes a organizaciones de la sociedad civil o gradualmente referidos por otros entrevistados como conocedores del área, según el sistema «bola de nieve» (Taylor y Bodgan, 1987). Con esta estrategia se procuró obtener información cualitativa de personas con relación histórica con el lugar, participación en organizaciones sociales locales y actividad en diferentes balnearios y zonas de la cuenca. Estos atributos los convierten en informantes calificados que pueden dar cuenta de los cambios en su entorno en una escala temporal y brindar información cualitativa de importancia (Tongco, 2007) que permite completar vacíos que deja la investigación tradicional (Batthyány, et al, 2011).

Las entrevistas indagaron en cuatro ejes temáticos: historia del lugar y recuerdos del entrevistado; aspectos naturales

o paisajísticos destacados; cambios o modificaciones (tanto positivos como negativos) que ha observado en la zona, y amenazas o tendencias que incidan en la zona. Las entrevistas fueron coordinadas con los entrevistados informándoles del objetivo y encuadre en el proyecto. Las mismas fueron grabadas con el consentimiento de los involucrados. Los audios fueron desgrabados y transcritos para su posterior lectura, análisis y procesamiento.

Se realizaron un total de siete entrevistas, que cubrieron las diferentes localidades involucradas en la cuenca y sus organizaciones de la sociedad civil más destacadas. En ellas se pudo recoger información que agregó datos relevantes a la caracterización socioecológica e histórica del lugar. Este enfoque no tuvo un fin exhaustivo sino exploratorio; mediante esta técnica se proponía incorporar datos útiles al proyecto y a la formulación de sus objetivos.

Se tomó el Modelo Presión, Estado, Respuesta desarrollado por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD, 1993) que permite integrar en un cuadro de síntesis los distintos factores de presión que reporta la bibliografía sobre el ambiente. Este análisis se remite a identificar presiones y posibles cambios de estado en la Cuenca del Arroyo Tarariras. Se tomó como referencia bibliográfica un listado de presiones sobre los ambientes naturales presentes en la cuenca y el patrimonio (CLAES, 2008; Achkar, et al., 2012; Comisión de Vecinos Cerro de los Burros, 2014).

Resultados

En base a las curvas de nivel y la red hidrográfica se determinaron los límites de la cuenca para el Arroyo Tarariras, abarcando un área total de 3.131 hectáreas (31,31 km²). Se lograron identificar todas las categorías de cobertura de suelo para casi la totalidad de la superficie de la microcuenca (97,7%). En general, tanto en 1966 como en 2013, la microcuenca presenta una cobertura rural de suelo predominante, caracterizado por praderas herbáceas y arbustivas. Estas praderas representan aproximadamente 2/3 del total de la superficie. En la fotointerpretación de las imágenes del año 1966 se observaron principalmente los ambientes de praderas arbustivas, herbáceas y bosques, que cubren 77,6 % del área

Indicador	Fórmula	Descripción
Dominancia absoluta por especie (DA)	$DA: dA \times \text{Área basal}$ $\text{Área basal} = AB_j = (\pi * DAP^2) / 4$ DAP= diámetro del árbol a la altura del pecho (1,30 mts)	Cobertura de una especie por unidad de superficie
Densidad absoluta (dA)	$dA = 1 / r^2$ $r = \text{distancias de cada individuo al punto central de la estación por transecta} / C$ $C = \text{total de cuadrantes con especie}$	La densidad absoluta (dA) se define como el número de árboles por unidad de área y se determina a partir de la distancia media (r)
Frecuencia absoluta (Fj)	$F_j = (E_j / E_{total}) * 100$ $E_j = \text{Estaciones en las que aparece la especie } j.$ $E_{total} = \text{Estaciones totales en una transecta}$	La frecuencia absoluta (Fj) se refiere al porcentaje de aparición de la especie en el total de estaciones

Tabla 1. Indicadores fitosociológicos. Adaptado de Mitchell (2007). Dominancia absoluta (DA); Densidad absoluta (dA); Frecuencia absoluta (Fj).

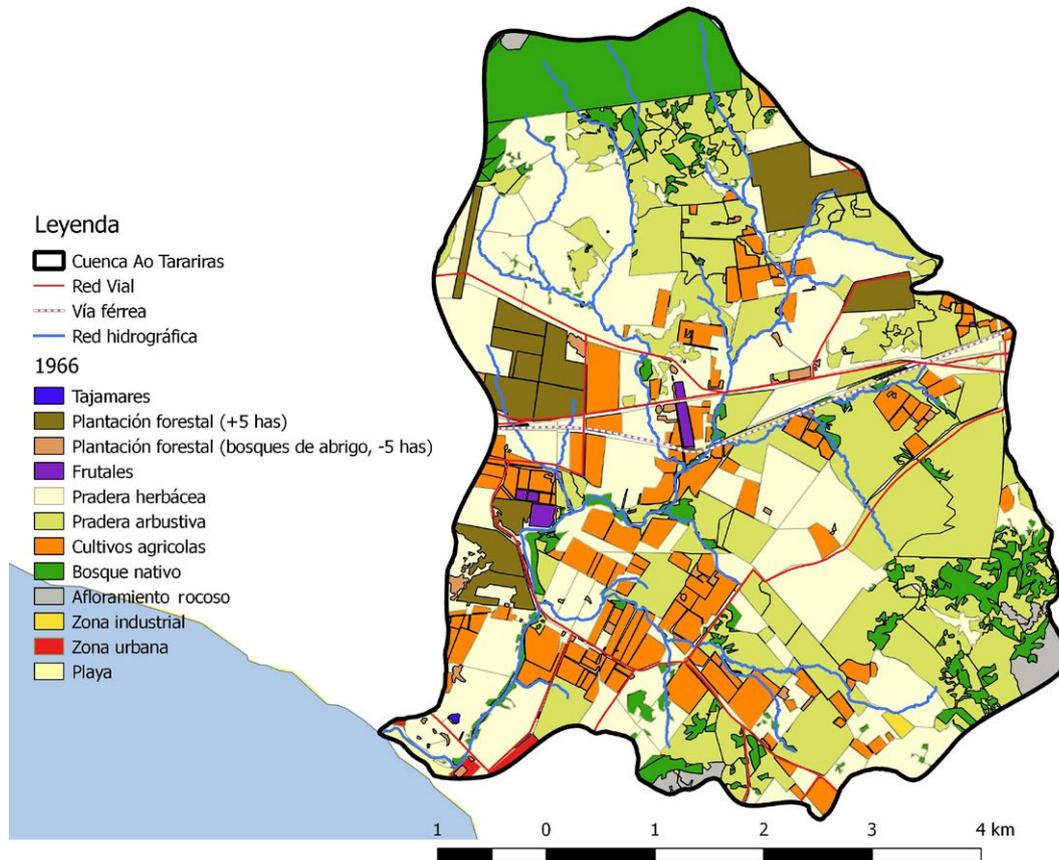


Figura 1. Mapeo de usos y ambientes en la Cuenca del Arroyo Tarariras, elaborado a partir de imágenes de 1966 de la Fuerza Aérea Uruguaya.

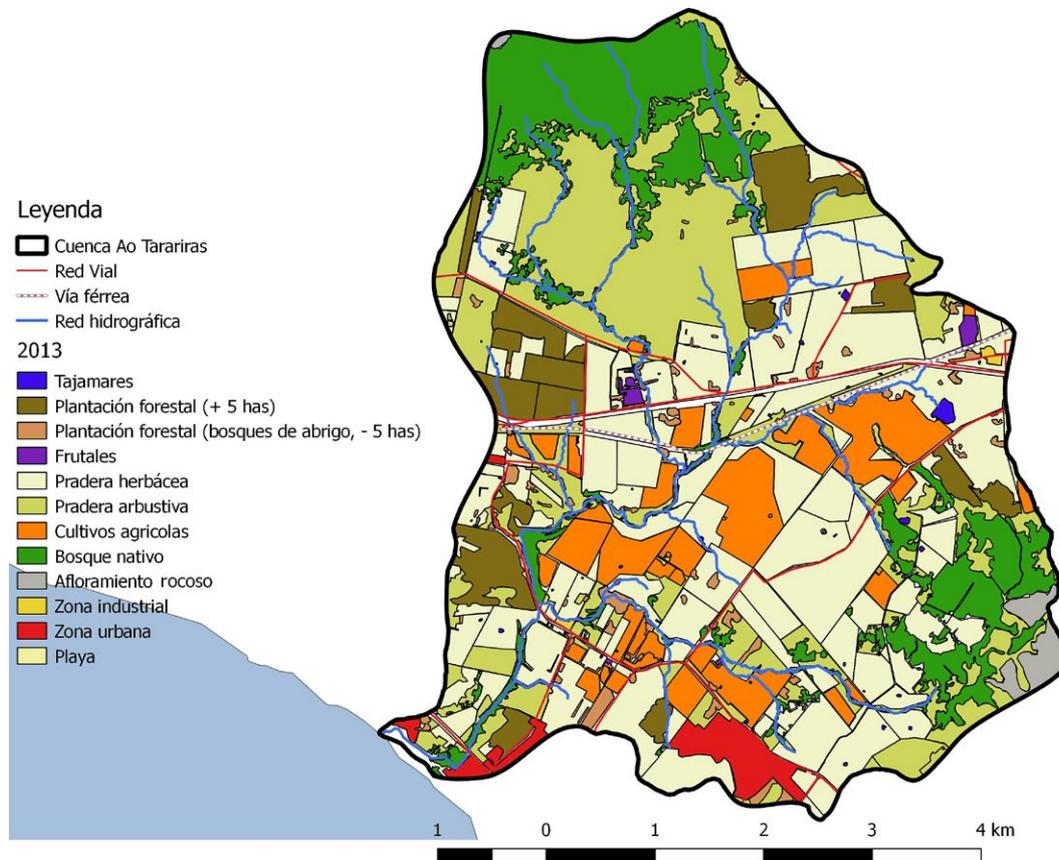


Figura 2. Mapeo de usos y ambientes en la Cuenca del Arroyo Tarariras, elaborado a partir de imágenes de 2013 de Google Earth.

Categoría	Área 1966	Área 2013	Cambio de cobertura (%)
Afloramiento rocoso	36,62	39,12	7
Bosque	366,51	494,26	35
Cultivos agrícolas	388,08	312,36	-20
Frutales	12,06	7,89	-35
Plantación forestal (+5 ha)	181,94	215,13	18
Plantación forestal (bosques de abrigo, -5 ha)	32,55	62,17	91
Pradera arbustiva	974,8	738,63	-24
Pradera herbácea	1051,75	1109,73	6
Tajamares	0,91	6,87	652
Zona industrial	3,78	3,40	-10
Zona urbana	8,94	62,11	595

Tabla 2. Análisis comparativo de áreas cubiertas por uso y ambiente para los dos años (1966-2013) en la Cuenca del arroyo Tarariras.

(Figura 1). En cuanto a los resultados de la fotointerpretación de imágenes de 2013, las praderas arbustivas, las herbáceas y el bosque mantienen la predominancia, aunque aumentó el área de cobertura de zona urbana, forestal y tajamares, que representa un 11 % del área (Figura 2). Comparando estos resultados de fotointerpretación (1966-2013) se observa el área ocupada para cada categoría en cada serie y la variación existente; como mayores cambios se destacan los tajamares, los bosques de abrigo y la zona urbana (Tabla 2).

Por medio de la observación directa y entrevistas, se identificaron nuevas actividades: cultivos de olivos y chacras turísticas y de segunda residencia. Estas actividades emergentes se llevan a cabo en los mismos predios donde también se conservan parches de bosque nativo, muchos de ellos parquizados.

En los resultados fitosociológicos se aprecia que la diversidad de especies en los bosques muestreados fue variable (Figura 3). El bosque serrano (Sierra de las Ánimas) presentó el mayor grado de diversidad: 19 especies.

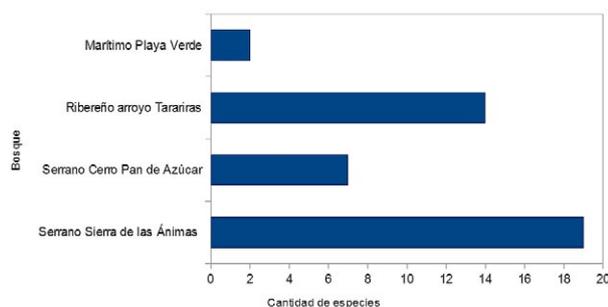


Figura 3. Diversidad de especies arbóreas por transecta y por tipo de bosque en la cuenca del arroyo Tarariras.

Las especies dominantes observadas en el total de los bosques muestreados de la cuenca fueron la aruera *Lithraea brasiliensis* y el chal-chal *Allophylus edulis*, con 25 % de dominancia de cada especie en el total de las transectas (Figura 4).

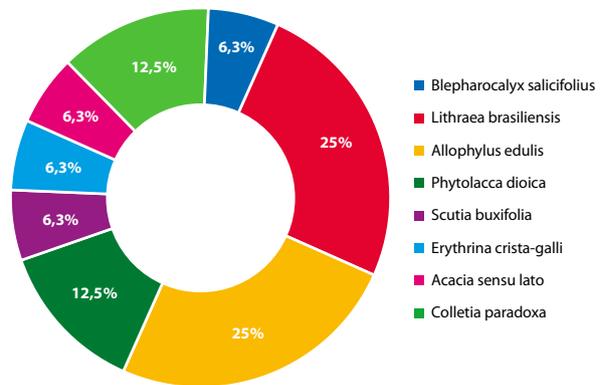


Figura 4. Especies dominantes en los bosques analizados de la cuenca del arroyo Tarariras.

La observación cualitativa más importante fue la fuerte presencia de la especie exótica *Ligustrum sp.* que domina el sotobosque del bosque serrano con individuos de distinta altura. En los cuadrantes de los puntos de muestreo en el bosque ribereño no se encontraron exóticas. En cambio, el bosque marítimo está compuesto por la especie exótica *Acacia sensu lato*. Se registraron las especies arbustivas *Dodonaea viscosa*, *Lantana camara* y *Bacharis tridentata*, dado que alcanzaron el diámetro mínimo de 7 cm.

Las entrevistas arrojaron información sobre los cambios en el área. En cuanto a las características del lugar, en el pasado se destacaban las zonas de pastizales y bosques, la fauna autóctona, la tranquilidad, las vistas a los cerros y los campos de pequeños productores en sus chacras. Al respecto de los cambios o modificaciones, se destacaron aquellos con mayor impacto visual, como las grandes construcciones, la forestación y la urbanización, así como aquellos que afectaron el modo de vida de los pobladores del área: la disminución de los productores familiares y pequeños establecimientos rurales, y la actividad comercial a pequeña escala. Estos productores locales abastecían a los veraneantes en temporada

alta y a los pobladores residentes de la zona. Se mencionaron grandes establecimientos industriales en el área de la cuenca: el frigorífico y la planta procesadora de pescado.

En cuanto a las tendencias actuales, fue resaltado el aumento del turismo y la pérdida de cuencas visuales por forestación urbana o rural, la pérdida de vegetación nativa y de lugares de paseo (desembocadura del arroyo, cerros, playa), el aumento de basura y residuos.

De acuerdo al Modelo Presión, Estado, Respuesta (OECD, 1993), la principal presión identificada en la agricultura es el cambio del modelo productivo, asociado a monocultivos cerealeros o praderas artificiales con predios de mayor tamaño limitando la conectividad entre ambientes (Forman, 1995) Los insumos químicos que requiere tienen el potencial de alterar el suelo y el agua con nutrientes y contaminantes, afectando la dinámica de los ecosistemas (Tilman, 1999). El modelo forestal desarrollado implica especies exóticas de rápido crecimiento principalmente del género *Eucalyptus*, con el potencial de alterar el ciclo hidrológico reduciendo el escurrimiento superficial con respecto a la pradera (Silveira, et al., 2006).

Discusión

Los cambios en los cultivos agrícolas registrados mediante comparación de imágenes, entrevistas y observación directa muestran la concentración de la actividad en grandes parcelas. La situación en la cuenca de estudio no es diferente a la del resto de los territorios rurales de la Cuenca del Plata (Domínguez, et al., 2016). La demanda internacional de los denominados *commodities* ha cambiado el modelo productivo agrícola en Uruguay. *Commodities* son productos del sector primario con precios uniformes y posterior procesamiento, transados libremente en el mercado y sensibles a cambios significativos en los mercados en los que actúan (Consolandich, et al., 2011). Estos monocultivos y su extensión están asociados a la especulación en el mercado inmobiliario rural que lleva a que el paquete tecnológico de la agricultura moderna se base fuertemente en el uso de insumos externos, como fertilizantes y agroquímicos. Esto, a su vez, conduce a uno de los principales problemas actuales de Uruguay: la deriva de nutrientes y sustancias químicas a los cursos de agua (Bonilla, et al., 2015), los procesos de suba de precios y la concentración de la tierra (Domínguez et al., 2016).

En el ámbito rural ha aumentado la complejidad social y económica debido al ingreso de nuevos actores y actividades, muchas de ellas como extensiones de las ciudades (Gorenstein, et al., 2007). Lo rural como concepto ya no puede ser atado a la actividad agropecuaria sino, como refiere Pérez (2005), el espacio rural es sitio para diversas actividades económicas y sociales que trascienden la producción primaria. Como uno de los motores de cambio para el suelo rural, el turismo residencial ha impulsado la urbanización y los cambios en distintos ambientes, con posibilidades de grandes consumos hídricos y energéticos, además de la contaminación de ecosistemas, no solo en la zona donde se localiza, sino también a distancia (Aledo, 2008).

La diversificación de usos en la cuenca ha llevado a un mayor fraccionamiento y heterogeneidad en el paisaje, lo que constituye uno de los problemas mundiales en materia de biodiversidad (Kuusasaari, et al., 2009), que genera la división de hábitats y altera las funciones de los ecosistemas (Forman, 1995).

Es posible identificar numerosas chacras turísticas que apuntan a brindar un producto recreativo para un mercado que demanda el contacto con el entorno autóctono y el mantenimiento de la relación con la sociedad local (Valiente, et al., 2005).

En la cuenca se observan procesos de construcción paisajística que coinciden con otros realizados en el mundo, que implican la suplantación del paisaje cultural típico (Aledo, 2008). En este caso, chacras familiares, establecimientos lecheros y zona ganadera son suplantados por clubes de campo con paisaje artificial. Este tipo de fraccionamiento tiene más particularidades de urbano que de rural, y supone el desarrollo de importantes redes de caminería y la dotación de servicios. Esto implica un cambio de identidad y una desconexión del territorio con su cultura; la nueva identidad, promovida por estas formas de turismo residencial, tiene más contacto con un ambiente global que con los procesos y lugares de inmediata cercanía (Aledo, 2008). Mediante la observación directa y las entrevistas realizadas se percibió la inquietud de actores locales frente a este proceso y se verificó que existen predios rurales (clubes de campo) donde las actividades agropecuarias son un componente más de la oferta turística y no la actividad principal. Los proyectos inmobiliarios favorecen el traspaso de la propiedad de la tierra desde actores locales a inversionistas, muchos de ellos extranjeros, dando lugar a la «elitización» del territorio (Aledo, 2008; Aledo y Cañada, 2012). Esto genera presiones ambientales emergentes por los cambios radicales en el paisaje, como la instalación de cercos, elementos de seguridad y distintos tipos de barreras visuales (Thuillier, 2005).

Los resultados obtenidos muestran un crecimiento exponencial de la zona urbana en la franja costera. La zona presenta una población temprana, según Martínez Rovira (2002); ya en la segunda mitad del siglo XIX era posible encontrar poblaciones cerca del arroyo Tarariras. En las imágenes del año 1966 se identifican Estación y Balneario Las Flores, Playa Verde y zonas en proceso de urbanización conectadas por caminería local y rutas nacionales.

La urbanización sobre la franja costera ha crecido a impulso de la construcción de residencias para el turismo de sol y playa tradicional de la costa uruguaya (Arana, et al., 1983). Si bien esto ha sido medido por un proceso de ordenamiento territorial, sigue teniendo una debilidad en lo que respecta a la integración de variables ambientales. Hay urbanizaciones previstas para la margen del curso de agua y continúan las edificaciones en la zona de la desembocadura y en la planicie de inundación próxima.

La expansión del uso urbano implica impermeabilizaciones asociadas a las construcciones, nueva red vial y el ajardinado en base a flora exótica (Henry y Heinke, 1999), teniendo como consecuencia la alteración de la morfología costera por la fijación de dunas (CLAES, 2008).

La categorización de suelos aprobada por el gobierno departamental de Maldonado mediante el instrumento de ordenamiento territorial decreto N°3866, Directrices Departamentales y Microregionales de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible, (Uruguay, 2010) refuerza la posibilidad de cambio de rural a urbano en la franja costera, dado que presenta una importante porción del área con la categoría rural potencialmente transformable. La organización civil de vecinos del Cerro de los Burros reafirmó este acelerado incremento poblacional en la zona y consideró urgente la normativa pertinente para la conservación de los valores

naturales y culturales del área (Comisión de Vecinos Cerro de los Burros, 2014).

Como principales cambios que afectan a los cursos de agua se identificaron el incremento del área de tajamares (652 %, Tabla 2), la construcción de dos pequeñas represas y la descarga del saneamiento de Pan de Azúcar. En particular, los tajamares pueden disminuir la calidad y cantidad del agua en el arroyo y presentar potenciales conflictos en sus usos como recurso común (Brito, et al., 2017). A su vez, las chacras de turismo rural representan una forma de suburbanización en la que se alteran los cuerpos de agua existentes o se crean nuevos con un fin paisajístico asociado a los procesos de parquización del entorno en las chacras y clubes de campo (Hernández, 2009).

El efluente doméstico que descarga en el arroyo Tarariras proviene de la planta de tratamiento primario de la ciudad de Pan de Azúcar con un caudal del efluente mayor al caudal natural del arroyo en el punto de descarga. OSE informó que en el año 2012 existían 1870 conexiones al saneamiento que derivan en esta planta y el efluente tratado que se descarga representa un flujo de 1300 m³/día (OSE, 2016). El sistema de tratamiento actual implica todos activados en modalidad de aireación extendida, con posterior desinfección por cloración, sin remoción de nutrientes.

La composición del bosque serrano descrito en este trabajo es similar a la consignada por Brussa y Grela (2007) para estos ecosistemas. En el caso del bosque ribereño del arroyo Tarariras, solo el Ceibo, *Erythrina crista-galli*, especie más característica y abundante, coincide con la lista de Brussa y Grela (2007). Las especies registradas e identificadas en el bosque ribereño en la zona de la cuenca del arroyo Tarariras, no mencionadas en la bibliografía, fueron: *Celtis iguanaea*, *Colletia paradoxa*, *Eugenia uniflora*, *Jodina rhombifolia*, *Lantana*, *Phytolacca dioica*, *Schinus molle* y *Trixis praestans*.

En el bosque psamófilo solo se registraron dos especies, una exótica, *Acacia sensu lato*, y otra nativa, *Colletia paradoxa*. Se constató la ausencia de bosque en la zona costera de la cuenca y una fuerte presencia de especies exóticas. La ausencia de este tipo de bosque puede deberse a la fragmentación y transformación que ha sufrido la franja costera con el transcurso del tiempo. De hecho, el desarrollo turístico clásico en la costa platense y oceánica ha afectado de manera drástica a la flora nativa asociada (Alonso y Bassagoda, 1999).

Las invasiones de especies exóticas en la cuenca, que tienen origen en la interacción urbano-rural y cuyo fin inicial fue ornamental, hoy compiten y suplantán a las especies de los ecosistemas naturales y constituyen uno de los problemas ambientales más importantes en el ámbito terrestre (Lowe, 2000; Rands, et al., 2010), y a nivel país (CLAES, 2008; Aber, et al., 2014) ha sido verificado como una fuente de presión para la cuenca.

El decreto departamental N° 3866 (Uruguay, 2010) hace referencia a que se elaborarán planes de gestión de nacientes con el objetivo de proteger los recursos hídricos mediante la conservación del bosque nativo asociado. En esta línea también se observa un choque de intereses, ya que existen normativas que apuntan en distintos sentidos, unas nacionales y otras departamentales. Por un lado, la zona de sierras se conforma por suelos que por la categorización CONEAT tienen baja productividad ganadera-agrícola, y ello llevó a incorporarlos al listado de suelos de prioridad forestal según el decreto nacional 220/2010 (Uruguay, 2010), que se realiza bajo un modelo productivo basado en especies exóticas de rápido crecimiento (Cannell, 1999). En contraposición, la ley

18308 de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible promueve la protección de las nacientes de cursos de aguas y zonas altas, adjudicándoles prioridad ambiental. Se entiende que esta prioridad será ejecutada mediante los instrumentos de ordenamiento territorial desarrollados a nivel nacional o departamental. No se encontró normativa específica ambiental para la protección de la zona alta, que debía ser elaborada según se refiere en el decreto departamental N° 3866 (Uruguay, 2010).

Las aproximaciones integradas de diversas fuentes de información y a una escala espacial pequeña permiten identificar los cambios en la cobertura del suelo en el tiempo y espacio. Al asociarlos a la variación en las actividades antrópicas y sus efectos, permite mejores prácticas y prever tendencias. Esto representa un insumo clave para una correcta gestión de la cuenca y su preservación.

Reconocimientos

A Eduardo Marchesi, Patricia Mai, Matías Arim y Verónica Pinelli por el apoyo al proyecto. A los vecinos entrevistados, Lia Rodríguez, Marta Vila, Mirta Denis, Milton Casales, Graciela Linares y Aída Calveti. A Fabián Gómez de UGD-OSE. A Andrés Linares, Betina Amorín y Micaela Amarillo. A Rina Díaz y Alejandra Escrivá. A Roberto Díaz por abrirnos la puerta de su casa, compartir sus experiencias y acompañarnos en las salidas. A los estudiantes y docentes de UTU Arrayanes por integrarnos en actividades de intercambios en base a estudios en la zona.

Referencias

- Aber, A., Ferrari, G., Zerbino, E., Porcile, J. F., Brugnoli, E., y Nuñez, L., 2014. *Especies exóticas invasoras en el Uruguay*. Montevideo: Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras. ISBN: 978-9974-658-02-8
- Achkar, M. Cayssials, R. Domínguez, A. y Pesce, F., 2004. *Hacia un Uruguay sustentable: gestión integrada de cuencas hidrográficas*. Montevideo: Redes - AT.
- Achkar, M., Brazeiro, A. y Bartesaghi, L., 2012. *Principales amenazas para la conservación de la biodiversidad de Uruguay*. Montevideo: MGAP/PPR; Facultad de Ciencias; Vida Silvestre; Sociedad Zoológica del Uruguay; CIEDUR.
- Aledo, A. y Cañada, E., 2012. *El turismo residencial en tiempos de crisis: ¿fin de un modelo?* Barcelona: Icaria Editorial.
- Aledo Tur, A., 2008. De la tierra al suelo: la transformación del paisaje y el nuevo turismo residencial. En: *Arbor*, 184(729), pp.99-113.
- Allan, D., Erickson, D. y Fay, J., 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. En: *Freshwater biology*, 37(1), pp.149-161.
- Alonso Paz, E. y Bassagoda, M. J., 1999. Los bosques y los matorrales psamófilos en el litoral platense y atlántico del Uruguay. En: *Comunicaciones Botánicas del Museo de Historia Natural de Montevideo*, VI(113), pp.1-8.
- Álvarez, A, Blum, A y Gallego, F., eds., 2015. *Atlas de cobertura del suelo del Uruguay*. Montevideo: DINOT; FAO.
- Arana, M., 1983. Paisaje y medio ambiente: algunas consideraciones sobre las áreas costeras en el Uruguay. En: Arana, M., Brailovsky, E., Bugnicourt, J., Gross, P., Favaro, E., Morello J., Presci, R., y Prudkin, N., Rieti,

- S., Sejenovich, H., Sunkel, Veiga D., y Villamil, J., eds. *Medio ambiente y turismo*. Buenos Aires: Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales. pp.123-151.
- Baththyány, K., Cabrera, M., Alesina, L., Bertoni, M., Mascheroni, P., Moreira, N., y Rojo, V., 2011. *Metodología de la investigación para las ciencias sociales: apuntes para un curso inicial*. Montevideo: UdelAR.
- Bonilla, S., Haakonsson, S., Somma, A., Gravier, A., Britos, A., Vidal, L., De León, L., Brena, B., Pérez, M., Piccini, C., Martínez de la Escalera, G., Chalar, G., González-Piana, M., Martigani, F., y Aubriot L., 2015. Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. En: *INNOTEC*, 10, pp.9-22.
- Brazeiro A., Panario D., Soutullo A., Gutiérrez O., Segura A. y Mai P., 2012. *Clasificación y delimitación de las eco-regiones de Uruguay: Informe Técnico*. Montevideo; MGAP/PPR; Facultad de Ciencias; Vida Silvestre; Sociedad Zoológica del Uruguay; CIEDUR.
- Brito, M., Pasquariello, S. y Tarragó, V., 2017. *Aportes al diagnóstico de la calidad del agua de la Cuenca del Arroyo Tarariras*. Maldonado: UdelAR.
- Brum Bulanti, L., 2011. Ocupaciones litorales en las costas plateras del departamento Maldonado (Uruguay): Primeras aproximaciones. En: *Revista de Estudios Marítimos y Sociales*, 4(4), pp.21-30.
- Brussa, C. A. y Grela, I., ed., 2007. *Flora arbórea del Uruguay con énfasis en las especies de Rivera y Tacuarembó*. Montevideo: COFUSA.
- Cannell, M. G., 1999. Environmental impacts of forest monocultures: water use, acidification, wildlife conservation, and carbon storage. En: *New Forests*, 17(1-3), pp.239-262.
- Chuvieco, E., ed., 2006. *Fundamentos de teledetección espacial*. Madrid: Ediciones Rialp.
- CLAES, PNUMA y Uruguay. Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Dirección Nacional de Medio Ambiente, 2008. *GEO Uruguay, 2008: informe del estado del ambiente*. Montevideo: Mosca.
- Comisión de Vecinos Cerro de los Burros, 2013. *Documentos que acompañan la solicitud de protección de la localidad arqueológica del Cerro de los Burros*. Tarariras. (Inédito).
- Comisión de Vecinos Cerro de los Burros, 2014. *Propuesta de ingreso del Cerro de los Burros al Sistema Nacional de Áreas*. (Inédito).
- Consolandich, G., Ferreira, P. y Fierro, L., 2011. *Índice de precios de exportaciones agropecuarias (1999-2009). Construcción de un índice con precios de referencia internacional para las principales exportaciones agropecuarias de Uruguay*. Montevideo: Facultad de Ciencias Económicas y de Administración.
- Delfino, L., Piñeiro, V., Mai, P., Mourelle, D., Garay, A. y Guido, A., 2011. Florística y fitosociología del bosque psamófilo en tres sectores de la costa de Uruguay, a lo largo del gradiente fluvio-marino. En: *Iheringia*, 66 (2), pp.175-188.
- Domínguez, A., Achkar, M. y Pesce, F., 2016. Dinámicas espaciales, transformaciones territoriales y nuevas regionalidades en el Uruguay rural contemporáneo. En: *Asociación de Universidades del Grupo de Montevideo. XI Bienal del Coloquio de Transformaciones Territoriales*. Salto, Uruguay. (27-29 de Julio de 2016) Montevideo: Asociación de Universidades del Grupo de Montevideo.
- Forman, R. T., 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Gorenstein, S., Napal, M. y Olea, M., 2007. Territorios agrarios y realidades rururbanas: Reflexiones sobre el desarrollo rural a partir del caso pampeano bonaerense. En: *Eure*. 33(100), pp.91-113.
- Grumbine, R. E., 1994. What is ecosystem management? En: *Conservation biology*, 8(1), pp.27-38.
- Henry, J. G. y Heinke, G. W., 1999. *Ingeniería ambiental*. 2a ed. México: Pearson Educación. ISBN 0-13-120650-8
- Hernández, F., 2009. Urbanizaciones privadas en América Latina, los 'guetos' del siglo XXI: el caso del crecimiento de countries y barrios privados en la costa atlántica argentina: En: *XII Encuentro de geógrafos de América Latina. Caminando en una América Latina en Transformación*. Montevideo (3-7 de abril de 2009). Montevideo: [s.n.]
- Hooper, B. P., 2003. Integrated water resources management and river basin governance. En: *Water Resources Update*, 126(1), pp.12-20.
- Kuusasaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R. y Stefanescu, C., 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. En: *Trends in Ecology & Evolution*, 24(10), pp.564-571.
- Lin, T. L., Byrne, J., Mainhart, K., Ramakrishna, V., Chen, Y., Sylves, R. T. y Pfeufer, A. C., 1997. *Whole basin management: policy implications for delaware*. Delaware: Center for Energy and Environmental Policy
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. y De Poorter, M., 2000. *100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database*. Auckland: ISSG.
- Lundqvist, J., Lohm, U. y Falkenmark, M., eds., 1985. *Strategies for river basin management: environmental integration of land and water in a river basin*. Vol. 6. Dodrecht: Springer Science & Business Media.
- Martínez Rovira, E., 2002. *A pie y a caballo*. 2a. ed. Montevideo: AMDG Ediciones.
- Meneghin U., 2000. Artefactos líticos elaborados por picado y abrasión del Cerro de los Burros (Yacimiento II), Uruguay. En: *Comunicaciones Antropológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo*, 2(20), pp.1-24.
- Mitchell, K., 2007. *Quantitative analysis by the point-centered quarter method*. [Consulta 7 de julio de 2016] Disponible en: <https://arxiv.org/abs/1010.3303>
- Organisation for Economic Co-operation and Development, 1993. *OECD Environmental Indicators. Development, Measurement and Use*. Paris: OECD
- Pérez, E., 2005. Desafíos sociales de las transformaciones del mundo rural: nueva ruralidad y exclusión social. En: *Chile rural: un desafío para el desarrollo humano*. [s.l.]: PNUD; Gobierno de Chile. pp.17-32.
- Piaggio, M. y Delfino, L., 2009. Florística y fitosociología de un bosque fluvial en Minas de Corrales, Rivera, Uruguay. En: *Iheringia*, 64, pp.45-51. (Serie Botánica)
- Politis, G.G., Messineo, P.G. y Kaufmann, C. A., 2004. El poblamiento temprano de las llanuras pampeanas de Argentina y Uruguay. En: *Complutum*, 15, pp.207-224.
- Prodan, M., Peters, R., Cox, F. y Real, F., ed., 1997. *Mensura Forestal*. San José: GTZ; IICA. (Serie Investigación y Educación en Desarrollo Sostenible).
- Rands, M. R., Adams, W. M., Bennun, L., Butchart, S. H., Clements, A., Coomes, D. y Sutherland, W. J., 2010. Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. En: *Science*, 329(5997), pp.1298-1303.



- Silveira, L., Alonso, J. y Martínez, L., 2006. Efecto de las plantaciones forestales sobre el recurso agua en el Uruguay. En: *Agrociencia*, 10(2), pp.75-93.
- Soutullo, A., Bartesaghi, L., Berazategui, P., Clavijo, C., Díaz, I., Faccio, C. y González, E. M., 2010. *Diseño espacial del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Uruguay: sitios a ingresar al sistema, prioridades de conservación en esos sitios y aportes a la protección de la biodiversidad fuera de áreas protegidas*. Montevideo: MVOTMA; PNUD/GEF.
- Soutullo A., Bartesaghi L., Ríos M., Szephegyi M.N. y Di Minin E., 2014. *Prioridades espaciales para la expansión y consolidación del SNAP en el período 2015-2020*. Montevideo: MVOTMA; PNUD.
- Taylor, S. J. y Bodgan, R., 1987. *Introducción a los métodos cualitativos de investigación*. Barcelona: Paidós Ibérica. ISBN: 84-7509-816-9
- Tongco, M. D. C., 2007. Purposive Sampling as a Tool for Informant Selection. En: *Ethnobotany Research & Applications*, 5, 147-158.
- Thuillier, G., 2005. El impacto socio-espacial de las urbanizaciones cerradas: el caso de la Región Metropolitana de Buenos Aires. En: *Eure*, 31(93), pp.5-20.
- Tilman, D., 1999. Global environmental impacts of agricultural expansion: the need for sustainable and efficient practices. En: *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(11), pp.5995-6000.
- Unión Europea, 2000. Directiva 2000/60/CE de 23 de octubre de 2000. *Diario Oficial*, N° L 327 de 22/12/2000 pp.1-73.
- Uruguay. Decreto 249/014, de 26 de agosto de 2014. *Diario Oficial*, 3 de setiembre de 2014, No. 29.038, pp. 6-8
- Uruguay. Decreto 220/010, de 14 de julio de 2010. *Diario Oficial*, 29 de julio de 2010, No. 28.027, p.211A.
- Uruguay. Junta Departamental de Maldonado. Decreto 3866, de 27 de abril de 2010. *Libro de sesiones XLVI (III)*, pp.3451-3458.
- Uruguay. Junta Departamental de Maldonado. Decreto 3867 de 27 de abril de 2010. Libro de sesiones XLVI (III), pp.3464-3477.
- Uruguay. Ley de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible N° 18.308 de 18 de junio de 2008. *Diario Oficial*, 30 de junio de 2008. p.1420.
- Uruguay. Ley 18.610, de 2 de octubre de 2009. *Diario Oficial*, 28 de octubre de 2009. p.333A.
- Uruguay. Junta Departamental de Maldonado. Resolución 04287 de 12 de junio de 2013. Acta No. 01269/2013.
- Uruguay. Resolución 87/016. OSE. *Informe sobre la situación de los efluentes de Pan de Azúcar a partir de solicitud de acceso a la información pública*.
- Valiente, G. C., Jiménez, L. H., y Pérez, M. V., 2005. Turismo rural en España: paisajes y usuarios, nuevos usos y nuevas visiones. En: *Cuadernos de turismo*, 2005(15), pp.63-76.

Enfoque de Manejo Costero Integrado aplicado a la cuenca baja del arroyo El Potrero, Maldonado, Uruguay

The Integrated Coastal Management approach in the lower basin of the El Potrero stream, Maldonado, Uruguay

Bergós, Lucía (1); Cardozo, Juan Manuel (1); Bruzzone, Carla (1).

(1) Maestría en Manejo Costero Integrado del Cono Sur, Universidad de la República (UdelaR).

Contacto: juancebal@gmail.com

RECIBIDO: 1/4/2017 – APROBADO: 30/6/2017

Resumen

En la cuenca del arroyo El Potrero, departamento de Maldonado, confluyen una particular diversidad de ambientes, actores, intereses y problemáticas socioambientales. El objetivo de este trabajo es proponer medidas para el manejo de los conflictos, problemáticas y oportunidades socioambientales en el área, aplicando herramientas de Manejo Costero Integrado (MCI). El MCI busca un balance entre intereses sociales, ambientales y económicos en la zona costera, con un enfoque basado en ecosistemas e incorporando en el proceso a los distintos actores de una comunidad dada. A partir de revisión documental, entrevistas a 11 actores con incidencia local, talleres internos del equipo de trabajo y un taller abierto de validación se reconocieron cuatro asuntos sobre los que enfocar las propuestas de manejo: fortalecimiento de la gobernanza, fomento de la integridad ambiental de la costa balnearia, conservación del arroyo y sus márgenes y consolidación de una trama urbana de bajo impacto ambiental. Cada asunto de manejo dio origen a un programa del cual se desprenden proyectos con acciones específicas. Todos los programas se agrupan en un «Plan integrado de manejo de la cuenca baja del arroyo El Potrero». El espacio de intercambio entre actores diversos promovido en este estudio favoreció la generación de nuevos lazos y mostró el potencial del trabajo conjunto.

Palabras clave: Enfoque integral, interdisciplina, plan de manejo.

Abstract

A diversity of environments, stakeholders, interests and socioenvironmental problems converge in the basin of the El Potrero stream, Maldonado department, Uruguay. The objective of this article is to outline management proposals for conflicts, problems and socioenvironmental opportunities in this area, applying the Integrated Coastal Management (ICM) approach. The ICM promotes a balance between social, environmental, and economic interests in the coastal zone, based on an ecosystem approach and involving different community stakeholders in the process. Based on document reviews, interviews with 11 local actors, internal team workshops, and an open validation workshop, four issues were identified to focus the management proposals: strengthening governance, promoting the environmental integrity of the seaside coast, conserving the stream and its margins, and fostering urbanization with a low environmental impact. Each management issue gave rise to a program from which projects with specific actions emerged. All programs are grouped in an «Integrated Management Plan for the Lower Basin of the El Potrero stream». The exchange between different actors favored the relationship between stakeholders and showed the potential for working together.

Keywords: Integral approach, Interdiscipline, Management plan.

Introducción

El Manejo Costero Integrado (MCI) es una estrategia de gestión que ha adquirido especial relevancia a partir de la Agenda 21, producto de la Cumbre de la Tierra celebrada en Río de Janeiro en 1992, donde se plasmó la necesidad de una «ordenación integrada y desarrollo sostenible de las zonas costeras y las zonas marinas» (United Nations, 1993, Capítulo

17, apartado 17.1.a). El MCI es «un proceso participativo que busca integrar los diversos niveles gubernamentales, la comunidad, la ciencia y los intereses sectoriales y públicos, en la elaboración e implementación de programas para la protección y el desarrollo sustentable de los recursos y ambientes costeros» (Hildebrand, 2002; en Conde, 2013, p. 30). Busca alcanzar un equilibrio entre los usos de la costa y mejorar la calidad de vida de las comunidades y grupos humanos que dependen

de los recursos costeros, manteniendo a su vez la diversidad y productividad biológica de esos ecosistemas (GESAMP, 1999). Concibe, por tanto, a la zona costera, con sus procesos y actores, como un sistema socioecológico (Ostrom, 2009). Sus límites de acción incluyen la costa y tierras aledañas, desde las cuencas hidrográficas altas hasta los límites exteriores de las Zonas Económicas Exclusivas, con una visión de continuo tierra-costa-océano. Este enfoque propone un proceso de planificación interactivo y adaptativo, en forma de ciclos consecutivos usualmente de cinco etapas: 1) identificación de asuntos clave de manejo, que supone principalmente la identificación de los principales asuntos ambientales, sociales e institucionales y la identificación de actores y sus intereses; 2) preparación del programa, entendido como la preparación del plan de manejo; 3) adopción formal, que implica obtener el respaldo gubernamental y desarrollar el marco institucional necesario y el financiamiento; 4) implementación propiamente dicha, y 5) evaluación (Ochoa y Olsen, 2007).

La perspectiva del MCI ha sido implementada para el manejo de zonas costeras en más de 100 países. Si bien no hay datos recientes, se ha constatado un aumento de las iniciativas a nivel mundial, de 217 experiencias en 1993 a aproximadamente 700 en el año 2000 (Sorensen, 2002). En particular en Uruguay el MCI ha sido promovido en espacios de gestión interinstitucional desde el año 1999 (Aguirre, et al., 2001) y desde espacios académicos a partir del año 2005 (CIMCI, 2011). En las cuatro ediciones que han transcurrido de la maestría en Manejo Costero Integrado del Cono Sur de la Universidad de la República se han desarrollado experiencias como la que aquí se presenta, donde se avanzó en el desarrollo

de propuestas de manejo para diferentes tramos de las costas del Río de la Plata y Océano Atlántico en Uruguay (CIMCI, 2011). En ninguno de los casos, así como tampoco en el que se presenta en este trabajo, se avanzó en la implementación de las medidas propuestas. Diversas instituciones a nivel del gobierno nacional y departamental desarrollan prácticas que tienden a un MCI, aunque en la mayoría de los casos la perspectiva es exclusivamente disciplinar (Baliero, et al., 2006).

En este trabajo se aplicó el enfoque MCI en la cuenca baja del arroyo El Potrero, departamento de Maldonado, Uruguay, para la generación de propuestas de manejo que atendieran a los asuntos más relevantes para el área, priorizando la perspectiva de los actores con incidencia local.

La cuenca del arroyo El Potrero se caracteriza por la confluencia de unidades ambientales con biodiversidad y usos antrópicos diferentes pero interconectados: la Laguna del Sauce, el arroyo El Potrero, a través del cual se produce la descarga de la laguna, y la playa, donde desemboca el arroyo en el Río de la Plata (ITU-IDM, 2009). Ocurren a su vez urbanizaciones de tipo balneario costero y predios rurales sobre la margen este del arroyo, que presentan una gran complejidad a nivel socio-territorial y ambiental. Los procesos y actividades humanas interaccionan con la matriz biofísica del sistema, generando conflictos socioambientales que deben ser atendidos desde un enfoque integral de manejo y gestión.

El objetivo de este trabajo es proponer medidas para el manejo de los conflictos, problemáticas y oportunidades socioambientales en la cuenca baja del arroyo El Potrero, aplicando herramientas de MCI. En este trabajo se muestran los resultados obtenidos en el desarrollo de las dos primeras

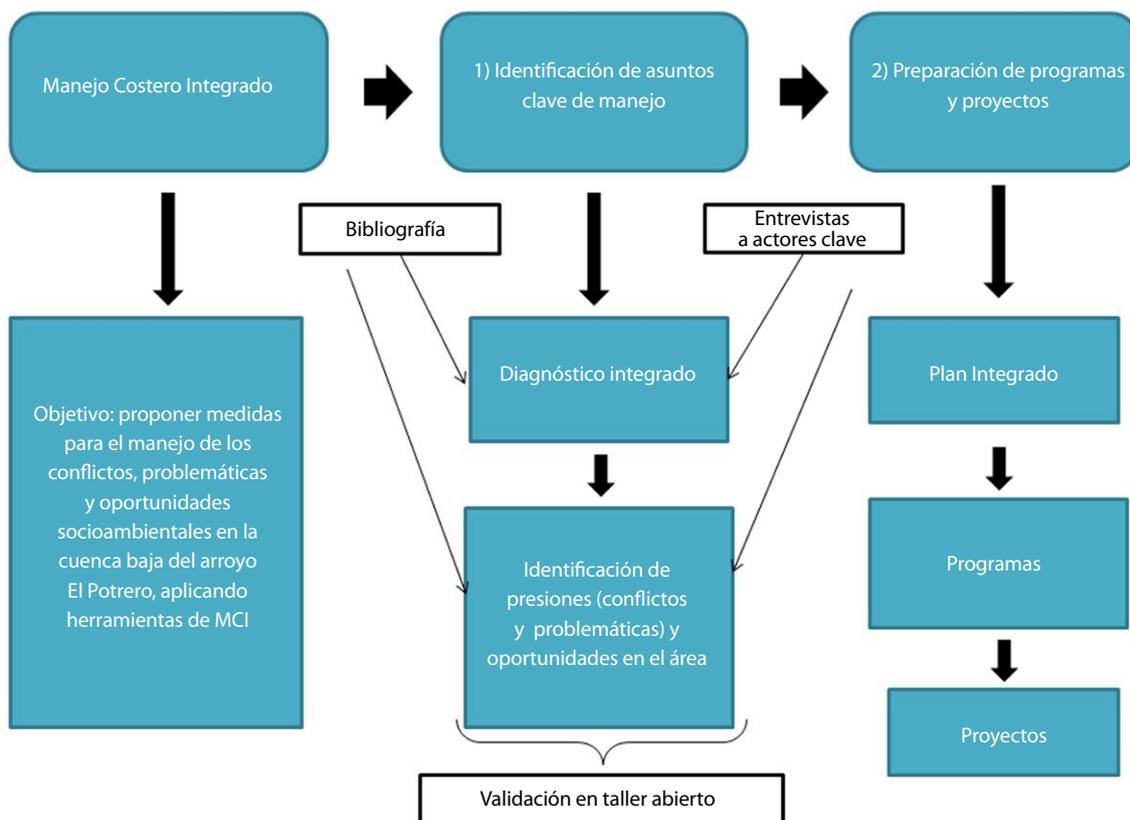


Figura 1. Estrategia general del trabajo y principales elementos considerados para su desarrollo. Fuente: elaboración propia.

etapas del ciclo de MCI: la identificación de los asuntos clave de manejo para la zona de estudio y la preparación de programas y proyectos que atiendan los principales conflictos socioambientales (Figura 1). Además, se reflexiona en torno al valor del proceso de MCI en sí mismo como promotor de transformaciones en temáticas socioambientales.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio de este trabajo se encuentra circunscripta a la cuenca baja del arroyo El Potrero, ubicada al suroeste del departamento de Maldonado en Uruguay (34°52'31" S, 55°06'25" W) (Figura 2). Comprende los balnearios costeros Sauce de Portezuelo, Ocean Park y Chihuahua, así como los predios rurales y suburbanos linderos al curso del arroyo hacia el sur de la ruta Interbalnearia N°93, contenidos en un arco de playa de 20 km de extensión delimitado por las puntas rocosas de Punta Rasa al oeste y Punta Ballena al este.

Estrategia metodológica

1) Identificación de asuntos clave de manejo: diagnóstico integrado

La identificación de asuntos clave de manejo, primera etapa del ciclo de MCI, implicó previamente la realización de un diagnóstico integrado del área.

La elaboración de una propuesta de MCI implica determinar asuntos clave de manejo, entendidos como

«problemas u oportunidades sobre los cuales se enfoca una iniciativa para introducir cambios en su curso y en sus resultados» (Olsen y Ochoa, 2004). La selección de los asuntos de manejo se basó, por tanto, en los conflictos, problemáticas y oportunidades reconocidos a partir de la información y opinión de actores clave vinculados al área, relevadas durante la etapa de diagnóstico y procesada en talleres internos del grupo de trabajo. Se entendió como actores clave a las figuras relevantes para la gestión del área en diferentes esferas de acción: social, económica, político-institucional y académica. Estos fueron reconocidos durante la etapa de diagnóstico, a partir de información secundaria y de los relatos de los entrevistados.

El diagnóstico integrado se elaboró a partir del relevamiento de información secundaria (informes: 11, reportes: 2, libros: 2, archivos de prensa: 2, censos nacionales: 1, artículos publicados en revistas: 3, tesis de posgrado: 2); la generación de información primaria a partir de entrevistas semi-estructuradas a diferentes actores vinculados a la zona (actores gubernamentales: 1, asociaciones vecinales: 4, empresarios inmobiliarios: 4, academia: 2) y dos recorridos de reconocimiento en terreno. Las entrevistas fueron realizadas entre mayo y octubre de 2015 con el objetivo de conocer los principales asuntos de relevancia en el área según la percepción de cada actor social. Previo a las entrevistas se elaboraron preguntas guía con temáticas amplias que era de interés abordar con cada entrevistado. Estas temáticas fueron definidas a partir del relevamiento previo de información secundaria sobre el sitio. El carácter semi-estructurado de las entrevistas permitió que se estableciera un diálogo en el que, además de los temas de interés para el grupo de trabajo, se desarrollaran nuevos aspectos incorporados por cada entrevistado según sus intereses (Valles, 1997). El intercambio fue grabado con el consentimiento del entrevistado y fue transcrito; se tomó



Figura 2. Área de estudio; se muestran los balnearios costeros que la conforman, el curso del arroyo El Potrero y la ruta Interbalnearia N° 93. Fuente: elaboración propia en base a imagen de Google Earth de 24/11/2016.

nota de lenguaje no verbal observado (gestos de aprobación o desaprobación, tono de voz, etcétera). La información vertida en la entrevista fue utilizada para la reconstrucción de la historia de la zona, la interpretación de las relaciones entre los actores y el conocimiento de los conflictos, problemáticas y oportunidades desde la perspectiva de cada actor.

Se identificaron presiones (conflictos y problemáticas) y oportunidades que fueron la base para la elaboración de propuestas de manejo. Se consideran conflictos a aquellas discrepancias de intereses en torno a la apropiación de los recursos naturales que son declarados por los actores en disputa y adquieren así relevancia pública (Walter, 2009). Se consideran problemáticas a aquellas situaciones de apropiación de los recursos naturales reconocidas como perjudiciales para un determinado actor o como presiones sobre el sistema socioecológico, pero donde los actores involucrados no se enfrentan en carácter de conflicto.

La identificación de conflictos, problemáticas y oportunidades se realizó en base al conocimiento interdisciplinar del equipo de trabajo, recorridas a la zona, revisión documental, entrevistas semi-estructuradas con actores clave y el taller con actores clave.

El procesamiento en talleres internos del grupo de trabajo implicó la descripción de las temáticas, su agrupación geográfica y asociación por similitud. Esta selección fue puesta luego a consideración de un grupo más amplio de actores mediante un taller abierto. Así, la elección de los asuntos se basó principalmente en la visión y percepción de vecinos, agentes inmobiliarios y turísticos, autoridades departamentales, académicos con investigaciones en la zona y el intercambio de conocimiento disciplinar de los integrantes del equipo (Tabla 1).

La información relevada y las conclusiones extraídas a partir de esta etapa fueron puestas a consideración de los actores locales en un espacio de taller abierto de gran relevancia para el proceso de trabajo de este proyecto. El taller se desarrolló el día 24/10/2015 en el Arboretum Lussich. Concurrieron 23 personas: 16 en representación de comisiones vecinales y sociedad civil en general y 7 en representación de instituciones del tercer nivel de gobierno y la academia. El taller se desarrolló en dos etapas, en una primera etapa se realizó una ronda de presentación de los participantes y luego se trabajó en tres subgrupos para identificar temas de interés o conflicto en diferentes subzonas del área de estudio: el arroyo y sus márgenes, la zona costera y la trama urbana. Se utilizaron papelógrafos para plasmar el intercambio y organizar los aportes de los participantes y se llevó a cabo un registro fotográfico, auditivo y escrito de toda la actividad. Finalmente, se estableció un espacio de síntesis y reflexión con todos los presentes.

2) Preparación de programas y proyectos: Plan integrado de manejo

Finalmente, la generación de propuestas de manejo partió de una primera etapa de identificación de objetivos vinculados a los asuntos de manejo anteriormente seleccionados. Estos objetivos fueron identificados por el equipo de trabajo a partir de los elementos brindados por los actores locales en el taller abierto. Cada uno de los asuntos de manejo dio origen a un programa del cual se desprenden proyectos con acciones específicas. A su vez, todos los programas se agrupan en un plan integrado de manejo denominado «Plan integrado de

manejo de la cuenca baja del arroyo El Potrero» (Tabla 2). La estructuración en forma de plan permite reconocer las interacciones entre los asuntos, brindando una mirada holística. Además, se seleccionaron acciones transversales que contribuyen a la implementación de las demás.

Resultados

Diagnóstico integrado del área

El turismo se reconoce como la actividad que impulsó los procesos de transformación territorial y sociodemográficos de la zona. A partir del origen y posicionamiento de Punta del Este y Piriápolis, entre 1860 y 1930, como los principales balnearios del departamento, el atractivo turístico de la zona y el flujo de visitantes asociado se intensificó (Díaz Pellicer, 2004). Entre 1930 y 1985 surgieron las urbanizaciones de Punta Ballena, Portezuelo, Sauce de Portezuelo y luego Club del Lago y Ocean Park, sobre las que se centra este trabajo, con una fuerte influencia de arquitectos reconocidos, como el Arq. Antonio Bonet, cuyas obras en el sitio han recibido reconocimiento nacional (Uruguay, 2009). Actualmente las urbanizaciones mantienen características de balneario, con un importante crecimiento de la población en temporada alta (ITU-IDM, 2009; INE, 2014). La naturalidad que estos balnearios han conservado, frente al elevado grado de urbanización de las ciudades turísticas cercanas, ha representado históricamente un atractivo particular (ITU-IDM, 2009).

El paisaje se estructura a través de la interfase entre el arroyo, de una extensión de 6,45 km entre la Laguna del Sauce (declarada Paisaje Protegido en 1989 por el Decreto 367/989) (Uruguay, 1989) y el Océano Atlántico. Se caracteriza por la presencia de parches de bosque ribereño (Alonso Paz y Basagoda, 2002), un ecosistema lacunar en su desembocadura con barra arenosa, y vestigios de matorral espinoso psamófilo en Sauce de Portezuelo y algunos ejemplares aislados en los demás balnearios (Alonso Paz, 2005). Este paisaje se complementa con extensas superficies de territorio forestadas con las especies exóticas *Pinus marítimo*, *Eucalyptus spp.* y *Acacia longifolia*, ubicadas tanto sobre las dunas transversales como en los márgenes del arroyo (Scasso y Muniz, 1997). Otro elemento de referencia paisajística y cultural es el Arboretum Lussich, desarrollado en el período de creación de Punta del Este y Piriápolis, protegido por la Ley 13.181 (Uruguay, 1963) y declarado Monumento Histórico Nacional en 1984 por la Resolución 1238/984 (Uruguay, 1984).

A nivel faunístico se destaca la presencia de vertebrados marinos de atractivo turístico, como lobos marinos (*Arctocephalus australis*) y franciscanas (*Pontoporia blainvillei*), y se observan eventualmente orcas (*Orcinus orca*) y ballenas Franca Austral (*Eubalaena australis*) (Iriarte, 2006). Estas especies utilizan la zona como parte de su ruta migratoria y/o área de alimentación. Existen también registros de reptiles marinos como la tortuga verde (*Chelonia mydas*) y la tortuga cabezona (*Caretta caretta*) (Defeo, et al., 2009).

Administrativamente la zona se encuentra bajo jurisdicción de dos municipios: Municipio de Piriápolis, al oeste del arroyo, y Municipio de Maldonado, al este del arroyo, lo que representa una complejidad adicional al momento de la aplicación de las medidas de manejo.

Actores e instituciones

Los principales actores con injerencia directa en la zona de estudio se presentan en la Tabla 1. No fueron considerados en este trabajo los turistas, actores con presencia masiva pero esporádica en el área. La falta de comunicación e involucramiento de estos actores podría representar una limitante para el éxito de las propuestas de manejo. Tampoco se estableció una consulta directa a actores vinculados al gobierno nacional, aunque su perspectiva fue conocida en forma indirecta a partir de las decisiones adoptadas y del relato de los actores locales.

Presiones y oportunidades

Tanto los conflictos como las problemáticas identificadas constituyen presiones sobre el sistema socioecológico en estudio, y son forzantes que generan o pueden generar impactos negativos sobre el sistema.

Presiones: conflictos

Se identificaron cuatro principales conflictos. El primero fue la circulación de vehículos sobre cordón dunar y playa. Pese

SECTOR	ACTOR	INSTANCIA DE PARTICIPACIÓN	
		Entrevista	Taller
Sociedad civil organizada	Unión Vecinal de Punta Ballena y Lagunas del Sauce y del Diario	SÍ (1 persona)	SÍ (3 personas)
	Asociación de vecinos de Ocean Park	SÍ (1 persona)	SÍ (1 persona)
	Liga de Fomento de Sauce de Portezuelo	SÍ (2 personas)	SÍ (2 personas)
Sociedad civil no organizada	Vecinos de los diferentes balnearios	NO	SÍ (5 personas)
Gobierno municipal	Municipio de Piriápolis	NO	SÍ (1 persona)
	Municipio de Maldonado	NO	SÍ (1 persona)
Gobierno departamental	Dirección de Medio Ambiente (IDM)	SÍ (1 persona)	NO
	Dirección de Espacios Públicos (IDM)	NO	NO
	Unidad de Gestión Costera (IDM)	NO	NO
	Guardavidas	NO	SI (1 persona)
Gobierno nacional	Ministerio de Defensa Nacional (MDN)	NO	NO
	Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA)	NO	NO
	Ministerio de Transporte y Obras Públicas (MTOPE)	NO	NO
	Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP)	NO	NO
	Ministerio de Turismo (MINTUR)	NO	NO
	Ministerio de Energía y Minería (MIEM)	NO	NO
Academia	Obras Sanitarias del Estado (OSE)	NO	NO
	Centro Universitario Regional del Este (CURE)	SI (2 personas)	NO
Empresarial	Universidad del Trabajo del Uruguay (UTU)	NO	NO
	Hotel Undarius	NO	NO
	Hotel El Refugio	NO	SI (2 personas)
	Complejo Tío Tom	NO	NO
	Dalarna Sma Hotel	NO	SI (1 persona)
	Chihuahua Club S.A	NO	NO
	Inmobiliaria Punta Ballena	SI (2 personas)	SI (1 persona)
Inmobiliaria Ocean Park	SI (2 personas)	NO	

Tabla 1. Actores e instituciones reconocidos a partir del diagnóstico, agrupados por sector al que pertenecen e instancias de consulta en las que participaron.

a la prohibición de la circulación según el Art. 452 de la Ley 16.736 (Uruguay, 1996), se observó que circulan vehículos motorizados, cuatriciclos y motos cross, por ejemplo, en zonas con ecosistemas valiosos y vulnerables, generando procesos erosivos y afectando a las poblaciones de organismos que habitan estos espacios (De Álava, 2008). El conflicto se expresó entre la población residente, turistas, la Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA) y la Prefectura Nacional Naval.

El segundo conflicto registrado fue la extracción industrial de áridos en la margen este del arroyo El Potrero. Este sitio se ubica en una zona caracterizada por la normativa departamental como suelo urbano e implica una intervención del medio biofísico que genera una transformación en el paisaje, una alteración en la dinámica de sedimentos, pérdida de vegetación nativa, deterioro de la calidad de agua y efectos negativos sobre la urbanización, como la contaminación sonora, aérea y el deterioro de caminería (los cuales afectan la calidad de vida y el valor inmobiliario de la zona). El conflicto se expresa entre pobladores, sociedades anónimas promotoras de los emprendimientos y la DINAMA.

El tercer conflicto identificado fue la instalación de la Marina de Punta del Este. Este emprendimiento se encuentra en etapa de proyecto desde 1992 en la desembocadura del arroyo (zona de gran importancia ecosistémica y de gran valor paisajístico). Plantea la construcción de un puerto de embarcaciones deportivas y de placer con una urbanización completa (Colacce, et al. 1998). De acuerdo a sus características de megaemprendimiento generaría grandes impactos a nivel biofísico y socioeconómico. El conflicto involucra a pobladores residentes, organizaciones sociales, inversionistas, el gobierno departamental y el gobierno nacional.

Finalmente, el cuarto y último conflicto observado fue la tala ilegal de árboles en la zona. En los tres balnearios del área de estudio se talan árboles de forma ilegal en terrenos baldíos o en las márgenes del arroyo. Esto genera procesos erosivos en los balnearios, degradación de hábitat y alto riesgo de incendios, ya que los restos de podas no son llevados a los puntos verdes dispuestos para ello. El conflicto se expresa entre pobladores, las personas que talan ilegalmente y los municipios encargados de la gestión de residuos verdes.

Presiones: problemáticas

Las problemáticas observadas estuvieron asociadas en términos generales a una falta de fiscalización y control por parte de las instituciones competentes (cinco casos), a una ausencia de planificación del territorio (cuatro casos), a la necesidad de infraestructura y servicios de los balnearios (cuatro casos) y a la ausencia de iniciativas de gestión conjunta entre la sociedad civil y los municipios (tres casos). Algunas de las problemáticas podrían incluirse en más de una categoría a la vez. A continuación se describen brevemente las diferentes problemáticas. Se ordenan según las categorías que fueron mencionadas anteriormente, sin que eso implique una valoración de importancia.

En el grupo que refiere a la falta de fiscalización y control se evidenció una falta de fiscalización y la necesidad de un mayor control en la zona para atender a actividades ilícitas de distinta índole, desde construcciones a remoción de arena o circulación de vehículos en la playa. Los procesos de respuesta por parte de los órganos competentes son lentos en algunos casos y no se observa una asignación de recursos suficiente para la fiscalización. A su vez, no es efi-

ciente el proceso de comunicación de la normativa entre el gobierno y la población. También dentro de este grupo de problemáticas se observó un incremento de construcciones sobre el cordón dunar, dado el proceso de consolidación de los fraccionamientos balnearios. Se destacaron algunas obras edilicias construidas sobre el cordón dunar en el límite de la franja costera pública y otras ubicadas dentro de esa franja, en situación de ilegalidad. Algunas de estas construcciones se encuentran abandonadas. También dentro de esta categoría se constató en algunos de los balnearios la extracción de arena ilegal por parte de particulares (transportada en carros o camionetas) en los médanos ubicados en la faja de 150 metros sobre la línea de la ribera, caracterizada como espacio público. Se advirtió, por otro lado, la colocación de redes de pesca de enmalle en el curso del arroyo, las cuales se encuentran prohibidas de acuerdo a las normas establecidas por la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) según resolución del MGAP s/n de noviembre de 2008 (Uruguay, 2008) como medida de conservación en ríos y arroyos del país. Existen terrenos en conflicto dominial de los cuales la administración departamental desconoce la titularidad que poseen, lo cual favorece el desarrollo de actividades ilegales en ellos, como la tala de árboles, ocupaciones, deposición de residuos que forman basurales o la ocupación informal, temporal o permanente de los terrenos, a la vez que no se recaudan tributos por su concepto.

La ausencia de planificación del territorio incluye el acceso peatonal a la playa, que en todos los balnearios ocurre de forma irregular, sin señalización ni infraestructura adecuada, generando una mayor degradación del cordón dunar. Asimismo, se observó que se han establecido estacionamientos informales en accesos a la playa. La falta de planificación de estacionamientos y, por ende, las entradas a la playa de manera desordenada, afecta a los vecinos de la zona y a la vez genera erosión y pérdida de vegetación nativa sobre el cordón dunar. También dentro de esta categoría fue mencionado y pudo constatar en campo el relleno y desecación del humedal en Ocean Park: con la proyección de ser secado para fines urbanos por parte de su propietario, este ecosistema hidrófilo se encuentra en riesgo. Es un hábitat de gran importancia para la alimentación y reproducción de aves acuáticas residentes y migratorias, y funciona como regulador de la dinámica hidrológica de la zona, reduciendo el riesgo de inundaciones. Se mencionó también la preocupación por la ocurrencia de acampadas informales en los márgenes del arroyo. La apropiación temporal y el uso sin control de los espacios en cercanías del arroyo en distintas épocas del año (especialmente en la semana de turismo) generan un aumento de residuos en las márgenes y degradación del hábitat, así como alteraciones en la dinámica sociocultural de los balnearios.

En la categoría de necesidad de infraestructura y servicios se constató una gestión de residuos sólidos insuficiente en playas. Las playas no tienen suficiente infraestructura para la deposición de residuos sólidos y carecen de señalética específica. A su vez, la limpieza de playas ocurre únicamente en los meses de temporada alta, y no es constante a lo largo del año, por lo que se advierte una importante presencia de residuos sólidos provenientes del mar o de las urbanizaciones cercanas. Además, a nivel urbano no existe un sistema de gestión de residuos sólidos adecuado. Se observa una insuficiente cantidad de recipientes y ausencia de señalización o cartelera que permita una orientación o sensibilización en cuanto al tema. Tampoco se aprecia una clasificación efectiva

de residuos que permita su ingreso al sistema de reutilización o clasificación. Se generan basurales en terrenos baldíos, ocurre transporte de residuos por efecto de la escorrentía y la deposición de podas en lugares no habilitados para tal fin. Esto genera contaminación y aumenta el riesgo de incendios, afectando directamente la calidad de vida de los pobladores. También dentro de esta categoría se reconoce que el sistema de pluviales en las zonas urbanizadas está incompleto. Ha sido desarrollado de forma incipiente en algunas zonas pero es inexistente en la mayoría de los balnearios, lo que genera procesos erosivos en el entramado de caminería y en algunos terrenos y espacios públicos, así como la inundación de los balnearios cuando las precipitaciones son copiosas. Finalmente, no existe sistema de saneamiento en ninguno de los balnearios del área de estudio. Esto genera contaminación por efluentes sanitarios en la trama urbana y en la zona de playa, situación que se agrava en algunas zonas sin acceso a agua potable que utilizan agua subterránea. Esta situación empeora por un incipiente sistema de pluviales que no evita inundaciones.

Por último, dentro de la categoría de ausencia de iniciativas de gestión conjunta entre la sociedad civil y los municipios se reconoció la ausencia de coordinación en la apertura de la represa de Laguna del Sauce. La apertura ocasional de las reclusas de la represa, ubicada aguas arriba en el arroyo, es estimada según los pobladores como generadora de importantes disturbios en su hidrodinámica, aportando altas concentraciones de nutrientes (debido al estado eutrófico actual de la laguna) e incluso le adjudican inundaciones que afectan los predios (urbanos y suburbanos) ubicados sobre la planicie de inundación del arroyo. Se observó también que los espacios públicos se encuentran parcial o totalmente abandonados, en riesgo de ser ocupados, con presencia de vegetación alta, falta de caminería, que impide el acceso, y, en algunos casos, se transforman en vertederos de residuos sólidos, con el consecuente riesgo sanitario. Actualmente se encuentran invisibilizados y/o subutilizados sin gestión institucional y las asociaciones vecinales mencionan su interés por revalorizarlos y acondicionarlos. Se constató también que existen infraestructuras en estado de abandono o semi-abandono que podrían ser reutilizadas o revalorizadas. Un ejemplo es el mirador ubicado en Sauce de Portezuelo, de alto valor patrimonial y cultural para la zona. Otro ejemplo lo constituye el hotel en situación de semi-abandono ubicado también en Sauce de Portezuelo, al cual están asociadas piletas de potabilización de agua salada ubicadas en la playa, también en desuso.

Oportunidades

Las oportunidades relevadas se encontraron asociadas a la creación de espacios de articulación y gestión conjunta entre los miembros de la sociedad civil, la puesta en valor del paisaje y la posibilidad de trabajar en el ordenamiento de la trama balnearia dada su moderada consolidación.

Las asociaciones vecinales, que alcanzaron un total de tres, se encontraron en estados diferentes de consolidación, por lo que la articulación entre ellas representa una muy buena oportunidad de desarrollo con aportes mutuos. Hay además un fuerte interés por parte de los pobladores residentes de abordar las problemáticas y conflictos de la zona, lo cual, sumado a que varios de esos conflictos y problemáticas son compartidos por todos los balnearios

del área de estudio, crea una ventana de oportunidad para generar espacios de participación y articulación entre las asociaciones vecinales.

Otra oportunidad reconocida fue el potencial uso turístico y recreativo del arroyo. El arroyo y sus márgenes constituyen un ecosistema caracterizado por destacados atributos naturales y una importante valoración socio-cultural por parte de los pobladores locales y los turistas. Esto constituye una oportunidad para trabajar hacia la puesta en valor de este ecosistema, promoviendo actividades turísticas y recreativas que realcen su valor paisajístico, sociocultural y patrimonial, desestimulando y restringiendo actividades que lo deterioren.

Finalmente, se reconoció que el hecho de que los balnearios del área de estudio aún no se encuentren completamente consolidados genera la oportunidad de replantear el modelo territorial de la trama urbana, disminuyendo el impacto que esta pueda tener sobre la matriz biofísica en la que se desarrolla.

Selección de asuntos de manejo

El resultado de este análisis fue la selección de cuatro asuntos clave de manejo: i) fortalecimiento de la gobernanza; ii) aumento de la integridad ambiental de la costa balnearia; iii) conservación del arroyo y sus márgenes, y iv) consolidación de una trama urbana de bajo impacto ambiental. En cada uno de estos asuntos están incluidos los conflictos, problemáticas y oportunidades reconocidas (Tabla 2).

Propuestas de manejo

Se generó un «Plan integrado de manejo de la cuenca baja del arroyo El Potrero» (Tabla 2) incluyendo los programas y los proyectos. La estructuración en forma de plan permite reconocer las interacciones entre los asuntos, brindando una mirada holística. Como acciones transversales se identificaron la necesidad de contar con una estrategia de comunicación y difusión de las propuestas y de otras informaciones que sean de interés para la zona o sean generadas desde ella, y la elaboración de una línea de base del área de estudio que sustentará las propuestas posteriores y será la referencia para el monitoreo de las acciones.

Discusión

En este trabajo se obtuvo un diagnóstico de la cuenca baja del arroyo El Potrero mediante la síntesis de información que se encontraba dispersa en diferentes fuentes. El espacio de interacción propuesto entre diversos actores permitió además lograr acuerdos en torno a los asuntos de manejo prioritarios para la zona para posteriormente generar las propuestas de manejo. El intercambio entre diversos actores económicos, sociales y políticos, en el que se ponen en diálogo las experiencias y conocimientos de cada actor, fue fundamental para evidenciar la complejidad de los sistemas socioecológicos y aplicar diferentes herramientas y enfoques para gestionarlos como también ha ocurrido en otros ámbitos de aplicación del MCI (Olsen y Ochoa, 2007). Para cada uno de los programas de manejo elaborados se discute a continuación la descripción de la trama socioecológica que se interpretó en función de las presiones y oportunidades relevadas.

PLAN INTEGRADO DE MANEJO DE LA CUENCA BAJA DEL ARROYO EL POTRERO				
Actividad transversal: Elaboración línea de base para el área				
Actividad transversal: Estrategia de comunicación y difusión transversal				
Programas	Proyectos	Objetivos	Problemáticas (P) Conflictos (C) Oportunidades (O)	Actores clave
Fortalecimiento de la gobernanza a través de la sociedad civil organizada	Formación de actores locales y fortalecimiento de los espacios de gobernanza	Generar espacios de encuentro y construcción colectiva que potencien el desarrollo de redes interorganizacionales y con el gobierno departamental y municipal.	- Falta de fiscalización (P) - Articulación entre asociaciones vecinales de la zona (O)	Organizaciones vecinales de Ocean Park, Sauce de Portezuelo y Punta Ballena, Intendencia de Maldonado, Municipio de Maldonado, Municipio de Piriápolis, Prefectura Nacional, CURE Maldonado (Udelar)
	Observatorio Ambiental Comunitario	Generar un espacio de coordinación permanente de la sociedad civil organizada y no organizada desde el cual se genere información para el monitoreo y control ambiental de la zona.		
Integridad ambiental de la costa balnearia	Vegetación costera	Conservar y dar comienzo a la restauración de la vegetación nativa presente en la franja costera comprendida por el espacio público de la costa.	- Circulación de vehículos sobre cordón dunar y playa (C) - Construcción sobre el cordón dunar (P) - Extracción ilegal de arena en zona de playa (P) - Accesos a la playa irregulares (P) - Ausencia de sistema de gestión de residuos sólidos en playas (P) - Establecimiento de estacionamientos informales en accesos a playa (P)	Organizaciones vecinales de Ocean Park, Sauce de Portezuelo y Punta Ballena, establecimientos turísticos de la zona, MVOTMA, Municipio de Piriápolis, Municipio de Maldonado e Intendencia de Maldonado (Dirección de Medio Ambiente), CURE Maldonado (Udelar).
	Huellas en la costa	Regular los usos que ocurren en la costa de forma de mitigar el impacto de las actividades antrópicas en el ambiente costero.		
	Parque costero balneario	Establecer un parque costero balneario que regule las actividades que ocurren en el espacio costero, revalorizando el paisaje y la importancia del sistema dunar y promoviendo un turismo sustentable.		
Conservación del arroyo y sus márgenes	El arroyo y sus servicios socio-ecosistémicos	Identificar y poner en valor los servicios ecosistémicos brindados por el arroyo y proponer un plan de desarrollo turístico de bajo impacto ambiental que promueva su conservación y restauración.	- Extracción industrial de áridos en la margen este del arroyo El Potrero (C). - Instalación de Marina Punta del Este Chihuahua Club S.A (C). - Relleno y desecación del humedal en Ocean Park (P). - Acampadas informales en los márgenes del arroyo (P). - Colocación ilegal de redes de pesca en el curso del arroyo (P). - Apertura de la represa de Laguna del Sauce (P). - Uso turístico y recreativo del arroyo (O).	Organizaciones vecinales de Sauce de Portezuelo, Ocean Park y Punta Ballena, establecimientos turísticos de la zona, APROTUR, MVOTMA, OSE, MIEM (DINAMIGE), Udelar (CURE Maldonado), Comisión de Cuenca de la Laguna del Sauce, Prefectura Nacional, Municipio de Piriápolis, Municipio de Maldonado, Intendencia de Maldonado.
	Plan parcial de la cuenca baja del arroyo	Integrar la cuenca del arroyo El Potrero a un Plan Parcial de Ordenamiento Territorial con objetivos y acciones que apunten a promover su integridad ecosistémica.		
Desarrollo de una trama urbana de bajo impacto ambiental	Hacia un sistema de saneamiento y de pluviales en los balnearios	Impulsar acciones hacia un sistema de saneamiento que considere la participación de la población desde la gestión, el diseño e implementación.	- Tala ilegal de árboles en zona urbana (C). - Terrenos en conflicto dominial (P). - Ausencia de un sistema de gestión de residuos sólidos (P). - Sistema de pluviales incompleto (P). - Ausencia de sistema de saneamiento (P). - Espacios públicos invisibilizados y/o subutilizados (P). - Infraestructuras abandonadas (P). - Consolidación moderada de los balnearios (O).	MVOTMA (DINOT), Organizaciones vecinales de Ocean Park, Sauce de Portezuelo y Punta Ballena, Municipio de Piriápolis, Municipio de Maldonado, MVOTMA, Intendencia de Maldonado, CURE Maldonado (Udelar).
	Revalorización de la trama urbana de los balnearios	Promover una planificación participativa de desarrollo de los balnearios para: revalorizar los espacios públicos de la trama urbana, revalorizar y recuperar espacios naturales, reutilizar infraestructuras abandonadas y regularizar los terrenos en conflicto dominial.		

Tabla 2. Programas y proyectos que componen el «Plan integrado de manejo de la cuenca baja del arroyo El Potrero» y sus principales objetivos. Se detallan a su vez los conflictos, problemáticas y oportunidades involucrados en cada programa y los actores que es importante que se involucren.

Fortalecimiento de la gobernanza a través de la sociedad civil organizada

Se constató la existencia de agrupaciones vecinales (Unión vecinal de Punta Ballena y Lagunas del Sauce y del Diario, Asociación de vecinos de Ocean Park, Liga de Fomento de Sauce de Portezuelo, entre otras en formación) con diferente nivel de incidencia en la generación de políticas públicas y diferente grado de consolidación interna. El nivel de incidencia se interpretó a partir de los antecedentes de cada agrupación de participación en espacios de interacción con el nivel político u otras agrupaciones o instituciones. En base a esto se propone que los principales aspectos a promover tengan que ver con el desarrollo de capacidades de movilización de recursos, de incidencia política y de diálogo interorganizacional, todo esto enmarcado en un contexto de problemáticas y conflictos ambientales diversos (Ernoul y Wardell-Johnson, 2013).

Integridad ambiental de la costa balnearia

En la costa balnearia de la zona de estudio se encontraron relativamente preservadas algunas unidades ambientales de importante valor ecosistémico, como dunas y playas. Se observaron, además, parches de vegetación nativa costera como el matorral espinoso psamófilo, lo que le confiere un importante valor ecosistémico al lugar. Los fraccionamientos balnearios presentes en el área aún no se encontraron completamente desarrollados, si bien su proceso de consolidación se ha visto acelerado en los últimos años. Aunque esta fracción de la costa balnearia posee características agrestes y un valor paisajístico altamente reconocido por los turistas y los residentes permanentes, la zona costera de estos balnearios se encuentra sometida a una fuerte presión por el desarrollo inmobiliario y el turismo, por lo que se hace necesario implementar una gestión que asegure su integridad a largo plazo (ITU-IDM, 2009).

Conservación del arroyo y sus márgenes

El arroyo El Potrero incluye una diversidad de ambientes naturales que sustentan una gran diversidad faunística y florística, que en su conjunto le otorgan un destacado valor ecosistémico y paisajístico (Brazeiro, et al., 2009). En este trabajo se observó la ocurrencia de complejas interacciones entre las actividades humanas y el sistema natural por las diversas actividades, principalmente recreativas (turismo convencional y naturista, travesías en canoa y kayak, senderismo, acampadas) y extractivas (tala de monte y extracción de áridos en las márgenes), que ejercen fuertes presiones sobre el sistema socioecológico. Estas interacciones se observaron en una interfase de espacio público-privado dentro de la trama urbana y los predios suburbanos y rurales linderos al arroyo, y generaron un escenario aún más intrincado para su manejo. La complejidad de procesos e interacciones que sustenta el arroyo como unidad ambiental amerita que sea preservado con el fin de asegurar la sustentabilidad ambiental de la zona (De Álava, 2008).

Desarrollo de una trama urbana de bajo impacto ambiental

Los balnearios costeros de la zona de estudio han enfrentado un rápido proceso de expansión y consolidación y, si bien existen diferentes grados de consolidación entre ellos, se

observa un crecimiento sostenido de la mancha urbana. Los fraccionamientos correspondientes a los balnearios en estudio fueron realizados sin considerar la matriz biofísica sobre la que se establecieron. Si bien su proceso de consolidación se ha visto acelerado, aún es posible gestionarlo y rediseñarlo con el objetivo de reducir el impacto ambiental que genera sobre ecosistemas frágiles como el arroyo y la franja costera. Por otro lado, la relativa baja densidad poblacional de estos balnearios condiciona el acceso a los servicios públicos que toda urbanización necesita. No cuentan con sistema de saneamiento, ni con un correcto sistema de pluviales y gestión de residuos sólidos, todo lo cual genera impactos negativos sobre el ecosistema y disminuye la calidad de vida de los pobladores. La implementación de este programa pretende alcanzar una gestión territorial y ambiental participativa que apunte a disminuir el impacto ambiental derivado de la consolidación urbana y mejorar la calidad de vida de sus habitantes (ITU-IDM, 2009).

Desafíos y aprendizajes en torno a la implementación de un enfoque MCI

En diferentes partes del mundo, los principales desafíos para la implementación del MCI se encuentran en la falta de financiación y en el surgimiento de conflictos de intereses y pujas de poder (Ernoul y Wardell-Johnson, 2013). Asimismo, las brechas comunicacionales existentes entre las diferentes disciplinas de un equipo interdisciplinario de investigación y los gestores u otros sectores, las políticas y tiempos de los gestores, y las insuficiencias de las estructuras democráticas para incluir las necesidades de los actores locales también son limitantes para la implementación del MCI (Shipman y Stojanovic, 2007). En ese escenario de complejidad es frecuente que los procesos de MCI no se desarrollen en su cabalidad (Ernoul y Wardell-Johnson, 2013), tendiendo a reducir las formas de participación social a su mínima expresión y resultando en procesos que involucran únicamente diferentes esferas del nivel gubernamental y la academia (Shipman y Stojanovic, 2007; CMCI, 2011). A partir de la experiencia aquí presentada puede sostenerse, sin embargo, que en el transcurso del proceso de MCI los actores y sus relaciones se transformaron, por lo que la sola generación de un espacio de intercambio y participación de actores diversos representa un avance hacia el cumplimiento de los objetivos del MCI. El proceso de generación de propuestas de manejo promueve el fortalecimiento de los diversos actores y la generación de capacidades para la toma de decisiones.

El espacio de intercambio propuesto en el marco de este trabajo ha sido útil para generar lazos entre los actores y entablar debates en torno a problemáticas puntuales combinando las capacidades de los presentes, sorteando las dificultades de comunicación y brindando la posibilidad de concretar acciones conjuntas. El rol de este equipo de trabajo ha sido fundamental para la articulación entre los actores, ya que fomentó el contacto entre los miembros de la comunidad a través del taller abierto. Esto representó, a su vez, una limitación en la propuesta, dado que el proceso fue sostenido por la intervención de un grupo externo y no se logró que sea liderado por actores locales.

Este tipo de prácticas tienden a disminuir la brecha entre la producción de conocimiento científico y su utilización por parte de los actores en territorio, así como a generar espacios para la conjugación de ese conocimiento con otras formas de

saber no académico (Conde, 2013). Este enfoque se vuelve imprescindible cuando se trata de atender situaciones con alto grado de incertidumbre, como son las que refieren a sistemas socioecológicos y particularmente las vinculadas a la zona costera (Allen y Garmestani, 2015). Esto implica, además, establecer un proceso de aprendizaje basado en una revisión continua mediante el monitoreo de avances, resultados y objetivos, en una lógica adaptativa (Armitage, et al., 2009), concepción que es necesario afianzar para posicionarla frente a las lógicas de inmediatez y obtención de resultados que se ha vuelto hegemónica y no es acorde a la dinámica de los procesos socioecológicos.

Reconocimientos

El presente trabajo se desarrolló en el marco de la Maestría en Manejo Costero Integrado del Cono Sur, CURE, Udelar. El equipo de trabajo estuvo conformado por Juan Manuel Cardozo, Carla Bruzzone, Lucía Bergós y Cecilia Castaño, bajo la tutoría de Laura Brum. Agradecemos especialmente a las asociaciones vecinales, sus representantes y demás actores locales e institucionales que participaron en las diferentes instancias de este trabajo, por su colaboración y motivación.

Referencias

- Armitage, D., Plummer, R., Berkes, F., Arthur, R., Charles, A., Davidson-Hunt, I., Diduck, A., Doubleday, N., Johnson, D., Marschke, M., McConney, P., Pinkerton, E. y Wollenberg, E., 2009. Adaptive co-management for social-ecological complexity. En: *Frontiers in Ecology and the Environment*, (6), pp.95-102.
- Aguirre, M., Ávila, S., Collazo, D., Píriz, C. y Varela, C., 2001. *Una experiencia de gestión integrada costera. Programa ECOPLATA 1999 - 2001*. Montevideo: Programa ECOPLATA. ISBN: 9974-7646-2-9.
- Allen, C. y Garmestani, A., 2015. *Adaptive management of social-ecological systems*. New York: Springer. ISBN: 978-94-017-9682-8.
- Alonso Paz, E., 2005. Desarrollo urbano-turístico y monte psamófilo. En: Guayubira. *Seminario Compartiendo Conocimientos sobre el Monte Indígena*. Montevideo, Uruguay (15 de octubre de 2005). Montevideo: Guayubira.
- Alonso Paz, E. y Bassagoda, M., 2002. La vegetación costera del SE uruguayo: ambientes y biodiversidad. En: *Documentos de Divulgación. Museo Nacional de Historia Natural y Antropología*, (5), pp.1-6.
- Baliero, W., Biasco, E., Conde, D., Cortazzo, R., Fossati, M., Gorfinkiel, D., Lorenzo, E., Menafrá, R., Píriz, C. y Roche, I., 2006. *Estudio de Base sobre el Estado del Manejo Costero Integrado en Uruguay: práctica, capacitación e investigación*. Proyecto «Sustentabilidad de la Zona Costera Uruguaya» (AUCC-CIDA). Montevideo/Halifax: Universidad de la República/Dalhousie University.
- Brazeiro, A., Toranza, C. y Bartesaghi, L., 2009. *Proyecto Biodiversidad Costera*. Resultado 7 del Proyecto URU 06/016: 2.3.3. Montevideo: EcoPlata-Udelar/Facultad de Ciencias.
- Colacce, C., Alsina, J., Anastasia, L., Colacce, M., Muniz, P., Ross, P. y Scasso, F., 1998. *Informe resumen Estudio de Impacto Ambiental Marina Punta del Este*. Informe inédito.
- Conde, D., 2013. *Costas*. Montevideo: Comisión del Bicentenario, IMPO. (Colección Nuestro Tiempo, 9)
- De Álava, D., 2008. *Proyecto de restauración sistema de playas y dunas frontales de la Bahía de Portezuelo* [En línea]. Maldonado: Unión Vecinal de Punta Ballena y Lagunas del Sauce y del Diario. [Consulta 31 de marzo de 2017]. Disponible en: http://www.puntaballena.org/macros/TextContent_M_UV.jsp?contentid=977&version=1
- Defeo, O., Horta, S., Carranza, A., Lercari, D., de Álava, A., Gómez, J., Martínez, G., Lozoya, JP. y Celentano, E., 2009. *Hacia un manejo ecosistémico de pesquerías. áreas marinas protegidas en Uruguay*. Montevideo: Facultad de Ciencias, DINARA.
- Díaz Pellicer, L. 2004. *El turismo receptivo en Uruguay (1930-1986)*. Montevideo: Unidad Facultad de Ciencias Sociales. (Documento de trabajo, 65).
- Ernoul, L. y Wardell-Johnson, A., 2013. Governance in integrated coastal zone management: a social networks analysis of cross-scale collaboration. En: *Environmental Conservation*, 40, pp.231-240.
- Hildebrand, L., 2002. Integrated coastal management: lessons learned and challenges ahead. Citado en: Conde, D., 2013. *Costas*. Montevideo: Comisión del Bicentenario, Dirección Nacional de Impresiones y Publicaciones Oficiales (IMPO). (Colección Nuestro Tiempo, 9), pp. 30.
- GESAMP, Grupo Mixto de Expertos OMI/FAO/UNESCO-COI/OMM/OMS/OIEA/Naciones Unidas/PNUMA sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino, 1999. *La contribución de la ciencia al manejo costero integrado* [En línea]. Roma: FAO. (Informes y Estudios, 61). [Consulta 31 de marzo de 2017]. Disponible en: <http://www.fao.org/3/contents/dc824e26-b1b7-568d-8770-1f9347ecb063/W1639E00.HTM>.
- Iriarte, V., 2006. Killer whale (*Orcinus orca*) occurrence at Isla de Lobos, Uruguay. En: *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 5(1), pp.73-76.
- INE, 2014. *Uruguay en cifras 2013* [En línea]. Montevideo: Instituto Nacional de Estadística. [Consulta 31 de marzo de 2017]. Disponible en: <http://www.ine.gub.uy/uruguay-en-cifras>
- Instituto de Teoría y Urbanismo e Intendencia de Maldonado, 2009. *Taller territorial microrregión: Laguna del Sauce, Portezuelo, Punta Ballena, Laguna del Diario* [En línea]. [s.l.]: Facultad de Arquitectura, Intendencia de Maldonado. (Cuaderno, 01). [Consulta 31 de marzo de 2017]. Disponible en: <http://www.fadu.edu.uy/itu/files/2014/11/01-laguna-del-sauce-potezuelo-laguna-del-diario.pdf>
- MCI Sur, 2011. *Manejo costero integrado en Uruguay: ocho ensayos interdisciplinarios* [En línea]. Montevideo: Centro Interdisciplinario para el Manejo Costero Integrado del Cono Sur, UDELAR, CIDA. [Consulta 31 de marzo de 2017]. Disponible en: <http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/FIELD/Montevideo/pdf/MCI-ManejoCosteroIntegradoUruguay.pdf>
- Ochoa, E. y Olsen, S., 2007. *El porqué y el cómo de una línea de base para gobernanza en los ecosistemas costeros* [En línea]. Guayaquil: [s.n.]. [Consulta 24 de junio de 2017]. Disponible en: http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/pnaeb386.pdf
- Olsen, S. y Ochoa, E., 2004. *Marco metodológico y conceptual para la planeación e implementación del manejo de ecosistemas costeros* [En línea]. Rhode Island: Centro de Recursos Costeros de la Universidad de Rhode Island, Fundación EcoCostas, Manejo Costero Integrado. [Consulta 31 de marzo de 2017]. Disponible en: <http://www.ecocostas.org/index.php/glosario>

- Ostrom, E., 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. En: *Science*, (325), pp.419–422.
- Scasso, F., Muniz, P. 1997. *Informe de impacto ambiental del Proyecto Marina Punta del Este: Medio biológico*. Montevideo: Informe inédito.
- Shipman, B. y Stojanovic, S., 2007. Facts, fictions and failures of integrated coastal zone management in Europe. En: *Coastal Management*, 35(2), pp.375–398.
- Sorensen, J., 2000. *Building a global database of ICM efforts*. Boston: University of Massachusetts Press.
- United Nations, 1993. *Earth summit: Agenda 21, the United Nations Programme of Action from Rio* [En línea]. New York: United Nations. [Consulta 31 de marzo de 2017]. Disponible en: <https://sustainabledevelopment.un.org/outcomedocuments/agenda21>
- Uruguay. Ley 13.181, de 24 de octubre de 1963. *Diario Oficial*, 7 de noviembre de 1963, No. 16.760, p. 270A
- Uruguay. Resolución 1238/984, de 27 de diciembre de 1984. *Diario Oficial*, 11 de julio de 1985, No. 21.976, p. 112A
- Uruguay. Decreto 367/989, de 2 de agosto de 1989. *Diario Oficial*, 24 de noviembre de 1989, No. 22.993, p. 290A
- Uruguay. Ley 16.736, de 5 de enero de 1996. *Diario Oficial*, 12 de enero de 1996, No. 24.457, p. 774A
- Uruguay. Resolución s/n del MGAP, 5 de noviembre de 2008. *Diario Oficial*, 19 de noviembre de 2008, No. 27.615, p.735A
- Uruguay. Resolución 813/009, de 13 de agosto de 2009. *Diario Oficial*, 2 de setiembre de 2009, No. 27.806, p. 10B
- Valles, M., 1997. *Técnicas cualitativas de investigación social: Reflexión metodológica y práctica profesional*. Madrid: Síntesis. ISBN: 84-7738-449-5.
- Walter, M., 2009. Conflictos ambientales, socioambientales, ecológico distributivos, de contenido ambiental. Reflexionando sobre enfoques y definiciones. En: *Boletín ECOS, CIP-Ecosocial*, (6), pp.2-9.

Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura

Role of natural grasslands in retaining nutrients from agriculture

Lescano, Carolina (1); Ruibal, Mariana (2); Barreto, Patricia (3); Piñeiro, Verónica (3); Lozoya, Juan Pablo (4); Perdomo, Carlos (3); Rodríguez-Gallego, Lorena (5)

(1) Ecología Funcional de Sistemas Acuáticos, Centro Universitario Regional del Este (CURE), Universidad de la República (UdelaR), Uruguay.

(2) Licenciatura en Gestión Ambiental, Centro Universitario Regional del Este (CURE), Universidad de la República (UdelaR), Uruguay.

(3) Departamento de Suelos y Aguas, Facultad de Agronomía, Universidad de la República (UdelaR), Uruguay.

(4) Centro Interdisciplinario de Manejo Costero Integrado del Cono Sur, Centro Universitario Regional del Este (CURE), Universidad de la República (UdelaR), Uruguay.

(5) Ecología Funcional de Sistemas Acuáticos, Centro Universitario Regional del Este (CURE), Universidad de la República (UdelaR), Uruguay.

Contacto: carolilescano@gmail.com

RECIBIDO: 5/4/2017 – APROBADO: 29/6/2017

Resumen

La intensificación de los usos del suelo en las últimas décadas en Uruguay ha producido un aumento en la exportación de nutrientes a los cuerpos de agua, lo que explicaría el proceso de eutrofización observado en el período. La Laguna de Rocha es un sitio prioritario para la conservación por su biodiversidad, por lo que ingresó al Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Sin embargo, no escapa a las presiones mencionadas y se han registrado ocasionalmente floraciones de cianobacterias y de macrófitas sumergidas. La cobertura vegetal en la interfase entre los cuerpos de agua y los sistemas productivos puede funcionar como zona de amortiguación, disminuyendo la carga de nutrientes provenientes de cultivos o sistemas de producción animal por escorrentía, contribuyendo a la provisión del servicio ecosistémico de mantenimiento de la calidad de agua. Mediante el uso de parcelas de escorrentía experimentales se estimó en este trabajo el servicio ecosistémico provisto por el pastizal natural de retención de nutrientes del agua de escorrentía proveniente de una pradera artificial. Se halló una retención de fosfato de 55 %, nitrógeno inorgánico disuelto 44 %, sólidos en suspensión 28 %, nitrógeno total 47 % y fósforo total 42 %.

Palabras clave: Servicios ecosistémicos, calidad de agua, eutrofización, zonas buffer.

Abstract

The intensification of land uses occurred in recent decades in Uruguay had increased the exportation of nutrients to water bodies, explaining the process of eutrophication observed in this period. Laguna de Rocha is a priority site for biodiversity conservation which belongs to the National System of Protected Areas. However, the lagoon also suffered the impacts of land use changes and has registered some events of cyanobacteria and submerged macrophytes blooms. Strip areas between water bodies and agriculture can function as buffer zones, reducing the nutrient load exported from crops or livestock production systems, providing relevant ecosystem services as maintenance of water quality. With experimental runoff plots we estimated the ecosystem service of nutrients retention, provided by natural grasslands, from a field with artificial pastures. We recorded a 55 % phosphate retention, 44 % dissolved inorganic nitrogen, 28 % suspended solids, 47 % total nitrogen and 42 % total phosphorus.

Keywords: Ecosystem services, water quality, eutrophication, buffer zones.

Introducción

En las últimas décadas la intensificación del uso del suelo junto con nuevas formas de producción han conducido al deterioro del suelo, lo que incluye disminución del contenido de materia orgánica, pérdida de estructura, compactación y erosión (Ernst y Siri-Prieto, 2011), promoviendo la exportación de nutrientes a los cuerpos de agua (Sharpley, et al.,

1999). Asociado a esto, la incorporación de nuevas tecnologías ha aumentado los aportes de fertilizantes y plaguicidas que, por escorrentía o por infiltración, llegan a los cursos de agua o a las aguas subterráneas (Carpenter, et al., 2011).

El aumento en la carga de nutrientes en los cuerpos de agua es responsable del proceso de eutrofización que conduce al crecimiento excesivo del fitoplancton potencialmente tóxico y de la vegetación acuática, desencadenando procesos de

deterioro del ecosistema. La descomposición de la alta carga de materia orgánica generada consume el oxígeno disuelto, lo que promueve la liberación de fósforo desde el sedimento e intensifica aún más la eutrofización (Sondergaard, et al., 2001). Estos cambios afectan en forma negativa la biodiversidad acuática, la capacidad del ecosistema de mantener la calidad del agua y, en definitiva, los usos recreacionales y de provisión de recursos que hace la sociedad de estos sistemas (Sharpley, et al., 2003; Carpenter, 2005).

En el periodo 2006-2013 la importación de fertilizantes en Uruguay aumentó de 488.000 a 1.347.000 toneladas anuales (DIEA, 2014). Este crecimiento acompaña la tendencia de intensificación agropecuaria y la adopción de tecnologías como la siembra directa, que reducen el laboreo del suelo. Si bien la siembra directa reduce la erosión, se ha observado que esta práctica aumenta la pérdida de fósforo soluble (Sharpley, 2015). Resultados similares han sido reportados por Perdomo et al. (2015), quienes registraron aumentos en la pérdida de fósforo total y fósforo soluble debido a que durante la fertilización asociada a la siembra directa se enriquece el suelo más superficial, más susceptible a la erosión, pero no se incorpora el fósforo al suelo en mayor profundidad. La aplicación de P en el suelo por encima de las tasas a las que puede ser removido por los cultivos puede transformarse en una fuente de P por escorrentía, dado que a mayor contenido de P en el suelo, mayor es la cantidad que se pierde por escorrentía (Pote, et al., 1996; McDowell y Sharpley, 2001). Esto explica que las medidas de manejo que se basan en aplicar dosis recomendadas son muy poco efectivas en la reducción del transporte de fósforo cuando se trabaja en fertilización asociada a la siembra directa, por lo que es recomendable incorporarlo al suelo (Perdomo, et al., 2015).

Además de las fuentes de nutrientes, se deben considerar los factores que afectan su transporte (Sharpley, et al., 2003). En este sentido, un aumento del transporte puede estar vinculado al manejo del suelo mediante prácticas que favorecen la erosión, así como al efecto del cambio climático sobre la intensidad y frecuencia de las tormentas (Jeppesen, et al., 2009; Moss, et al., 2011).

La Laguna de Rocha presenta una alta productividad pesquera (Fabiano y Santana, 2006) y alberga una gran biodiversidad, y es por esto considerada área prioritaria para la conservación (Brazeiro, et al., 2008). En 2010 se declaró Paisaje Protegido del Sistema Nacional de Áreas Protegidas y en 2016 se aprobó su Plan de Manejo. Sus tributarios reciben el aporte puntual de efluentes industriales, el vertido de la planta de tratamiento de efluentes domiciliarios de la ciudad de Rocha, que cuenta con 25.500 habitantes (Instituto Nacional de Estadística, 2011), y el aporte difuso de actividades agrícolas y ganaderas de toda la cuenca. Los mayores usos del suelo de la cuenca son ganadería extensiva, predominantemente sobre campo natural (mayor a 60% en 2011; Nin, et al., 2016), forestación y agricultura.

El área destinada a agricultura en la cuenca casi se duplicó en el periodo 1974-2011, pasando de 6.486 ha en 1974 (Rodríguez-Gallego, et al., 2017), a 11.000 ha en 2011 (Nin, et al., 2016). La forestación industrial comenzó en la zona a partir de 2006 y en 2011 alcanzó el 7,5 % de la cuenca, mientras que el área de pastizales se redujo un 10 % (Rodríguez-Gallego, et al., 2017). En 2005 el aporte estimado de nutrientes desde la cuenca a la laguna fue del entorno de 4 kg/año/ha de nitrógeno y 0,7 kg/año/ha de fósforo (Rodríguez-Gallego, et al., 2017). Acompañando la intensificación de usos del suelo, se

observaron desde 1997 algunos síntomas de eutrofización, con aumentos en la concentración de fósforo total, fósforo reactivo soluble y clorofila *a* (Aubriot, et al., 2005), y recientemente algunos episodios de floraciones de cianobacterias y proliferaciones de plantas sumergidas (Rodríguez-Gallego, et al., 2010, 2015). Por su parte, Cabrera (2015), mediante el desarrollo de un modelo hidrodinámico acoplado a un modelo de calidad de agua, estimó el umbral de fósforo reactivo soluble necesario para el crecimiento de cianobacterias en la laguna (25-45 ug/l), indicando que el aporte en la actualidad se encontraría en valores cercanos al umbral estimado para su crecimiento.

Nin et al. (2016) estimaron el nivel de provisión de servicios ecosistémicos en la cuenca de la Laguna de Rocha mediante una modelación espacial multi-atributo. De los servicios ecosistémicos evaluados, el que mostró el mayor valor medio de provisión y el que se vería más reducido en un contexto de expansión agrícola y forestal fue el de prevención de la eutrofización.

Las zonas buffer (ZB) se definen como bandas de vegetación nativa o implantada ubicada pendiente abajo de cultivos o de instalaciones para producción animal, como tambos o feedlots (Dillaha, et al., 1988), o zonas de vegetación permanente en la interfase entre los campos y cuerpos de agua a los que estos drenan (Abu-Zreig, et al., 2003). Por encontrarse en esta interfase pueden modificar, incorporar, diluir o concentrar sustancias antes de que ingresen al curso de agua, actuando como filtro para fuentes difusas de contaminación del agua (Magette, et al., 1989; Deng, et al., 2011), reduciendo la velocidad de flujo y la sedimentación y favoreciendo la retención de nutrientes y su uso por parte de la vegetación y los microorganismos (Osborne y Kovacic, 1993; Sabater, et al., 2003; Hoffmann, et al., 2009). Mediante estos mecanismos proporcionan un importante servicio ecosistémico (SE) de regulación (Millennium Ecosystem Assessment, 2003) de mantenimiento de la calidad de agua y reducción de la eutrofización. Ejemplos de ZB son el bosque ribereño, los humedales y el campo natural en zonas bajas. Algunos autores incluyen a los propios cultivos como ZB (Young, et al., 1980).

Los diseños metodológicos más usados para evaluar la eficiencia de las ZB para reducir nutrientes comparan concentración, volumen de escorrentía y carga de nutrientes o sedimentos (determinada por el producto de la concentración y el volumen de escorrentía). Los diseños para la obtención de estos datos dependen del tipo de nutriente analizado debido a que se comportan diferente en el ambiente. El fósforo es un nutriente muy poco soluble, que en su mayor parte está unido a pequeñas partículas del suelo, constituyendo el fósforo particulado. Una menor parte se desplaza en forma disuelta como fósforo reactivo soluble (PRS) y otra como fósforo total disuelto, que está principalmente asociado a compuestos orgánicos disueltos pero no está biodisponible. Esto determina que el fósforo mayormente se transporte unido a partículas, por lo que se lo analiza en agua que escurre superficialmente (por ejemplo, mediante el uso de parcelas de escorrentía). A diferencia del fósforo, el nitrógeno se encuentra en gran parte disuelto, en sus formas de amonio (NH_4), nitrito (NO_2) y nitrato (NO_3). Por ello una gran parte se desplaza en forma disuelta, lo que le permite infiltrar el suelo y alcanzar el agua subsuperficial y profunda (Naiman, et al., 2005), y por esto se colecta mayormente utilizando dispositivos como lisímetros y piezómetros.

Los estudios relacionados a la función de las ZB comenzaron en la década de 1960 y se han enfocado en determinar su capacidad de retención de nutrientes y sedimentos (Peterjohn y Correll, 1984; Lowrance, et al., 1984; Wilson, 1967), el ancho de ZB apropiado para esa retención, cómo se modifica con la pendiente y tipo de suelo, el tipo de vegetación más apropiada para la retención (Aguiar, et al., 2015; Abu-Zreig, et al., 2003; Daniels y Gilliam, 1996; Osborne y Kovacic, 1993; Young, et al., 1980), y la relación que se debe establecer entre el área de ZB respecto al área de cultivo (Zhou, et al., 2014; Al-wadaey, et al., 2012).

En este trabajo se analiza experimentalmente la retención de nutrientes en una ZB de un predio agrícola ganadero en la cuenca de la Laguna de Rocha. Como hipótesis general se plantea que el campo natural que se encuentra en la interfase entre la pradera artificial y los cursos de agua intermitentes actúa como ZB, reteniendo nutrientes que serían aportados por la pradera artificial.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El sitio de estudio se ubica en un predio en la llanura media de la Laguna de Rocha dentro del Paisaje Protegido (Figura 1). Tiene una pendiente de 3,5 % y suelos que corresponden a la Unidad José Pedro Varela (MGAP, 1976). El trabajo de campo se llevó a cabo de julio a diciembre de 2014. El predio cuenta con una pradera artificial que se sembró por siembra directa en 2013, refertilizada cada año, compuesta por achicoria (*Cichorium intybus*), trébol rojo (*Trifolium pratense*) y trébol blanco (*Trifolium repens*). Los cursos de agua son intermitentes y en el campo natural que los rodea se encuentran especies de gramíneas nativas y algunas especies indicadoras de mayor humedad en suelo, como redondita de agua (*Hydrocotyle bonariensis*). El pastizal natural forma un cinturón que rodea a la pradera artificial en las zonas bajas, con una cobertura vegetal del 100 %, de más de 10 cm de

altura, actuando de interfase entre el cultivo y los cursos de agua intermitentes. El área de trabajo se cercó con alambrado eléctrico y de púas para evitar el ingreso de ganado.

Estimación experimental de la retención de nutrientes por una zona riparia

Se colocaron 12 parcelas de escorrentía de acuerdo a Perdomo et al. (2015) y Vadas et al. (2005) en el sitio de estudio. El diseño experimental consistió en tres parcelas control en la zona de pradera artificial y tres parcelas control en la zona de pastizal. Además, se instalaron seis parcelas a modo de tratamiento (parcelas mixtas), que abarcaban una superficie igual de pradera artificial y de pastizal. De esta manera se abarcó la zona de transición entre el cultivo y la ZB. A tres de estas parcelas se les cortó el pastizal con tijera, simulando el efecto del pastoreo del ganado, manteniendo siempre una altura mayor a 5 cm de la vegetación (Figura 2).

Las parcelas (Figura 3) consistieron en un borde de chapa, enterrado 5 cm en el suelo y sobresaliendo 10 cm, delimitando una porción de suelo de 1,5 m x 1,5 m (controles) y 1,5 m x 3 m de largo (mixtas, doble de tamaño que las controles). El agua de escorrentía colectada durante la lluvia dentro de cada parcela se vertía en dos baldes de 20 litros conectados a través de un sistema de cañerías. El sistema incluía un contador de volumen para registrar el caudal excedente que no era retenido en los baldes. Los baldes se taparon para evitar el ingreso de agua de lluvia de forma directa. Dado el dudoso funcionamiento de algunos contadores de flujo de las parcelas y la gran variabilidad de los datos de volumen de escorrentía obtenidos, se descartaron esos datos. En su lugar, para estimar la escorrentía se utilizó el método del Número de Curva (NC) (USDA, 1985). Este modelo determina el valor de escurrimiento según la precipitación, grupo hidrológico del suelo, uso y tratamiento del suelo y cobertura. Para este cálculo se utilizaron datos del registro pluviométrico obtenido de la estación meteorológica de Rocha (los datos fueron solicitados mediante nota al Instituto Nacional de Meteorología). Mediante el uso de tablas incorporadas al modelo, se corrigieron los valores de escurrimiento por la condición de humedad

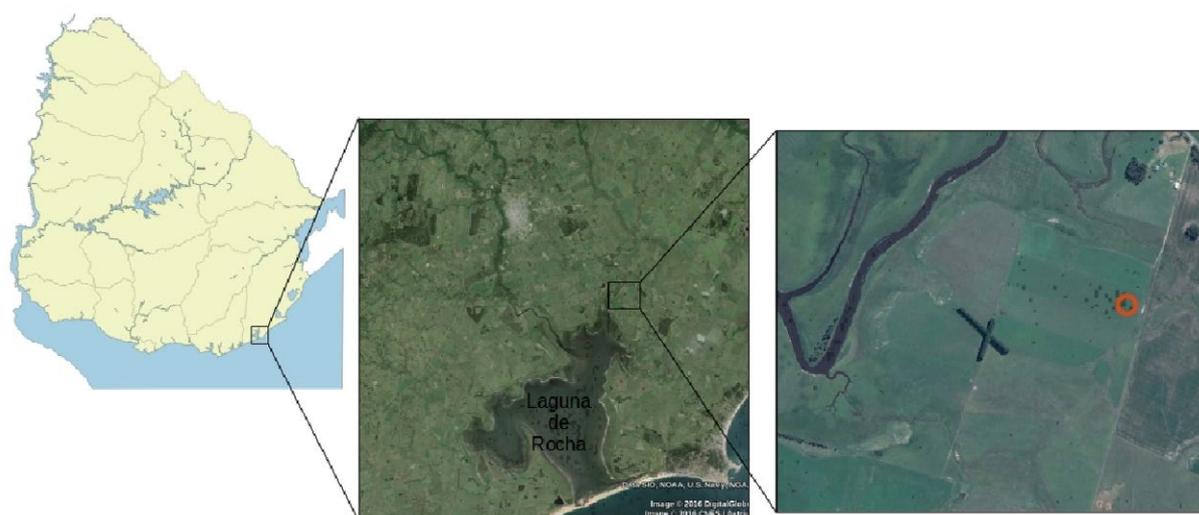


Figura 1. Esquema de ubicación del sitio de estudio en el Paisaje Protegido Laguna de Rocha (Rocha, Uruguay). El círculo anaranjado representa la ubicación de las parcelas de escorrentía.

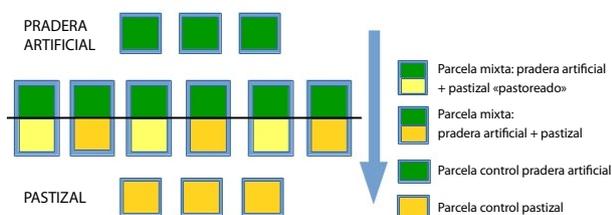


Figura 2. Esquema del diseño experimental. La flecha indica el sentido de la escorrentía.

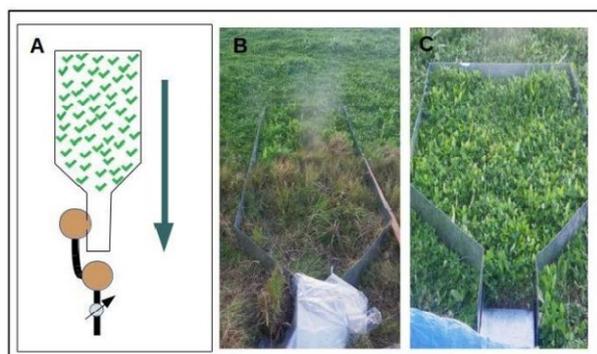


Figura 3. Parcelas de escorrentía. A) Esquema de parcela. La flecha indica el sentido de la pendiente. Los círculos marrones representan los baldes de recolección del agua de escorrentía. En la parte inferior del esquema se representa un medidor de volumen del agua que sale de los baldes. B) y C) Fotografías de parcela mixta y parcela con pradera artificial, respectivamente.

antecedente del suelo en los cinco días previos al evento de precipitación y según la estación del año en la que ocurrió.

El volumen de escorrentía se estimó para los tratamientos pradera artificial y pastizal en los siete eventos en los que se colectó agua. Para las parcelas mixtas, que cuentan con igual superficie de pradera artificial y pastizal se realizó un promedio del volumen estimado para esos tratamientos.

Durante seis meses se muestreó el agua de cada parcela luego de 12-24 horas de ocurrido cada evento importante de lluvias (> 10 mm). El agua recogida en los baldes de cada parcela fue mezclada, se tomó una muestra en botellas y se congelaron para su preservación hasta realizar los análisis químicos de nutrientes en el laboratorio. Se analizaron los siguientes nutrientes: fósforo total (PT; Valderrama, 1981; Murphy y Riley, 1962), nitrógeno total (NT; Valderrama, 1981 y Müller y Widemann, 1955), nitrato (NO₃; Müller y Widemann, 1955), nitrito (NO₂; Bendschneider y Robinson, 1952), amonio (NH₄; Koroleff, 1970) y fósforo reactivo soluble (PRS; Murphy y Riley, 1962). También se cuantificaron los sólidos en suspensión (SS; American Public Health Association, 1985).

El nitrógeno inorgánico disuelto (NID) se define como la suma de la concentración de NO₃, NO₂ y NH₄. La carga de nutrientes se obtuvo multiplicando la concentración de nutrientes hallada para cada parcela en cada evento de lluvia, por el volumen de escorrentía para ese tratamiento y evento estimado por el método de NC, y se corrigió por el tamaño de la parcela. La carga acumulada de nutrientes por tratamiento se definió como el promedio de la suma de cargas para cada nutriente obtenida por parcela a lo largo de todo el período estudiado.

Dado que las parcelas mixtas cuentan con una zona de aporte de nutrientes de pradera artificial y una ZB de pastizal, la diferencia entre la carga acumulada por parcelas de pradera artificial y el promedio de la carga acumulada por parcelas mixta y mixta cortada se consideró como una medida de la retención de nutrientes. Ese valor pasado a porcentaje se denominó porcentaje de retención y fue calculado para SS, nutrientes totales y disueltos.

Para analizar las diferencias del aporte de nutrientes entre los tratamientos se utilizó el test de Kruskal-Wallis para cada evento (estadístico X), dado que no requiere normalidad de las muestras y es suficientemente robusto a la heterocedasticidad (Zar, 1999). Para los eventos en los que el test de Kruskal-Wallis presentó diferencias estadísticamente significativas se aplicó el test de Mann-Whitney (estadístico t) para detectar diferencias entre pares de tratamientos. Para evaluar la correlación entre concentración de diferentes nutrientes y SS se realizaron análisis de correlación de Spearman (estadístico ρ). Los análisis se realizaron con R Commander versión 2.0-3 y los gráficos con SigmaPlot 12.0.

La biomasa vegetal total para cada tratamiento se estimó en tres momentos a lo largo del período de estudio. Para ello se tomaron muestras de la vegetación adyacente a las parcelas en cuadrantes de 50 x 50 cm, donde la vegetación contenida en el cuadrante se cortó con tijera a 5 cm del suelo. La biomasa cosechada se secó en estufa a 70-80 °C por 48 horas y se estimó el peso seco en g PS/m².

Se tomaron 12 muestras de suelo en la zona de pastizal y en la zona de pradera artificial, con taladro, separando en los 7 cm más superficiales y los 7 cm siguientes. Se analizó el P mediante la técnica de P Bray 1, al inicio y al final de los experimentos.

Resultados

Los resultados del análisis de P en suelo (P Bray 1) al inicio del trabajo de campo fueron 5 ppm en la zona de pastizal y 7 ppm en la zona de pradera.

La biomasa total al inicio del estudio presentó valores similares entre tratamientos, del entorno de 50 g PS/m² (Figura 4). A partir de entonces se observó un aumento de la biomasa total para todos los tratamientos, pero el crecimiento fue mayor para la pradera artificial y menor para el pastizal. La parcela mixta presentó un valor intermedio o cercano al de pastizal, pero en el caso de la parcela mixta cortada, el valor final de biomasa total fue menor al de pastizal. Si bien en diciembre la biomasa de pradera artificial resultó mayor

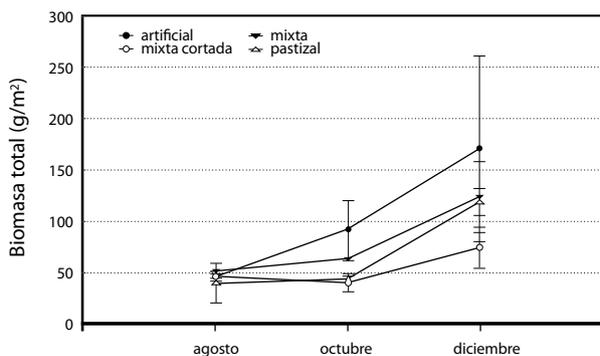


Figura 4. Biomasa total de la vegetación en el período de estudio.

Mes	Jul18	Ago3	Set11	Set16	Oct17	Nov4	Dic3
Precipitación (mm)	16	34	40	89	18	56	52
Escorrentamiento pastizal (l.m ⁻²)	0	0	4	29	0	2	2
Escorrentamiento pradera artificial (l.m ⁻²)	0	0	9	41	1	7	8
Escorrentamiento mixtas (l.m ⁻²)	0	0	6,5	35	0,5	4,5	5

Tabla 1. Volumen de escorrentía calculado según el método del NC en l.m⁻² para cada uno de los eventos de lluvia analizados.

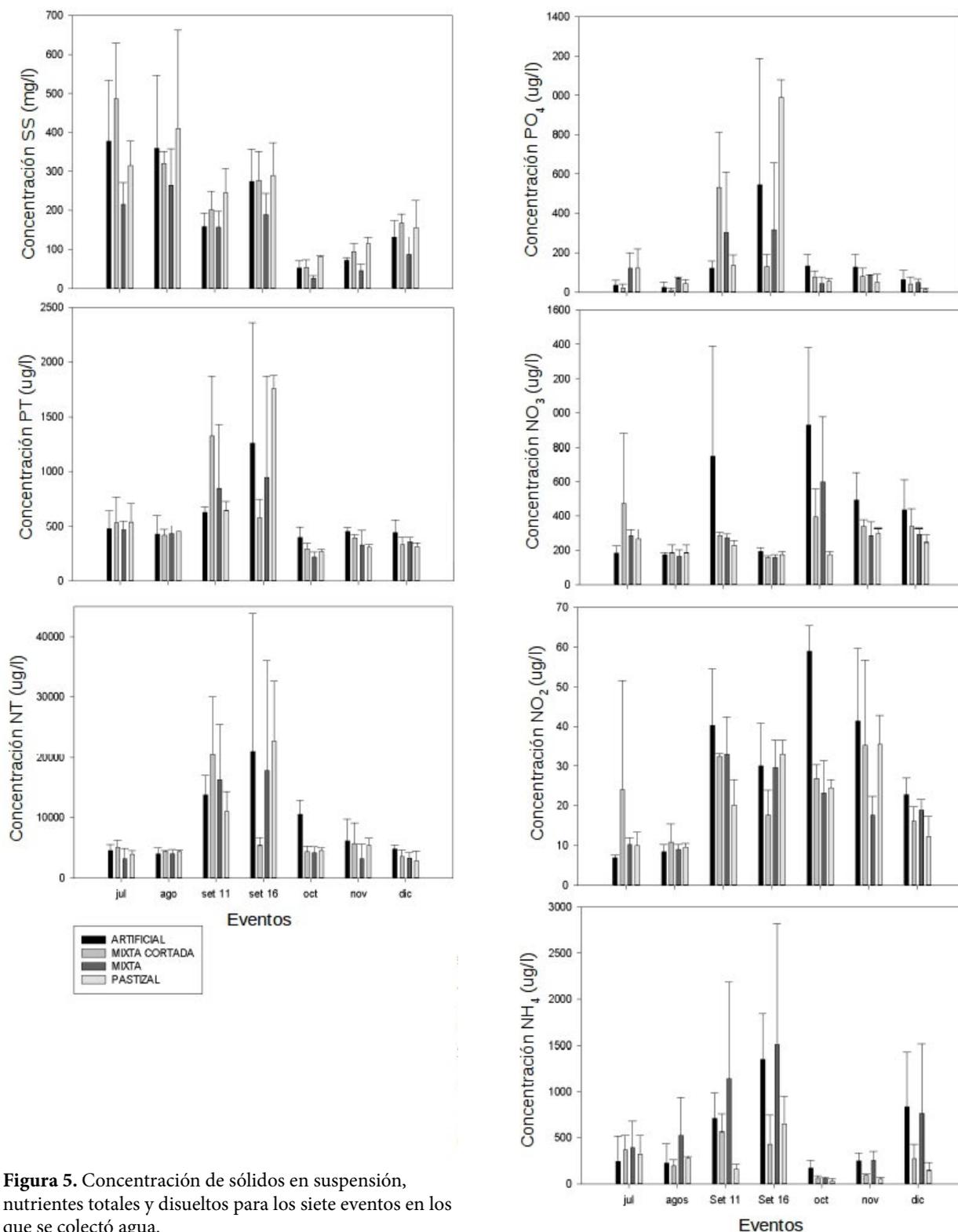


Figura 5. Concentración de sólidos en suspensión, nutrientes totales y disueltos para los siete eventos en los que se colectó agua.

que la de pastizal, es de destacar que se distribuía en altura con baja cobertura a ras del suelo, mientras que el pastizal se disponía con mayor densidad desde la superficie del suelo.

Todos los eventos de lluvia analizados tuvieron un volumen de escorrentía suficiente para coleccionar agua en los baldes. Sin embargo, el volumen de escorrentía estimado mediante el método del NC mostró valores de cero lm^{-2} para los eventos registrados en julio y agosto, mientras que en el resto de los eventos de lluvia el modelo cuantificó escorrentía (Tabla 1). Las parcelas mixtas con y sin «pastoreo» tuvieron valores de escorrentía intermedios respecto a las parcelas control.

Concentración de SS y nutrientes

Se observó variabilidad evento a evento y no se observaron diferencias significativas entre tratamientos para concentración de SS, PT y NT. Las concentraciones medias obtenidas para el NT mostraron un perfil similar a las de PT, pero con valores un orden de magnitud mayores, con un índice de correlación de Spearman moderado ($\rho = 0,57$, $p = 1,5 e^{-8}$). Los valores elevados de NT y PT registrados en setiembre coincidieron con lluvias importantes y alta humedad antecedente. La concentración de SS mostró una correlación positiva moderada con la concentración de PT ($\rho = 0,53$, $p = 3,4 e^{-7}$), al igual que la correlación entre

PO_4 y PT ($\rho = 0,68$, $p = 2,3 e^{-12}$), mientras que la concentración de NT y NID resultó en un índice de correlación menor ($\rho = 0,45$, $p = 2,2 e^{-5}$). Si bien la concentración de nutrientes disueltos mostró variabilidad, para el caso de NO_3 y NO_2 presentó en general valores más elevados en parcelas con pradera artificial, seguidos de mixtas y luego pastizal (Figura 5).

Carga de SS y nutrientes

En los eventos de julio y agosto la carga de nutrientes y SS fue cero dado que el volumen de escorrentía estimado por el modelo del NC fue cero lm^{-2} . La carga de SS fue siempre mayor en la pradera artificial que en el resto de los tratamientos (Figura 6, izquierda). La carga estimada de PT y NT mostró valores mayores en la parcela con pradera artificial que en la de pastizal. Para los eventos de octubre, noviembre y diciembre la carga de SS, PT y NT de las parcelas mostró un descenso desde la pradera artificial, mixta cortada, mixta y pastizal. Estas diferencias resultaron estadísticamente significativas (Tabla 2) en octubre, noviembre y diciembre para SS y para PT, así como en octubre y diciembre para NT. Se observaron valores más elevados de SS, PT y NT para el evento del 16 de setiembre, en el que se registraron precipitaciones de 89 mm.

	Evento	Kruskal-Wallis		Mann-Whitney
carga SS	oct	X=10.53; p=0.015	artificial-mixta artificial-pastizal mixta cortada-pastizal mixta-pastizal	t = 3.820; p = 0.019 t = 5.130; p = 0.007 t = 5.116; p = 0.007 t = 6.571; p = 0.003
	nov	X=8.64; p=0.035	artificial-mixta artificial-pastizal mixta cortada-pastizal mixta cortada-mixta	t = 6.008; p = 0.004 t = 8.210; p = 0.001 t = 3.514; p = 0.025 t = 3.277; p = 0.031
	dic	X=8.64; p=0.035	artificial-pastizal mixta cortada-pastizal	t = 3.547; p = 0.024 t = 5.067; p = 0.007
carga PT	oct	X=9.98; p=0.019	artificial-mixta cortada artificial-mixta artificial-pastizal mixta cortada-pastizal mixta-pastizal	t = 4.454; p = 0.011 t = 5.141; p = 0.007 t = 7.254; p = 0.002 t = 10.473; p = <0.001 t = 8.521; p = 0.001
	nov	X=9.43; p=0.024	artificial-mixta artificial-mixta cortada artificial-pastizal mixta cortada-pastizal	t = 4.475; p = 0.011 t = 8.933; p = <0.001 t = 15.767; p = <0.001 t = 15.767; p = <0.001
	dic	X=9.36; p=0.025	artificial-mixta cortada artificial-mixta mixta cortada-pastizal mixta-pastizal	t = 3.451; p = 0.026 t = 3.368; p = 0.028 t = 5.335; p = 0.006 t = 8.796; p = <0.001
carga NT	oct	X= 9.51; p=0.023	artificial-mixta cortada artificial-mixta artificial-pastizal mixta-pastizal mixta cortada-pastizal	t = 6.010; p = 0.004 t = 6.051; p = 0.004 t = 7.720; p = 0.002 t = 7.610; p = 0.002 t = 8.384; p = 0.001
	dic	X=9.36; p=0.025	artificial-mixta cortada mixta cortada-pastizal mixta-pastizal artificial-pastizal	t = 4.801; p = 0.009 t = 3.196; p = 0.033 t = 3.205; p = 0.033 t = 9.747; p = <0.001

Tabla 2. Significancia estadística de retención de sólidos en suspensión y nutrientes totales: carga de sólidos en suspensión (SS), fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT).

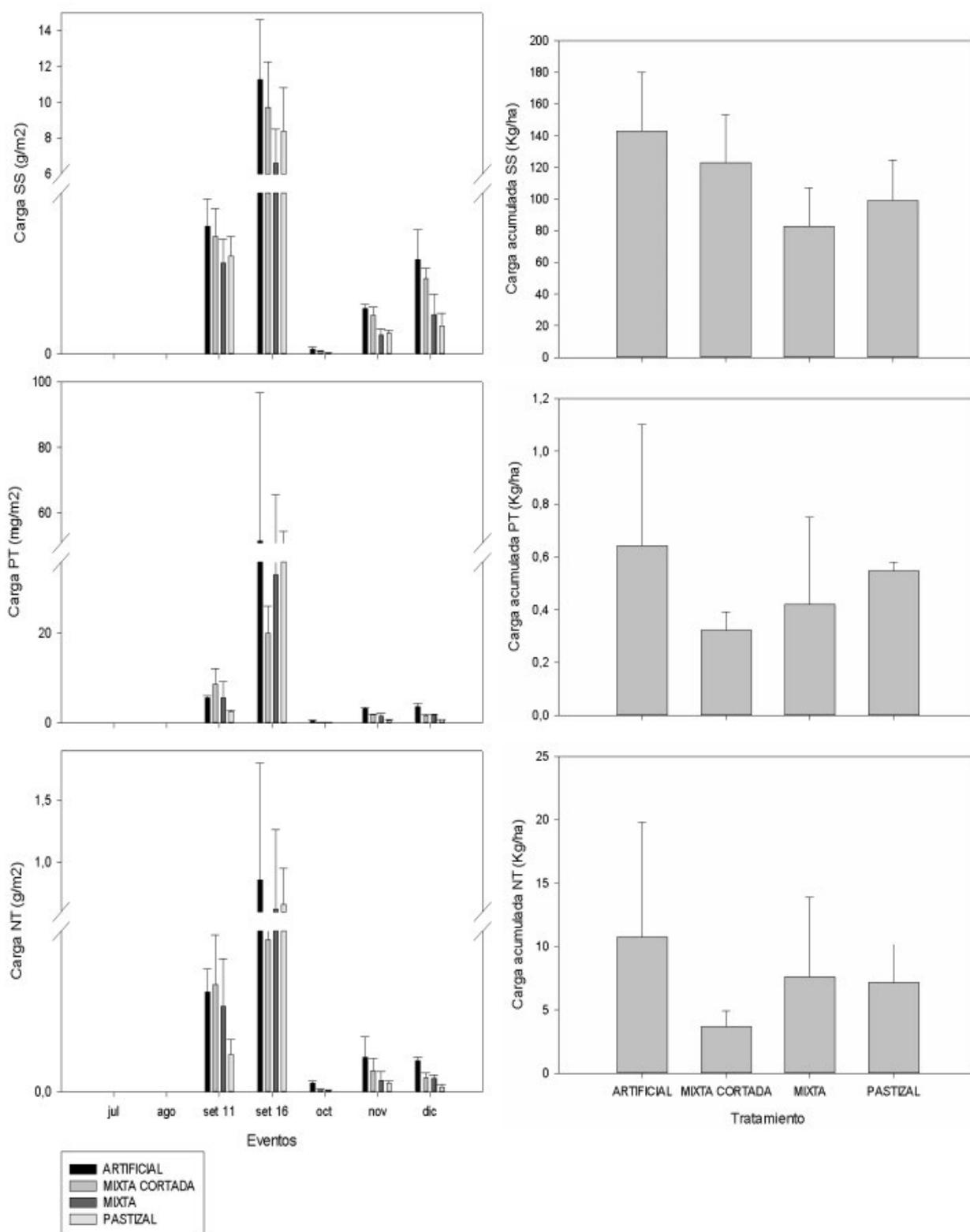


Figura 6. Carga de SS, PT y NT para los cinco eventos de precipitación. La escorrentía se estimó por el método del NC (izquierda). Carga acumulada en el período de estudio (seis meses) de SS, PT y NT (derecha).

La carga acumulada promedio para SS, PT y NT fue mayor en la pradera artificial que en el resto de los tratamientos (Figura 6, derecha). La retención de SS, PT y NT para el período estudiado fue de 28, 42 y 47 %, respectivamente. Tanto para PT como para NT la carga acumulada promedio para la pradera artificial y parcela mixta mostró desvíos estándar

mayores que mixta cortada y pastizal, debido a los grandes desvíos en los valores de carga del evento del 16 de setiembre. Las diferencias de carga acumulada de SS, PT y NT entre tratamientos no fueron significativas.

El PO₄ mostró variabilidad de la carga evento a evento, con valores mayores para el evento de mayor precipitación

	Evento	Kruskal-Wallis		Mann-Whitney
carga PO ₄	oct	X= 9.839; p = 0.020	artificial-mixta artificial-pastizal mixta cortada-pastizal	t = 3.132; p = 0.035 t = 3.903; p = 0.017 t = 4.360; p = 0.012
	nov	X= 8.744; p= 0.033	artificial-pastizal mixta-pastizal	t = 2.971; p = 0.041 t = 6.182; p = 0.003
carga NO ₃	set11	X= 9.430; p = 0.024	mixta cortada-pastizal mixta-pastizal	t = 9.987; p = <0.001 t = 8.153; p = 0.001
	oct	X= 9.024; p = 0.029	artificial-mixta cortada artificial-pastizal mixta cortada-pastizal	t = 2.772; p = 0.050 t = 3.572; p = 0.023 t = 4.209; p = 0.014
	nov	X= 9.667; p = 0.022	artificial-mixta cortada mixta cortada-pastizal artificial-mixta artificial-pastizal mixta-pastizal	t = 2.945; p = 0.042 t = 8.976; p = <0.001 t = 3.194; p = 0.033 t = 4.428; p = 0.011 t = 3.262; p = 0.031
	dic	X= 9.430; p = 0.024	artificial-pastizal mixta cortada-pastizal mixta-pastizal	t = 3.665; p = 0.021 t = 4.051; p = 0.015 t = 8.145; p = 0.001
carga NO ₂	set11	X= 8.744; p= 0.033	artificial-pastizal mixta-pastizal	t = 3.738; p = 0.020 t = 3.478; p = 0.025
	oct	X= 9.492; p = 0.023	artificial-mixta cortada artificial-mixta artificial-pastizal mixta cortada-pastizal mixta-pastizal	t = 11.962; p = <0.001 t = 10.922; p = <0.001 t = 16.076; p = <0.001 t = 13.113; p = <0.001 t = 5.050; p = 0.007
	dic	X= 9.667; p= 0.022	artificial-mixta cortada artificial-mixta mixta cortada-pastizal mixta-pastizal artificial-pastizal	t = 4.679; p = 0.009 t = 4.296; p = 0.013 t = 4.675; p = 0.009 t = 7.264; p = 0.002 t = 7.938; p = 0.001
carga NH ₄	oct	X= 9.565; p = 0.023	artificial-mixta cortada artificial-mixta artificial-pastizal mixta cortada-pastizal mixta-pastizal	t = 2.878; p = 0.045 t = 2.972; p = 0.041 t = 3.595; p = 0.023 t = 5.897; p = 0.004 t = 7.364; p = 0.002
	nov	X= 9.667; p = 0.022	artificial-mixta cortada artificial-pastizal mixta-pastizal mixta cortada-pastizal	t = 3.993; p = 0.016 t = 4.933; p = 0.008 t = 3.965; p = 0.017 t = 8.701; p = <0.001
carga acumulada NO ₃		X= 9.359; p = 0.025	artificial-mixta artificial-pastizal mixta cortada-pastizal mixta-pastizal	t = 2.852; p = 0.046 t = 3.627; p = 0.022 t = 5.161; p = 0.007 t = 5.477; p = 0.005
carga acumulada NO ₂		X= 8.128; p= 0.043	artificial-mixta cortada artificial-pastizal	t = 2.807; p = 0.048 t = 2.849; p = 0.046

Tabla 3. Significancia estadística de retención de nutrientes disueltos. Carga de fosfato (PO₄), nitrato (NO₃), nitrito (NO₂) y amonio (NH₄) y carga acumulada de nitrato y nitrito.

registrado en el período (16 de setiembre). Para los eventos de octubre, noviembre y diciembre se observó una carga media mayor en la pradera artificial, seguida de las parcelas mixtas y, por último, el pastizal. La carga de NO₃, el NO₂ y NH₄ presentó en general valores más altos para pradera artificial, seguido de parcelas mixtas y luego pastizal (Tabla 3, Figura 7, izquierda).

El PO₄ presentó un valor de carga acumulada mayor en las parcelas de pastizal, seguido de las de pradera artificial, y luego las parcelas mixtas. Las diferencias entre tratamientos

no fueron significativas. El NO₃ mostró una carga acumulada mayor en la pradera artificial, seguida de las parcelas mixtas y luego las parcelas de pastizal. Las diferencias entre tratamientos resultaron significativas. Comparando entre pares de tratamientos, las diferencias resultaron estadísticamente significativas entre pradera artificial y mixta, pradera artificial y pastizal, mixta cortada y pastizal, y entre mixta y pastizal (Tabla 3). El NO₂ mostró una carga acumulada con un perfil similar al de NO₃. Las diferencias entre tratamientos resultaron

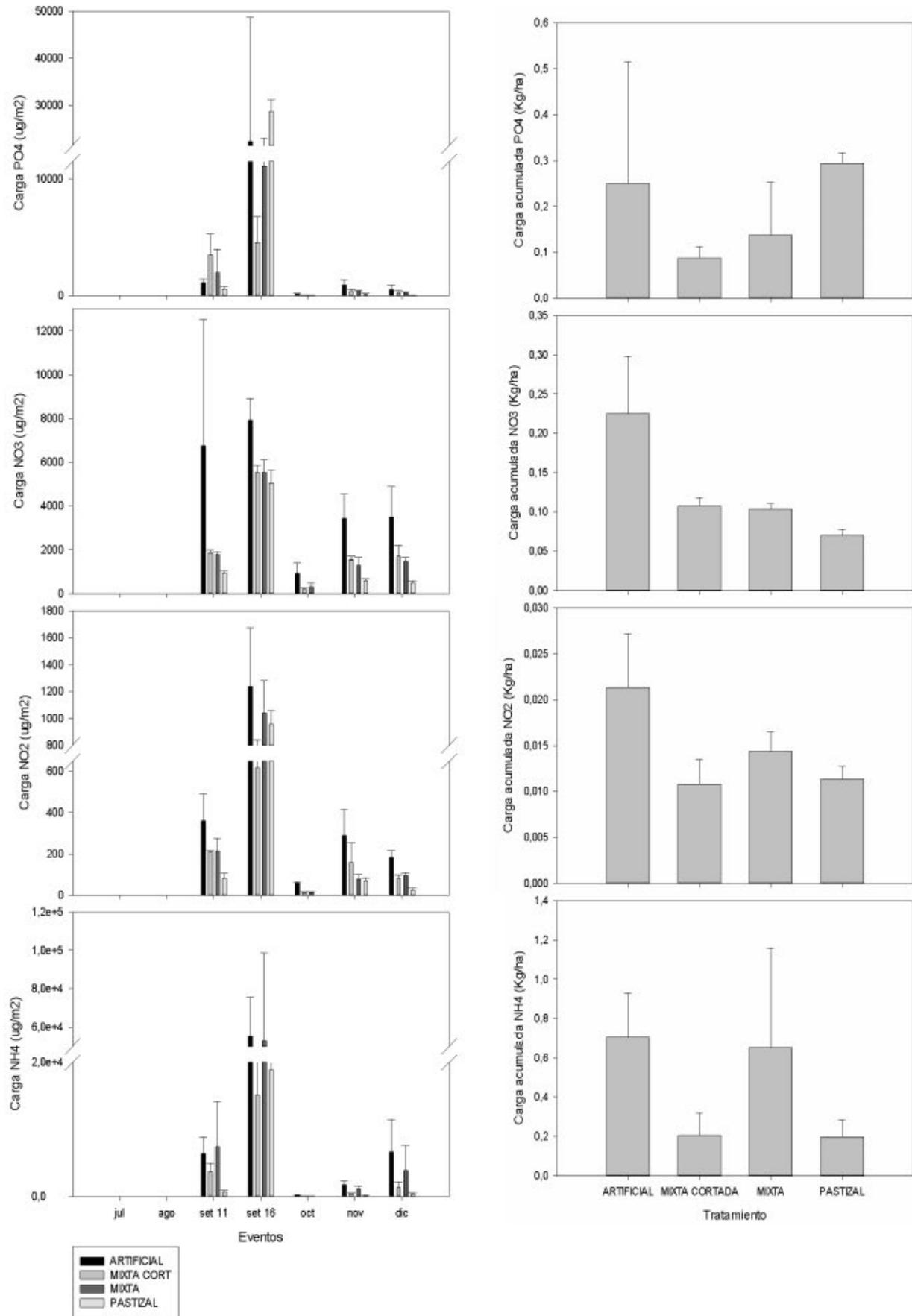


Figura 7. Carga de nutrientes disueltos para los cinco eventos de precipitación. La escorrentía se estimó con el método del NC (izquierda). Carga acumulada de nutrientes disueltos en los seis meses de estudio (derecha).

significativas. Comparando entre pares de tratamientos, las diferencias resultaron estadísticamente significativas entre pradera artificial y mixta cortada y entre pradera artificial y pastizal. El NH₄ presentó valores promedio de carga acumulada mayores en la pradera artificial que en las parcelas mixta cortada y pastizal. Las parcelas mixtas presentaron un mayor valor promedio, pero también un mayor desvío estándar (Figura 7, derecha). Las diferencias entre los cuatro tratamientos no fueron significativas.

La retención de PO₄, NO₃, NO₂ y NH₄ para el período estudiado fue de 55, 53, 41 y 39 %, respectivamente.

En todos los casos, la mayor variabilidad de algunos tratamientos respecto al resto se debe a los datos obtenidos de concentración para los diferentes nutrientes en el evento de mayor precipitación (16 de setiembre, 89 mm).

Discusión

Los valores promedio de carga de SS y nutrientes resultaron mayores para pradera artificial que para el resto de los tratamientos, e intermedios para las parcelas mixtas. Esto se

Autores	Fuente de nutrientes	Vegetación ZB	Ancho ZB (m)	Pendiente (%)	Retención (%)
Abu-Zreig et al. (2003)	Simulación de lluvia aplicando mezcla de suelo y agua	Raigrás, festuca y especies nativas	2 5 10 <u>15</u>	2, 3, 5	carga de PT 79
Al-wadaey et al. (2012)	Lluvia en microcuencas (2 años)	Festuca	Relación área de drenaje/ área de filtro: 0 -1.1 - <u>4.3%</u>	5,5	V escorrentía 79 carga sedim. 84 carga PRS 66 carga Ppart 82
Blanco-Canqui et al. (2004)	Simulación de lluvia sobre 8 m de barbecho continuo	Festuca y especies nativas «Grass barriers»	8	5	V escorrentía 18 carga sedim. 92 carga de PO ₄ , NH ₄ , NO ₃ , PT, Norgánico 70
Daniels y Guilliam (1996)	Lluvia en microcuencas de uso agrícola (dos años)	Festuca y riparia	0-20	4-15	sedim. 60-90 PT 60 NT 35-60 NO ₃ 50-90
Deng et al. (2011)	Simulación de lluvia aplicando mezcla de agua, sedimento y nutrientes	Herbáceas nativas y arbustos	10 15	2	V escorrentía 86 carga de SS 89 carga PT 85 carga NT 70
Dillaha et al. (1988)	Simulación de lluvia sobre feedlot simulado de 5x18 m	Festuca	0 4,6 9,1	5,11,16	sedim. 81-91 PT 58-69 NT 64-74
Fogle et al. (1994)	Simulación de lluvia sobre parcelas de erosión de 22 m	Festuca y otros	4,57 <u>9,14</u> 13,72	9	V 97 masa de atrazina 99,8, PRS y NO ₃ 98 NH ₄ y sedim. 99,7
Smith (1989)	Lluvia en microcuencas de uso ganadero (22 meses)	Festuca, paspalum, raigrás	10-13	26	V escorrentía 87 conc. SS 84, P part 80, N part 85, PRS 55, NO ₃ 67
Young et al. (1980)	Simulación de lluvia sobre feedlot	Maíz, festuca, avena y sorgo	36	4	V escorrentía 67 sólidos 79 conc. NT 84 conc. PT, NH ₄ y PO ₄ 83
Zhou et al. (2014)	Lluvia en microcuencas con uso agrícola: rotación de soja y maíz (cinco años)	Pradera nativa y pastizales «Grass barriers»	37-78	6-10	Carga NT 84 Carga PT 90 Carga NO ₃ 67

Tabla 4. Resumen de estudios previos sobre retención de nutrientes en ZB (en los casos en que se usaron varios anchos de ZB se subraya el ancho al que corresponde el porcentaje de retención mostrado en la tabla). Nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), sólidos en suspensión (SS), fosfato (PO₄), nitrato (NO₃), nitrito (NO₂), amonio (NH₄), concentración (conc.), sedimento (sedim.), volumen (V).

debería a un efecto directo de la fertilización en el cultivo (en el caso de los nutrientes) y también a que la asociación de pastizales aguas abajo de la pradera artificial estaría reduciendo el aporte de nutrientes proveniente del cultivo. Si bien se observó variabilidad en la eficacia de las zonas buffer para retener nutrientes, coincidiendo con observaciones anteriores (Magette, et al., 1989; Abu-Zreig, et al., 2003), las tasas de retención estimadas mostraron valores menores o cercanos al 50 %.

Este efecto de retención se evidenció a nivel de concentración para NO₃ y NO₂, afectando también a la carga en cada evento y a la carga acumulada. Para el caso de NO₃ y NO₂ las diferencias de carga acumulada entre tratamientos resultaron estadísticamente significativas. Para SS, PT, NT, NH₄ y PO₄ el efecto del tratamiento no se evidenció a nivel de concentración, sino principalmente a nivel de la carga por evento y de la carga acumulada. Respecto al nivel en el que se hace evidente la retención de nutrientes, Zhou et al. (2014) encontraron alta variabilidad en la concentración de nutrientes en los distintos tratamientos, otros autores describen efectos importantes de reducción de la concentración de nutrientes por la vegetación (Deng, et al., 2011), mientras que Al-wadaey et al. (2012) no encontraron diferencias a nivel de la concentración sino a nivel de la carga de nutrientes por reducción del volumen de escorrentía.

La carga de los nutrientes analizados y SS mostró diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos dentro de cada evento, principalmente para octubre, noviembre y diciembre. En general, las diferencias entre pares de tratamientos fueron estadísticamente significativas entre pradera artificial y parcelas mixtas (mixta cortada o mixta), entre mixtas y pastizal, y entre artificial y pastizal, no así entre mixta cortada y mixta. La retención de SS en las parcelas mixtas fue baja.

A su vez, el índice de correlación entre la concentración de SS y la de PT fue moderado, mientras que entre SS y NT fue muy bajo. En este sentido, es posible plantear que solo una pequeña parte de los nutrientes totales se encontró en forma particulada y la mayor parte estaba asociada a diferentes formas disueltas. De esta manera, el sistema retuvo fundamentalmente nutrientes disueltos y en menor medida formas particuladas. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Goyenola et al. (2015), quienes compararon la concentración de P en diferentes arroyos de Uruguay y encontraron un alto predominio (86 %) de formas disueltas de P, que podrían ser explicadas por la aplicación de fertilizantes a nivel superficial sin ser incorporados al suelo bajo la modalidad de siembra directa.

En las parcelas mixtas la relación área de ZB / área de drenaje fue de 1. Según Abu-Zreig et al. (2003), no solo se requiere de una relación área de drenaje/ área de ZB importante, sino también de una distancia mínima para la retención de partículas de distintos tamaños. Esto implicaría que es necesaria una ZB más ancha para la retención de P particulado y SS. Como ya se mencionó, el P se transporta mayormente unido a las partículas del suelo, principalmente a las más pequeñas. Las partículas más pequeñas del sedimento requieren de mayor distancia que las grandes para ser retenidas por la vegetación (Wilson, 1967). Para evaluar cambios en la retención de P particulado con distintos tratamientos, tal vez se requiera de parcelas de mayor largo de ZB. Otra posibilidad es que las parcelas de escorrentía hayan sido pequeñas para poder evidenciar importantes efectos de erosión y, por tanto, de retención de la ZB.

La carga acumulada para el período de estudio (seis meses) por la pradera artificial fue del entorno de 10 kg/ha para NT y de 0,6 kg/ha para PT y por el pastizal fueron de 7 kg/ha para NT y 0,5 kg/ha para PT. Como una simplificación se llevaron los cálculos a una escala anual para poder comparar con los datos de exportación de nutrientes existentes en la bibliografía. Los datos obtenidos en este estudio son en general más elevados, salvo para PT en la pradera artificial (Tabla 5).

Uso de suelo	NT (kg/ha/año)	PT (kg/ha/año)
Pradera artificial	20 *	1,2 *
Pastizal	14 *	1 *
Pradera artificial (Reckhow, et al., 1980)	6,92	1,16
Pastizal (adaptado de Drewry, et al., 2006)	1,33	0,24
Promedio de todos los usos de suelo EEUU (Harmel, et al., 2008)	14,2	2,2

Tabla 5. Comparación de carga de nutrientes exportada anualmente. El * indica los valores obtenidos en este trabajo, llevados a una escala anual.

Se requerirán estudios posteriores para precisar los valores hallados en esta investigación, con sistemas que permitan una determinación más real del volumen de escorrentía y con períodos de estudio más prolongados para capturar la variabilidad interanual.

Por otra parte, al comparar los aportes de PT de la pradera artificial y del pastizal, no hay diferencias muy marcadas. Considerando que el nivel de P Bray de estos suelos es bajo en relación a los suelos del país, particularmente el de la pradera artificial, esto podría determinar que ambos sistemas estén aportando similar cantidad de nutrientes. A pesar de estos niveles de P, existieron diferencias en el rango bajo de intensidad de uso del suelo, por lo que es posible considerar que si este trabajo se realizara en situaciones de historia previa de uso más intensivo, las diferencias entre tratamientos hubieran sido mayores.

La capacidad de amortiguación del pastizal se vio alterada frente a eventos de alta precipitación, en los que se pudo observar que el pastizal mostró valores similares o más altos que la pradera artificial. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Daniels y Gilliam (1996), quienes muestran reducción importante de la eficiencia de las ZB cuando las lluvias superan los 60 mm. Esto podría deberse a que si bien normalmente el pastizal funciona como sumidero de nutrientes, frente a eventos extremos cambian las condiciones y pasa a comportarse como fuente de nutrientes por la fuerte escorrentía.

Teniendo en cuenta que los pastizales en general presentan una mayor cobertura que la pradera artificial y que el P se transporta mayormente unido al sedimento, se puede esperar que una mayor distancia de ZB sea más eficiente y permita evidenciar mejor los efectos de filtro. Aunque la biomasa fue mayor en diciembre para la pradera artificial que para el pastizal, la forma en que se dispone esa biomasa puede estar generando diferencias en la retención de nutrientes. La den-

sidad del pastizal o el porcentaje de cobertura desde el nivel de suelo es un factor de gran importancia para la retención como barrera física y como promotor de infiltración (Wilson, 1967; Abu-Zreig, et al., 2003; Borin, et al., 2010). A su vez, el pastizal es una comunidad vegetal con alta diversidad en comparación con la pradera artificial. Algunos autores plantean que a mayor diversidad y mayor riqueza de especies se asocia una mayor diversidad funcional y, por tanto, una mayor resiliencia y estabilidad del ecosistema (Tilman y Downing, 1994; Tilman, 1996). En este sentido se puede pensar que el ecosistema de pastizal podría estar teniendo en el largo plazo un rol importante en la retención e incorporación de nutrientes que provienen de escorrentía.

Algunos autores discuten la escala de aproximación al problema. Generalmente, pequeñas parcelas de campo proveen condiciones uniformes, eliminando la heterogeneidad debida a factores topográficos, de suelo, de cobertura, de superficie y de clima, permitiendo hacer generalizaciones y modelar (Bormann, et al., 2012; Al-wadaey, et al., 2012). Otros autores argumentan que las cuencas son heterogéneas en cuanto a topografía, tipo de suelo y que, por lo tanto, algunos procesos hidrológicos importantes para el transporte de suelo y nutrientes a escala de cuencas pueden no ser evidentes a escala de parcelas, como el flujo subsuperficial, interacción entre agua superficial y profunda y fluctuación de la napa freática, así como flujos preferenciales de agua. En este sentido plantean que los resultados obtenidos sobre la eficacia de ZB a escala de parcela no necesariamente son extrapolables a escala de cuenca (Zhou, et al., 2014).

En este trabajo se adaptó una herramienta de origen agronómico para responder una pregunta de tipo ecológica, brindando una aproximación a la estimación del SE prevención de la eutrofización por parte de los pastizales. En futuros estudios se deberían tener en cuenta algunos aspectos para una mejor evaluación de la eficiencia de las ZB en la retención de nutrientes, por ejemplo: la necesidad de generar estudios de más largo plazo, incorporando la dinámica anual e interanual de la vegetación y del clima; la inclusión de parcelas de mayor longitud (mayor ancho de ZB) que permitan evidenciar efectos de retención de SS y P particulado; la generación de un mayor número de réplicas dada la alta variabilidad de respuesta a los tratamientos; la evaluación de la posibilidad de incorporar otro tipo de sistemas para obtener datos de escorrentía, y el análisis de la posibilidad de trabajar a una escala espacial mayor que incorpore aspectos que ocurren a nivel de microcuenca o de cuenca que no quedan evidenciados a nivel de parcelas.

Conclusiones

Se observó retención de nutrientes provenientes de la pradera artificial por parte del buffer de pastizales, pese a que la variabilidad en los datos fue elevada. El agregado de una ZB de pastizal aguas abajo de la pradera artificial (parcelas mixta y mixta cortada) redujo la carga acumulada promedio de SS, PT, NT, PO₄, NO₃, NO₂ y NH₄ respecto a pradera artificial sola. La retención fue del entorno de 40-50 % en todos los nutrientes y de 28 % en SS.

Reconocimientos

A los funcionarios de Facultad de Agronomía y Guardaparques del Paisaje Protegido Laguna de Rocha por su colabora-

ción en la instalación de las parcelas de escorrentía. A Ronald Ryan, propietario del campo donde se instalaron las parcelas de escorrentía. Al Espacio Interdisciplinario de la Universidad de la República y «Sensing the Americas' Freshwater Ecosystem Risk (SAFER) from Climate Change» Interamerican Institute for Global Change-IAI (CRN 3038) por financiar parcialmente este proyecto. A Cristina Bañobre del CURE por su colaboración en los análisis de P en suelo. A Germán Azcune del CURE por su colaboración en las medidas iniciales de nutrientes.

Referencias

- Abu-Zreig, M., Rudra, RP., Whiteley, HR., Lalonde, MN. y Kaushik, NK., 2003. Phosphorus removal in vegetated filter strips. En: *Journal of Environmental Quality*, 32(2), pp.613-619.
- Aguiar, TR., Rasera, K., Parron, LM., Brito, AG. y Ferreira, MT., 2015. Nutrient removal effectiveness by riparian buffer zones in rural temperate watersheds: The impact of no-till crops practices. En: *Agricultural Water Management*, 149, pp.74-80.
- Al-wadaey, A., Wortmann, CS., Franti, TG., Shapiro, CA. y Eisenhauer, DE., 2012. Effectiveness of grass filters in reducing phosphorus and sediment runoff. En: *Water Air Soil Pollut*, 223, pp.5865-5875.
- American Public Health Association, 1985. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 16th ed. Washington: APHA.
- Aubriot, L., Conde, D., Bonilla, S., Hein, V. y Britos, A., 2005. Vulnerabilidad de una laguna costera en una Reserva de Biosfera: indicios recientes de eutrofización. En: Vila, I. y Pizarro, J., eds. *Taller Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses CYTED XVIIIB*. [s.n.]: Patagonia Impresores. pp.65-85.
- Bendschneider, K. y Robinson RJ., 1952. A new spectrophotometric method for determination of nitrite in the sea water. En: *Journal Marine Research*, 11, pp.87-96.
- Blanco-Canqui, H., Gantzer, CJ., Anderson, SH., Alberts, EE. y Thompson, AL., 2004. Grass barrier and vegetative filter strip effectiveness in reducing runoff, sediment, nitrogen, and phosphorus loss. En: *Soil Science Society of America*, 68, pp.1670-1678.
- Borin, M., Passoni, M., Thiene, M. y Tempesta, T., 2010. Multiple functions of buffer strips in farming areas. En: *European Journal of Agronomy*, 32, pp.103-111.
- Bormann, NLB., Baxter, CA., Andraski, TW., Good, LW. y Bundy, LG., 2012. Scale-of-measurement effects on phosphorus in runoff from cropland. En: *Journal of Soil and Water Conservation*, 67(2), pp.122-133.
- Brazeiro, A., Achkar, M., Canavero, A., Fagúndez, C., González, E., Grela, I., Lezama, F., Maneyro, R., Barthesagy, L., Camargo, A., Carreira, S., Costa, B., Núñez, D., da Rosa, I. y Toranza, C., 2008. *Prioridades geográficas para la conservación de la biodiversidad terrestre de Uruguay. Resumen ejecutivo*. Montevideo: Facultad de Ciencias. (Proyecto PDT 32-26).
- Cabrera, C., 2015. *Optimización de usos del suelo para prevenir floraciones nocivas de fitoplancton en la Laguna de Rocha, Uruguay*. Montevideo: Facultad de Ciencias. (Tesis de Maestría).
- Carpenter, SR., Stanley, EH., y Vander Zanden, MJ., 2011. State of the world's freshwater ecosystem physical, chemical, and

- biological changes. En: *Annual Review of Environment and Resources*, 36, pp.75-99.
- Carpenter, SR., 2005. Eutrophication of aquatic ecosystems: biostability and soil phosphorus. En: *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102 (29), pp.10002-10005.
- Daniels, RB. y Gilliam, JW., 1996. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. En: *Soil Science Society of America*, 60, pp.246-251.
- Deng, N., Li, H. y Shi, D., 2011. Preliminary experimental study on effectiveness of vegetative filter strips to poluentes in surface runoff. En: *Journal of Water Resource and Protection*, 3, pp.222-227.
- DIEA, 2014. *Anuario estadístico agropecuario 2014*. Montevideo: DIEA.
- Dillaha, TA., Sherrard, JH., Lee, D., Mostaghimi, S. y Shanholtz, VO., 1988. Evaluation of vegetative filter strips as best management practice for feed lots. En: *Journal Water Pollution Control Federation's*, 60, pp.1231-1238.
- Drewry, JJ., Newham, LTH., Greene, RSB., Jakeman, AJ. y Croke, BFW., 2006. A review of nitrogen and phosphorus export to waterways: context for catchment modelling. En: *Marine and Freshwater Research*, 57, pp.757-774.
- Ernst, O. y Siri-Prieto, G., 2011. La agricultura en Uruguay: su trayectoria y consecuencias. En: Facultad de Agronomía, 2011. *Segundo Simposio Nacional de Agricultura de Secano*. [s.l.]: Facultad de Agronomía. pp.149-163.
- Fabiano, G. y Santana, O., 2006. Las pesquerías en las lagunas costeras salobres de Uruguay. En: Menafra, R, Rodríguez-Gallego, L, Scarabino, F y Conde, D., ed., 2006. *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. Montevideo: Vida Silvestre. pp.557-565.
- Fogle, AW., Carey, DI., Barfield, BJ., Blevins, RL., Evangelou, VP., Madison, CE., y Inamdar, SP., 1994. *Impact of riparian grass filter strips on surface-water quality*. Lexington: University of Kentucky. (Information Circular, 46).
- Goyenola, G., Meerhoff, M., Teixeira-de Mello, F., González-Bergonzoni, I., Graeber, D., Fosalba, C., Vidal, N., Mazzeo, N., Ovesen, NB., Jeppesen, E. y Kronvang, B., 2015. Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. En: *Hydrology and Earth System Science*, 19, pp.4099-4111.
- Harmel, D., Qian, S., Reckhow, K. y Casebolt, P., 2008. The MANAGE database: nutrient load and site characteristic updates and runoff concentration data. En: *Journal of Environmental Quality*, 37, pp.2403-2406.
- Hoffman, CC., Kjaergaard, CH., Uusi-Kämpä, J., Hansen, HC. y Kronvang, B., 2009. Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. En: *Journal of Environmental Quality*, 38, pp.1-14.
- Instituto Nacional de Estadística, 2011. *Censos 2011. Población por grupo decenal de edades, según área, localidad y sexo* [En línea]. [Consulta 29 de junio de 2017]. Disponible en: <http://www.ine.gub.uy/web/guest/censos-2011>
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Meerhoff, M., Søndergaard, M., Hansen, KM., Andersen, HE., Lauridsen, TL., Liboriussen, L., Beklioglu, M., Özen, A. y Olesen, JE., 2009. Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. En: *Journal Environmental Quality*, 38, pp.1930-1941.
- Koroleff, F., 1970. Direct determination of ammonia in natural water as indophenol-blue. En: ICES. *International Conference in the Exploration of the Sea. Information on techniques and methods for sea water analysis*. C.M. 1969/ C9. Copenhagen: ICES. (Interlaboratory Reports 3). pp.19-22.
- Lowrance, R., Todd, R., Fail, J., Hendrickson, O., Leonard, R. y Asmussen, L., 1984. Riparian forest as nutrient filters in agricultural watersheds. En: *BioScience*, 34(6), pp.374-377.
- Magette, WL., Brinsfield, RB., Palmer, RE. y Wood, JD., 1989. Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. En: *Transactions of the ASAE*, 32(2), pp.663-667.
- McDowell, RW. y Sharpley, AN., 2001. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. En: *Journal of Environmental Quality*, 30, pp.508-520.
- MGAP, 1976. *Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay*. Montevideo: MGAP
- Millennium Ecosystem Assessment, 2003. *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Washington: Island Press. (Millennium Ecosystem Assessment Series).
- Moss, B., Kosten, S., Meerhof, M., Battarbee, R., Jeppesen, E., Mazzeo, N., Havens, K., Lacerot, G., Liu, Z., De Meester, L. y Paerl, H., 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. En: *Inland Waters*, 1(2), pp.101-105.
- Müller, R. y Widemann, O., 1955. Die bestimmung des nitrat-ions in Wasser. En: *Von Wasser*, 22, pp.247.
- Murphy, J. y Riley, JP., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. En: *Analytica Chimica Acta*, 27, pp.31-36.
- Naiman, RJ., Décamps, H. y McClain, ME., 2005. *Riparia. Ecology, conservation, and management of streamside communities*. New York: Elsevier, Academic Press.
- Nin, M., Soutullo, A., Rodríguez-Gallego, L., y Di Minin, E., 2016. Ecosystem services-based land planning for environmental impact avoidance. En: *Ecosystem Services*, 17, pp.172-184.
- Osborne, LL. y Kovacic, DA., 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. En: *Freshwater Biology*, 29, pp.243-258.
- Perdomo, CH., Barreto, P. y Piñeiro, V., 2015. Pérdida de fósforo desde suelos agrícolas hacia aguas superficiales: resultados preliminares para Uruguay y posibles medidas de manejo para mitigar riesgos. En: Facultad de Agronomía. *IV Simposio Nacional de Agricultura*. Paysandú, Uruguay (28-29 de octubre de 2015). Paysandú: Facultad de Agronomía. pp.77-94.
- Peterjohn, WT., y Correll, DL., 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. En: *Ecology*, 65(5), pp.1466-1475.
- Pote, DH., Daniel, TC., Sharpley, AN., Moore, PA., Edwards, DR. y Nichols, DJ., 1996. Relating extractable soil phosphorus losses in runoff. En: *Soil Science Society of America*, 60, pp.855-859.
- Reckhow, KH., Beaulac, M. y Simpson, J., 1980. *Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: a manual and compilation of export coefficients*. Washington: U.S. Environmental Protection Agency. (EPA 440/5-80-011).
- Rodríguez-Gallego, L., Meerhoff, E., Clemente, JM. y Conde, D., 2010. Can ephemeral proliferations of submerged macrophytes influence zoobenthos and water quality in coastal lagoons? En: *Hydrobiologia*, 646(1), pp.253-269.
- Rodríguez-Gallego, L., Sabaj, V., Masciadri, S., Kruk, C., Arocena, R. y Conde, D., 2015. Salinity as a major driver for submerged aquatic vegetation in coastal lagoons: a



- multi-year analysis in the subtropical Laguna de Rocha. En: *Estuaries and Coasts*, 38(2), pp.451-465.
- Rodríguez-Gallego, L., Achkar, M., Defeo, O., Vidal, L., Meerhoff, E. y Conde, D., 2017. Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. En: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 188, pp.116-126.
- Sabater, S., Butturini, A., Clement, JCh., Burt, T., Dowrick, D., Hefting, M., Maitre, V., Pinay, G., Postolache, C., Rzepecki, M. y Sabater, F., 2003. Nitrogen removal by riparian buffers along a european climatic gradient: patterns and factors of variation. En: *Ecosystems*, 6, pp.20-30.
- Sharpley, AN., Gburek, WJ., Folmar, G. y Pionke, HB., 1999. Sources of phosphorus exported from an agricultural watershed in Pennsylvania. En: *Agricultural Water Management*, 41, pp.77-89.
- Sharpley, AN., Daniel, T., Sims, T., Lemunyo, J., Stevens, R. y Parry, R., 2003. *Agricultural phosphorus and eutrophication*. [s.l.]: Agricultural Research Service, USA.
- Sharpley, AN., 2015. Agricultural phosphorus and water quality: challenges to science, practice, and policy. En: Facultad de Agronomía. *IV Simposio Nacional de Agricultura*. Paysandú, Uruguay (28-29 de octubre de 2015). Paysandú: Facultad de Agronomía. pp.49-75.
- Smith, CM., 1989. Riparian pasture retirement effects on sediment, phosphorus, and nitrogen in channellised surface run-off from pastures. En: *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 23, pp.139-146.
- Sondergaard, M., Jenses, JP. y Jeppensen, E., 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. En: *The Scientific World*, 1, pp.427-442.
- Tilman, D., 1996. Biodiversity: Population versus ecosystem stability. En: *Ecology*, 77(2), pp.350-363.
- Tilman, D. y Downing, J., 1994. Biodiversity and stability in grasslands. En: *Nature*, 367, pp.363-365.
- USDA, 1985. *SCS national engineering handbook*. Washington: USDA
- Vadas, PA., Kleinman, PJA., Sharpley, AN. y Turner, BL., 2005. Relating soil phosphorus to dissolved phosphorus in runoff: a single extraction coefficient for water quality modeling. En: *Journal of Environmental Quality*, 34, pp.572-580.
- Valderrama, JC., 1981. The simultaneous analysis of total N and P in natural waters. En: *Marine Chemistry*, 10, pp.109-122.
- Wilson, LG., 1967. Sediment removal from flood water by grass filtration. En: *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 10(1), pp.35-37.
- Young, RA., Huntrods, T. y Waive, A., 1980. Effectiveness of vegetated buffer strips in controlling pollution from feedlot runoff. En: *Journal of Environmental Quality*, 9, pp.483-487.
- Zar, JH., 1999. *Biostatistical analysis*. New Jersey: Prentice Hall.
- Zhou, X., Helmers, MJ., Asbjornsen, H., Kolka, R., Tomer, MD. y Cruse, RM., 2014. Nutrient removal by prairie filter strips in agricultural landscapes. En: *Journal of soil and water conservation*, 69(1), pp.54-64.

Monitoreo de la aplicación de vinaza como fertilizante en caña de azúcar con indicadores microbianos de suelo

Monitoring the application of vinasse as fertilizer of sugarcane with soil microbial indicators

Senatore, Daniella (1); Queirolo, Agustina (1); Wajswol, Sergio (1); Bajsa, Natalia (1).

(1) Laboratorio de Ecología Microbiana, Departamento de Bioquímica y Genómica Microbianas, Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable (IIBCE), Uruguay.

Contacto: nbajsa@iibce.edu.uy

RECIBIDO: 6/4/2017 - APROBADO: 20/6/2017

Resumen

En la última década se ha experimentado un significativo cambio en el sistema energético mundial hacia el uso de biocombustibles. En Uruguay, el bioetanol a partir de caña de azúcar se convirtió desde 2005 en una importante fuente de energía alternativa. Durante su producción se generan de 8 a 13 litros de vinaza por litro, residuo líquido rico en materia orgánica, potasio, calcio, magnesio, azufre y nitrógeno. Su uso como fertilizante es una alternativa que permite su degradación y el reciclaje de sus nutrientes, en sustitución de fertilizantes químicos. Con el objetivo de identificar indicadores para el monitoreo de la aplicación de vinaza al cultivo de caña de azúcar, se evaluaron diferentes parámetros microbianos del suelo en predios de producción de Bella Unión, Artigas, Uruguay. Se estableció una línea de base para estas variables y su relación con variables químicas. Por dos años consecutivos se determinó la abundancia de bacterias heterótrofas, amonificantes, actinobacterias, hongos y levaduras, y la actividad microbiana medida como respiración. Las primeras cuatro poblaciones se correlacionaron entre sí y con el contenido de potasio en el suelo. El seguimiento de la aplicación de vinaza permite establecer un protocolo que optimice su aprovechamiento como fertilizante y minimice su impacto ambiental.

Palabras clave: Fertilización, residuos industriales, mejoramiento de suelos, calidad de suelo, biocombustibles.

Abstract

In the last decade, there has been a significant change in the world energy system towards the use of biofuels. In Uruguay, since 2005 bioethanol from sugar cane has become an important source of alternative energy. During its production, eight to thirteen liters of vinasse are produced per liter, a liquid residue rich in organic matter, potassium, calcium, magnesium, sulfur and nitrogen. Its use as fertilizer is an alternative that allows its degradation and recycling of its nutrients, replacing chemical fertilizers. In order to identify indicators for the monitoring of the application of vinasse to sugarcane culture, different microbial parameters of soil were evaluated in production sites of Bella Unión, Artigas, Uruguay. A baseline was established for these variables and their relationship with chemical variables. For two consecutive years, the abundance of heterotrophic bacteria, ammonifiers, actinobacteria, fungi and yeasts was determined, and the microbial activity measured as respiration. The first four populations correlated with each other and with potassium content in the soil. The monitoring of the application of vinasse allows to establish a protocol that optimizes its use as fertilizer and minimizes its environmental impact.

Keywords: Fertilization, industrial waste, soil improvement, soil quality, biofuels.

Introducción

En la última década se ha experimentado un significativo cambio en el sistema energético mundial, que se ha orientado hacia el uso de biocombustibles debido al aumento en la demanda de energía a nivel mundial y a las consecuencias del uso de combustibles fósiles. La producción de bioetanol a partir de caña de azúcar se está convirtiendo

cada vez más en una importante fuente de energía alternativa (Braga do Carmo, et al., 2013).

En Uruguay, en el año 2005 ALUR S.A. (Alcoholes del Uruguay S.A.) retomó el proyecto sucroalcoholero en la localidad de Bella Unión. En el año 2007 se aprobó la Ley N° 18.195 que promueve la producción de agrocombustibles y establece que ANCAP (Administración Nacional de Combustibles, Alcohol y Portland) debe incorporar a las gasolineras etanol

producido en Uruguay y con materia prima de la producción agropecuaria nacional (Uruguay, 2007).

La expansión del sector bioenergético está dando lugar a un aumento en la cantidad de residuos producidos, por lo que la posibilidad de reciclar los productos de desechos que se originen aportará a su sustentabilidad. Estos desechos pueden contener grandes cantidades de C orgánico y una amplia gama de elementos nutritivos, lo que los hace muy atractivos para ser utilizados como enmiendas o fertilizantes (Cayuela, et al., 2010; Galvez, et al., 2012).

Durante la producción de etanol a partir de la caña de azúcar se genera vinaza, un residuo líquido rico en materia orgánica, potasio, calcio, magnesio, azufre y nitrógeno, cuyo pH varía entre 3,5 y 5 (España-Gamboa, et al., 2012). Por cada litro de etanol producido se obtienen entre 8 y 13 litros de vinaza que no pueden ser vertidos a cursos de agua sin tratamiento previo. Debido a su origen y composición, el uso de la vinaza como fertilizante de cultivos es una alternativa que permite su degradación y el reciclaje de sus nutrientes, en sustitución de fertilizantes químicos (García y Rojas, 2008; Navarro, et al., 2000; de Oliveira, et al., 2009).

Las prácticas agrícolas como el cultivo intensivo, el laboreo y la eliminación de los residuos vegetales han contribuido al agotamiento de las reservas de materia orgánica de los suelos, por lo que la aplicación de materiales como la vinaza puede ayudar a reponer la materia orgánica y mejorar la estructura y fertilidad de los suelos (Bustamante, et al., 2010). El riego con vinaza es una práctica bastante difundida en regiones de cultivo de caña de azúcar en Brasil, donde se han obtenido resultados satisfactorios en relación a la materia orgánica, pH y nutrientes para el cultivo (Bebé, et al., 2009). En Uruguay, ALUR ha comenzado en 2012 con la aplicación de vinaza al suelo, actividad actualmente autorizada por la DINAMA (Dirección Nacional de Medio Ambiente), sujeta a la realización de estudios y al monitoreo de sus efectos sobre el ambiente.

En la mayoría de los trabajos publicados se evalúa el efecto de la utilización de vinaza analizando el impacto sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo y la productividad del cultivo. Sin embargo, son los microorganismos del suelo los responsables de su degradación y pueden ser afectados por su aplicación. Los microorganismos del suelo juegan un rol fundamental en los ciclos biogeoquímicos, contribuyen a la nutrición y salud de las plantas, estructura y fertilidad del suelo, y son esenciales para la productividad y estabilidad de este ecosistema (Kennedy, 1999).

Los parámetros microbiológicos son indicadores potenciales de la calidad de suelo, por su mayor sensibilidad para detectar cambios que las propiedades físicas y químicas. El principal desafío actual consiste en interpretar valores aislados de estos indicadores, dado que no existen valores de referencia para la comparación, a diferencia de los indicadores químicos de fertilidad para los cuales sí hay valores de referencia disponibles. Por este motivo, para interpretar indicadores microbiológicos en general se emplean comparaciones con un control. Otra alternativa es utilizar la variación temporal para monitorear estos bioindicadores y evaluar tendencias con el tiempo (evaluación dinámica) (de Castro Lopes, et al., 2012). Una gran cantidad de métodos han sido sugeridos como indicadores de calidad de suelo. Algunos intentos de seleccionar y ranquear una serie de técnicas llegaron a la elaboración de listas de indicadores basados en medidas de diversidad y funciones ecológicas realizadas por técnicas clásicas o moleculares, dando importancia al lugar y escala del estudio (Ritz, et al., 2009; Stone, et al., 2016).

Las consecuencias de la aplicación de vinaza pueden depender de muchos factores relacionados al tipo de suelo, el cultivo y su manejo y a las características de la vinaza, por lo que es fundamental la investigación local sobre los efectos de la aplicación de este efluente.

Con el objetivo de identificar indicadores para el monitoreo de la aplicación de vinaza, en este trabajo se evaluaron diferentes parámetros microbianos del suelo en predios de producción de caña de azúcar. Se estableció una línea de base para estas variables y su relación con parámetros químicos del suelo.

Materiales y Métodos

Obtención de muestras de suelo

Las muestras de suelo se tomaron en predios de productores de caña de azúcar ubicados en las cercanías de la destilería de ALUR, Bella Unión, departamento de Artigas, Uruguay (30°19'S y 57°36'W). La región presenta un clima subtropical húmedo, con temperatura media anual de 19,6 °C, máxima mensual promedio de 26,2 °C y mínima de 13,7 °C. La precipitación es de 1366 mm al año, menor en agosto, con 66 mm, y mayor en abril, con un promedio de 147 mm. Los predios de producción de caña de azúcar han integrado un complejo agroindustrial por décadas. En este trabajo se seleccionaron 24 chacras con diferentes tipos de suelo representativos de la zona, asociados a las siguientes unidades geológicas: L1, L2, LB2, F2, LF2, S1 (L: Libertad, B: Basalto, F: Fray Bentos, S: Salto), según la carta de suelos. Las mismas han recibido aplicaciones anuales de vinaza durante 5-6 años, en una dosis promedio de 100-150 m³/ha (Figura 1).

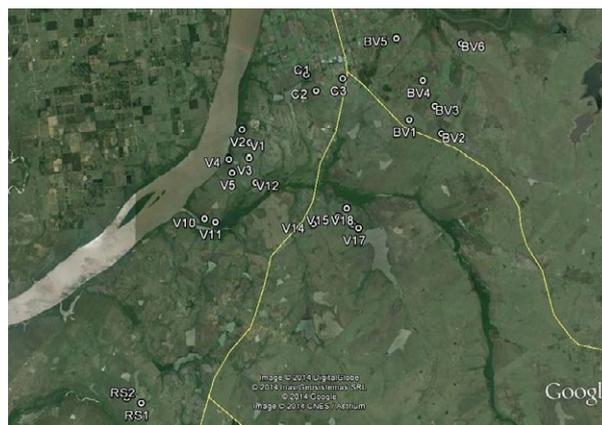


Figura 1. Ubicación de los sitios seleccionados para el monitoreo de la aplicación de vinaza en predios de producción de caña de azúcar en Bella Unión, Artigas.

En mayo de 2015 y junio de 2016 se tomaron muestras de suelo antes de la cosecha y de la aplicación anual de vinaza. Se realizaron muestras compuestas por 10 tomas de suelo al azar de cada predio, con un calador de 2 cm de diámetro y de 0 a 10 cm de profundidad, a partir de la base de los camellones. Las muestras se secaron al aire a 20 °C, en los casos que fue necesario para ajustar la humedad, y se tamizaron por malla de 2 mm para su homogenización. Se conservaron a 4 °C hasta el momento de su análisis.

En la misma época en la que se tomaron las muestras para este trabajo, el Departamento de Suelos y Aguas (Facultad de Agronomía, UdelaR) midió en cada parcela de producción los siguientes datos de suelo que fueron considerados en la investigación: textura del suelo, pH (al agua), conductividad eléctrica (CE), P disponible (Bray-1), cationes intercambiables (Ca, Mg, K y Na) y carbono orgánico.

Cuantificación de microorganismos

En todas las muestras se determinó el número de microorganismos cultivables pertenecientes a diferentes grupos. Para esto se suspendieron 5 g de suelo en 45 mL de pirofosfato de sodio 0,1% (p/v) estéril y se agitaron a 150 rpm durante 30 min. Se realizaron diluciones seriadas que fueron sembradas en diferentes medios semiselectivos. Se utilizó medio Tryptic Soy Agar 1/10 (TSA 1/10) para bacterias heterótrofas aerobias (Smit, et al., 2001) y medio Starch Casein Agar (SCA) para actinobacterias (Leoni y Ghini, 2003) suplementados con cicloheximida 100 µg/ml. El medio Agar Malta (AM) 2%, suplementado con cloranfenicol 100 µg/ml y ajustado el pH a 4,5 con ácido láctico, se utilizó para recuento de hongos filamentosos y levaduras (Bettucci y Roquebert, 1995). Las placas se incubaron a 25 °C y se determinó el número de colonias características a las 72 h o 7 días, para hongos y levaduras o bacterias heterótrofas y actinobacterias, respectivamente.

Para cuantificar bacterias amonificantes se utilizó la técnica del número más probable (NMP) en medio con peptona 4 % (p/v). Los tubos se incubaron por 48 h a 150 rpm y 25 °C y se determinó la producción de amonio utilizando el reactivo de Nessler (Seeley, et al., 1991).

Medida de actividad microbiana por respirometría

En frascos herméticamente cerrados se incubaron 25 g de suelo a 25 °C por 48 h, previo ajuste de la humedad al 75 % de la capacidad de campo. La concentración de CO₂ se determinó por cromatografía de gases utilizando un cromatógrafo Shimadzu GC14B con detector de conductividad térmica

(TCD) y una columna Alltech CTR I (concéntrica de 6 pulgadas de largo, con la columna exterior de 6' x 1/4" de tamices moleculares activados, y la columna interior de 6' x 1/8" de una mezcla porosa de polímeros). El detector operó a 60 °C y 120 mA, la temperatura de la columna fue 60 °C y el gas carrier He a 40 mL/min. Como estándar se usó una mezcla gaseosa que contenía CO₂ 2,7 % (v/v) (Sparring y West, 1990).

Análisis de correlaciones

Utilizando el programa Statistica 10.0 se generó una matriz de correlación de Pearson entre las variables microbiológicas estudiadas (valores de abundancia de bacterias y respiración) y variables químicas del suelo. Los datos de abundancia de los grupos microbianos fueron previamente transformados (log10). Se utilizaron los valores de las variables para cada año, previamente estandarizados utilizando la fórmula: (valor-mediana)/desvío estándar. Se consideraron significativas las correlaciones con p<0,05.

Resultados y Discusión

Medida de parámetros microbiológicos en suelo

En este trabajo se estableció una línea de base de varios parámetros microbiológicos en suelos sometidos a la aplicación de vinaza como fertilizante de la caña de azúcar. Estos parámetros fueron seleccionados previamente a partir de un grupo mayor de variables medidas en ensayos de campo instalados en la zona en estudio, donde se evaluó el efecto de esta práctica sobre las comunidades microbianas del suelo durante un año. Se había determinado la abundancia de varios grupos mediante técnicas dependientes de cultivo (bacterias heterótrofas, actinobacterias, hongos filamentosos, levaduras y bacterias del ciclo del nitrógeno: amonificantes, nitrificantes y desnitrificantes) y de bacterias por PCR en tiempo real del gen del ARNr 16S. También se midió la actividad y biomasa

	Heterótrofas	Amonificantes	Actinobacterias	Hongos	Levaduras	Respiración
2015	Abundancia (UFC / g suelo seco)					mgC-CO ₂ /kg suelo
Máximo	5,68 x 10 ⁷	1,10 x 10 ⁸	6,65 x 10 ⁶	2,48 x 10 ⁶	4,28 x 10 ⁶	38,56
Promedio	3,11 x 10 ⁷	2,19 x 10 ⁷	2,85 x 10 ⁶	1,49 x 10 ⁶	1,07 x 10 ⁶	19,9
Mínimo	7,06 x 10 ⁶	4,30 x 10 ⁶	7,58 x 10 ⁵	5,51 x 10 ⁵	1,28 x 10 ⁵	8,84
Desvío	1,80 x 10 ⁷	2,97 x 10 ⁷	1,56 x 10 ⁶	5,04 x 10 ⁵	1,04 x 10 ⁶	8,14
2016						
Máximo	3,37 x 10 ⁷	4,60 x 10 ⁶	6,28 x 10 ⁶	2,88 x 10 ⁶	1,82 x 10 ⁷	5,72
Promedio	1,38 x 10 ⁷	1,06 x 10 ⁶	2,25 x 10 ⁶	1,42 x 10 ⁶	2,69 x 10 ⁶	2,96
Mínimo	3,97 x 10 ⁶	9,10 x 10 ⁴	3,57 x 10 ⁵	7,54 x 10 ⁵	7,94 x 10 ⁴	0,36
Desvío	8,07 x 10 ⁶	1,09 x 10 ⁶	1,43 x 10 ⁶	4,42 x 10 ⁶	3,76 x 10 ⁶	2,20

Tabla 1. Valores de los parámetros microbianos medidos durante el monitoreo de suelos con aplicación de vinaza en otoño de 2015 y 2016. Se presenta el promedio, valores máximo y mínimo y desvío estándar para cada año.

microbianas por respirometría y el método de fumigación-extracción, respectivamente (Senatore, 2013). Además, se determinaron cambios en la estructura de las comunidades de hongos filamentosos (cultivables) y de bacterias (por DGGE – Denaturing Gradient Gel Electrophoresis– del gen del ARNr 16S). Los parámetros seleccionados para el monitoreo de este estudio fueron aquellos que mostraron diferencias entre los tratamientos con y sin aplicación de vinaza y que son accesibles para el análisis de un gran número de muestras.

En este trabajo el número de microorganismos por gramo de suelo seco determinado para cada grupo se encontró en los siguientes rangos: 10^6 - 10^7 bacterias heterótrofas, 10^5 - 10^8 amonificantes, 10^5 - 10^6 actinobacterias y hongos, 10^5 - 10^7 levaduras (Tabla 1).

En los ensayos realizados previamente en otros suelos de la zona en estudio se encontró una abundancia de bacterias heterótrofas de 10^7 - 10^8 UFC/g suelo seco, un poco superior a la determinada en estas chacras (Senatore, 2013). En India se hallaron valores promedio de 8×10^8 UFC/g de suelo para las bacterias heterótrofas en suelos cultivados con caña de azúcar (Shukla, et al., 2008). Las poblaciones de actinobacterias registradas en los ensayos previos fueron también superiores, del orden 10^6 - 10^7 UFC/g de suelo seco (Senatore, 2013). Estudios realizados en India en suelos cultivados con caña de azúcar reportaron valores promedio para estas poblaciones de 5×10^3 UFC/g de suelo. En Colombia en dos suelos cultivados con maíz se hallaron valores promedio de $3,4 \times 10^4$ y $8,0 \times 10^4$ UFC/g de suelo (Shukla, et al., 2008; Montenegro, 2008). Previamente, la abundancia de bacterias amonificantes encontrada en los ensayos de la misma zona fue de 10^6 a 10^7 UFC/g suelo y en suelos no rizosféricos utilizados para cultivo de trigo se encontraron $1,8 \times 10^6$ células por gramo de suelo, similar al rango obtenido en este trabajo (Carrillo, 2003; Senatore, 2013). La abundancia de hongos filamentosos en los ensayos mostró valores del orden de 10^5 y 10^4 UFC/g de suelo, mientras que en suelos cultivados con caña de azúcar se reportaron valores promedio de $5,8 \times 10^3$ UFC/g de suelo seco (Fernández, 2012; Shukla, et al., 2008). Las poblaciones de levaduras determinadas previamente en los ensayos de Bella Unión fueron menores, pero los valores de respiración se mantuvieron en el mismo rango que los medidos (Senatore, 2013). Factores como diferencias en las características del suelo, época del año y metodología empleada pueden explicar las diferencias observadas.

Relación entre parámetros microbianos y químicos

Se realizó un análisis de correlaciones entre las variables microbianas medidas en este estudio y variables químicas del suelo determinadas simultáneamente en los mismos sitios. Las poblaciones de bacterias heterótrofas y amonificantes, actinobacterias y hongos se correlacionaron positivamente entre sí, en ambos años de muestreo, y con la cantidad de K^+ en el año 2016 ($p < 0.05$). La vinaza es un residuo especialmente rico en potasio que puede utilizarse en sustitución del potasio químico, y por su aplicación han sido observadas alteraciones en otras bases del suelo (especialmente Na^+). La población de bacterias heterótrofas mostró correlación positiva además con Ca^{2+} y Na^+ y la de actinobacterias con las cuatro bases. En el año 2015 la respiración se correlacionó con la concentración de Mg^{2+} y Na^+ . Estos resultados pueden indicar que los sitios que recibieron más vinaza y aporte de K^+ a través

de la vinaza presentan mayor cantidad de microorganismos. En los ensayos realizados previamente estos parámetros microbianos aumentaron con el agregado de vinaza y en forma proporcional a la dosis aplicada. En este trabajo las medidas de abundancia y respiración microbiana no se correlacionaron. En los ensayos de campo analizados previamente el agregado de vinaza aumentó la presencia o actividad microbianas dependiendo del tipo de suelo (Senatore, 2013). Si la aplicación de materia orgánica se realiza en un suelo con limitación de otros nutrientes (por ejemplo, N, P, S), no se transforma en biomasa, sino que debido a la actividad microbiana es liberada como CO_2 junto con materia orgánica del propio suelo. Con este fenómeno conocido como “*priming effect*” la materia orgánica no es aprovechada como mejorador de suelo sino que es liberada a la atmósfera (Marstorp, 1996; Bernal, et al., 1998; Bernal, et al., 1998).

De confirmarse la correlación observada entre algunas de las variables microbianas, se podría reducir el número de parámetros a determinar para el seguimiento de los efectos de esta práctica agrícola.

Efecto de la aplicación de vinaza sobre los microorganismos del suelo

Los efectos de la aplicación de vinaza sobre los microorganismos del suelo que han sido determinados en Uruguay mostraron que son dependientes de la dosis aplicada y del tipo de suelo. En uno de los sitios estudiados previamente la vinaza favoreció la proliferación de bacterias heterótrofas, amonificantes, actinobacterias y hongos filamentosos, mientras que en el otro disminuyó la abundancia de levaduras y aumentó la actividad microbiana. Los efectos de una sola aplicación de vinaza resultaron temporales, revirtiéndose luego de uno o varios meses, dependiendo de la variable analizada (Senatore, 2013).

En general se ha reportado que la vinaza provoca un aumento de la biomasa y de la actividad microbianas (Sano-miya, et al., 2006; Passarin, et al., 2007; Montenegro, 2008) sin alterar la calidad de la caña producida (Co Júnior, et al., 2008). En estudios realizados por Orlando (1983) se observó una alta proliferación de microorganismos en suelos tratados con vinaza hasta los 30 días después de la aplicación, y se registró luego una tendencia descendente de las poblaciones microbianas. En India se llevaron a cabo otros estudios en los que se adicionaba a suelos agrícolas lodos del tratamiento de residuos de destilerías; en estos casos se observaron aumentos en el número de bacterias heterótrofas para diferentes cantidades aplicadas (Tripathi, 2011).

A su vez, estudios realizados en praderas de Austria que recibieron aplicaciones de lodos provenientes de ganado mostraron un aumento significativo de la biomasa microbiana y de los niveles de mineralización de N (Kandeler, et al., 1994). El incremento de las bacterias amonificantes como consecuencia de aplicar residuos con alta carga de materia orgánica sugiere una transformación del N orgánico a inorgánico aumentando la disponibilidad de este nutriente para las plantas. En otro trabajo se observó que la aplicación de vinaza altera la diversidad de las bacterias naturalmente presentes en el suelo. Los Actinomyce-tales fueron detectados más frecuentemente en suelos donde se aplicó vinaza, lo que indica que este tipo de microorganismos se ve favorecido por este manejo (Pine Omori, et al., 2016).

Profundizando en la integración de la información sobre los sitios, formas de manejo, rendimiento del cultivo

y características de la vinaza aplicada, se podrá mejorar el seguimiento de esta práctica agrícola y establecer un protocolo que optimice su aprovechamiento como fertilizante y minimice su impacto ambiental. Para esto se torna necesario un seguimiento de los efectos de su aplicación a través de indicadores microbianos como los utilizados en este estudio, y el establecimiento de valores de referencia a lo largo del tiempo y en otros sistemas para poder validarlos.

Reconocimientos

Fuentes de financiación: ALUR (Alcoholes del Uruguay S.A.), ANII (Agencia Nacional de Investigación en Innovación), PEDECIBA (Programa de Desarrollo de las Ciencias Básicas).

Referencias

- Bebé, F.V., Rolim, M.M., Pedrosa, E.M.R., Silva, G.B. y Oliveira, V.S., 2009. Avaliação de solos sob diferentes períodos de aplicação com vinhaça. En: *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13, pp.781-787.
- Bernal, M.P., Navarro, A.E., Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A. y Cegarra J., 1998. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. En: *Soil Biology and Biochemistry*, 30, pp.305-313.
- Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A., Paredes, C. y Roig A., 1998. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. En: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 69, pp.175-189.
- Bettucci, L. y Roquebert, M.F., 1995. Microfungi from a tropical rain forest litter and soil: a preliminary study. En: *Nova Hedwigia*, 61, pp.111-118.
- Braga Do Carmo, J., Filoso, S., Zotelli, L.C., de Sousa Neto, E.R., Pitombo, L.M., Duarte-Neto, P.J., Vargas, V.P., Andrade, C.A., Gava, G.J.C., Rossetto, R., Cantarella, H., Neto, A. y Martinelli L.A., 2013. Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. En: *Global Change Biology Bioenergy*, 5, pp.267-280.
- Bustamante, M.A., Said-Pullicino, D., Paredes, C., Cecilia, J.A. y Moral, R., 2010. Influences of winery–distillery waste compost stability and soil type on soil carbon dynamics in amended soils. En: *Waste Management*, 30, pp.1966-1975.
- Carrillo, L., 2003. *Microbiología agrícola*. Salta: Universidad Nacional de Salta. ISBN 987-9381-16-5.
- Cayuela, M.L., Oenema, O., Kuikman, P.J., Bakker R.R.J.W. y van Groenigen, J.W., 2010. Bioenergy by-products as soil amendments? Implications for carbon sequestration and greenhouse gas emissions. En: *Global Change Biology Bioenergy*, 2, pp.201-213.
- Có Júnior, C., Marques, M.O. y Tasso Júnior, L.C., 2008. Efeito residual de quatro aplicações anuais de lodo de esgoto e vinhaça na qualidade tecnológica da cana de açúcar. En: *Revista Engenharia Agrícola, Jaboticabal*, 28, pp.196-203.
- de Castro Lopes, A.A., Gomes de Sousa, D.M., Montandon Chaer, G., Bueno dos Reis Jr, F., Goedert, W.J. y de Carvalho Mendes, I., 2012. Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon. En: *Soil Science Society of America Journal*, 77, pp.461-472.
- de Oliveira, E.L., Andrade, L.A de B., de Faria, M.A. y Custódio, T.N., 2009. Vinhaça de alambique e nitrogênio na cana-de-açúcar, em ambiente irrigado e não irrigado. En: *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13, pp.694-699.
- España-Gamboa, E.I., Mijangos-Cortés, J.V., Hernández-Zárate, G., Domínguez Maldonado, J.A. y Alzate-Gaviria, L.M., 2012. Methane production by treating vinasses from hydrous ethanol using a modified UASB reactor. En: *Biotechnology for Biofuels*, 5(1), pp.82.
- Fernández, P., 2012. *Efecto de la aplicación de vinaza en cultivos de caña de azúcar sobre la comunidad microbiana del suelo*. Montevideo: Facultad de Ciencias. (Tesis de Grado).
- Galvez, A., Sinicco, T., Cayuela, M.L., Mingorance, M.D., Fornasier, F. y Mondini C., 2012. Short term effects of bioenergy by-products on soil C and N dynamics, nutrient availability and biochemical properties. En: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 160, pp.3-14.
- García, A. y Rojas, C., 2008. Producción de alcohol carburante y uso de sus subproductos en agricultura. En: *XI Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo*. Quito, Ecuador (29-31 de octubre de 2008). Quito: [s.n.].
- Kandeler, E., Eder, G. y Sobotik M., 1994. Microbial biomass, N mineralization, and the activities of various enzymes in relation to nitrate leaching and root distribution in a slurry-amended grassland. En: *Biology and Fertility of Soils*, 18, pp.7-12.
- Kennedy, A.C., 1999. Bacterial diversity in agroecosystems. En: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 7, pp.65-76.
- Leoni, C. y Ghini, R., 2003. Efeito do lodo de esgoto na indução de supressividade *in vitro* a *Phytophthora nicotianae*. En: *Fitopatologia Brasileira*, 28, pp.67-75.
- Marstorp, H., 1996. Influence of soluble carbohydrates, free amino acids and protein content on the decomposition of *Lolium multiflorum* shoots. En: *Biology and Fertility of Soils*, 21, pp.257-263.
- Montenegro, S.P., 2008. *Influencia de la aplicación de vinaza sobre la presencia, actividad y biomasa microbiana del suelo en el cultivo de maíz dulce (Zea mays)*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. (Tesis de Maestría).
- Navarro, A.R., Sepulveda, M. del C. y Rubio, M.C., 2000. Bio-concentration of vinasse from the alcoholic fermentation of sugar cane molasses. En: *Waste Management*, 20, pp.581-585.
- Orlando Fo, J., 1983. Sistemas de aplicação de vinhaça em cana de açúcar. En: *Alcohol e Açúcar*, 1, pp.28-32.
- Passarin, A.L., Rodrigueiro, E.L., Pazzotti Robaina, C.R. y de Conti Medina, C., 2007. Evaluation of aggregate stability in an oxisol treated with different vinasse doses. En: *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 31, pp.1255-1260.
- Pine Omori, W., Ferreira de Camargo, A., Stropa Goulart, K.C., de Macedo Lemos, E.G. y Marcondes de Souza, J.A., 2016. Influence of vinasse application in the structure and composition of the bacterial community of the soil under sugarcane cultivation. En: *International Journal of Microbiology*, 2016, 2016, ID 2349514, 11 pp.
- Ritz, K., Black, H.I.K., Campbell, C.D., Harris, J.A. y Wood, C., 2009. Selecting biological indicators for monitoring soils: A framework for balancing scientific and technical opinion to assist policy development. En: *Ecological Indicators*, 9, pp.1212-1221.

- Sanomiya, L.T., Assis, L.C., de Oliveira, J.A. y Nahas, E., 2006. Mineralización de la paja de caña de azúcar en suelo adicionado con viñaza (subproducto de la industria del alcohol de caña de azúcar) y fertilizante nitrogenado. En: *Agricultura Técnica (Chile)*, 66, pp.90-97.
- Seeley, H.W., Vandermark, P.J. y Lee, J.J., 1991. Microbes in action: a laboratory manual. New York: W.H. En: *Freeman and Company*, 4, pp.389-391.
- Senatore, D., 2013. *Vinaza como fertilizante de caña azucarera: efecto sobre la comunidad bacteriana del suelo*. Montevideo: PEDECIBA-UdelaR. (Tesis de Maestría).
- Shukla, S.K., Yadav, R.L., Suman, A. y Singh, P.N., 2008. Improving rhizospheric environment and sugarcane ratoon yield through bioagents amended farm yard manure in udic ustochrept soil. En: *Soil & Tillage Research*, 99, pp.158-168.
- Smit, E., Leeflansg, P., Gommans, S., van den Broek, J., van Mil, S. y Wernars, K., 2001. Diversity and seasonal fluctuations of the dominant members of the bacterial soil community in a wheat field as determined by cultivation and molecular methods. En: *Applied and Environmental Microbiology*, 67, pp.2284-2291.
- Sparling, G.P. y West, A.W., 1990. A comparison of gas chromatography and differential respirometer methods to measure soil respiration and to estimate the soil microbial biomass. En: *Pedobiologia*, 34, pp.103-112.
- Stone, D., Ritz, K., Griffiths, B.G., Orgiazzi, A. y Creamer, R.E., 2016. Selection of biological indicators appropriate for European soil monitoring. En: *Applied Soil Ecology*, 97, pp.12-22.
- Tripathi, B.D., 2011. A short term study on toxic effects of distillery sludge amendment on microbiological and enzymatic properties of agricultural soil in a tropical city. En: *Journal of Earth Science and Climate Change*, 1, pp.106.
- Uruguay. Ley 18.195, de 14 de noviembre de 2007. *Diario Oficial*, 28 de noviembre de 2007, No.27.373 , p.392A .

Análisis de esfuerzo de muestreo de himenópteros parasitoides en tres ambientes del este uruguayo

Sampling effort analysis for hymenopteran parasitoids in three environments of Eastern Uruguay

Castiglioni, Enrique (1); Perioto, Nelson W. (2); Lara, Rogéria I. R. (2); Burla, Juan P. (1); Arbulo, Natalia (1); Aldabe, Joaquín (1).
(1) Centro Universitario Regional del Este (CURE), Universidad de la República (UdelaR), Rocha, Uruguay.
(2) APTA Ribeirão Preto, Laboratório de Bioecologia e Taxonomia de Parasitoides e Predadores, Ribeirão Preto, SP, Brasil.

Contacto: bbcastbb@gmail.com

RECIBIDO: 31/3/2017 – APROBADO: 9/6/2017

Resumen

Los himenópteros parasitoides brindan el servicio ecosistémico de control biológico de numerosas plagas agrícolas. Muchos de ellos son minúsculos y su separación e identificación son altamente trabajosas. Entre diciembre de 2014 y diciembre de 2015 se condujeron colectas quincenales con dos trampas Malaise en un área natural, una de pastoreo con ganado vacuno y una con ganadería vacuna con agricultura invierno-estival, en las cercanías de la ciudad de Castillos, Rocha, Uruguay. La separación de taxones colectados se realizó en el Centro Universitario Regional del Este (CURE) – Rocha y se identificaron las familias de los himenópteros parasitoides en Ribeirão Preto, Brasil. Se colectaron 36.718 parasitoides de 31 familias de Hymenoptera parasitoides. Con datos transformados a abundancia proporcional en la muestra se construyeron sets considerando una (N = 72) o dos quincenas (N = 144) y se realizó un análisis multivariado de acumulación de familias (perMANOVA). Considerando la mitad (una quincena) o la totalidad (dos quincenas) de las fechas, indistintamente, es posible ajustar el esfuerzo de muestreo para disminuir la frecuencia y/o los meses de muestreo, sin pérdida significativa en el hallazgo de nuevas familias. Este estudio contribuye a mantener la eficiencia y validez del trabajo y a reducir costos en recursos humanos y materiales.

Palabras clave: Abundancia, diversidad, Hymenoptera parasitica, trampas Malaise.

Abstract

Hymenopteran parasitoids offer an ecosystem service as biological control of agricultural pests. Many of these parasitoids are tiny insects and, therefore, their screening and identification are highly complex. Fortnightly sampling, between December 2014 and December 2015, was conducted with two Malaise traps in three areas: natural area, cattle grazing pastures and cattle grazing with winter-summer agriculture, near Castillos, Rocha, Uruguay. Taxa were screened at the Centro Universitario Regional del Este (CURE) – Rocha and parasitoids identification, at family level of the order Hymenoptera, was made in Ribeirão Preto, São Paulo State, Brazil. In total, 36.718 parasitoid individuals from 31 Hymenoptera families were collected. Data sets were created with information transformed to proportional abundance in the sample: considering one (N = 72) or two (N = 144) fortnights, and a family accumulation multivariate analysis was applied (perMANOVA). Considering half (one fortnight) or total (two fortnights) number of sampling dates, indistinctly, it is possible to adjust sampling effort in order to decrease the sampling frequency or dates, without a significant reduction on the recovering of new families. Thus, this is a contribution to maintain the recovery efficiency and the value of the study, while helping to reduce costs in material and human resources.

Keywords: Abundance, diversity, Hymenoptera parasitica, Malaise traps.

Introducción

La expansión e intensificación agrícolas constituyen una de las principales causas de la disminución global de la biodiversidad (Tilman, et al., 2001). Esto tiene como consecuencia la disminución del funcionamiento ecosistémico y, por consiguiente, de los niveles de servicios que brindan

al ser humano, como el equilibrio de poblaciones, reciclaje de nutrientes, entre otros (Naem, et al., 1999, Loreau, et al., 2001, Balvanera, et al., 2006). La intervención antrópica en los agroecosistemas altera la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas originales, cambian los índices y la eficiencia del reciclaje de nutrientes, se altera el flujo de energía y aumenta la dependencia de los insumos externos (Gliessman, et al.,

2007). Por esas razones, los agroecosistemas son considerados sistemas poco estables y poco diversificados. Dentro de las amenazas globales, las actividades agropecuarias representan algunas de las principales acciones negativas para la diversidad biológica, en tanto determinan una simplificación de la estructura del ambiente en áreas extensas, sustituyendo la diversidad natural por un limitado número de especies vegetales y animales domesticados (Altieri, et al., 2003). En Uruguay, la expansión e intensificación de la agricultura han determinado cambios importantes en el uso de la tierra, que generan nuevos desafíos para una gestión sostenible de la biodiversidad (CLAES, et al., 2008; DINAMA, 2010). El tradicional sistema mixto agrícola-ganadero del país se ha ido sustituyendo por extensiones agrícolas puras (Castiglioni, et al., 2008), disminuyendo de forma consistente la proporción del área agrícola total que entra a la fase pastoril como pradera (DIEA, 2011).

El grado de conocimiento de la biodiversidad de Uruguay es muy irregular en los diversos grupos objeto de estudio (CLAES, et al., 2008) y la información acerca del impacto de los diversos usos de la tierra sobre la biodiversidad nativa es muy escasa (DINAMA, 2010). De hecho, algunos grupos de artrópodos que ocurren en agroecosistemas y proporcionan valiosos servicios ecosistémicos, como el control biológico de plagas, han sido poco estudiados. Entre ellos se destacan los insectos parasitoides, que poseen características intermedias entre los predadores y los parásitos: como los primeros, matan al hospedero que atacan y, como muchos parásitos, requieren de solo un hospedero, dentro o sobre cuyo cuerpo se desarrollan (Eggleton y Belshaw, 1992; Basso, 2009). Los cambios en los ecosistemas pueden afectar la riqueza y la efectividad de las comunidades naturales de los parasitoides (Marino y Landis, 1996).

Los himenópteros parasitoides comprenden aproximadamente el 75 % del número estimado de especies de parasitoides (Belshaw, et al., 2003) y operan por vía natural limitando de forma aún no bien cuantificada las poblaciones de numerosos insectos perjudiciales, incluso en gran parte de los agroecosistemas (Bentancourt y Scatoni, 2001; Perioto, et al., 2004).

Para estudios de abundancia y diversidad de himenópteros parasitoides, la literatura refiere al empleo de diversos tipos de trampas (Lara, et al., 2015; Sobczak y Vasconcellos, 2015). Las más ampliamente utilizadas son las trampas Malaise (Dall'Oglio, et al., 2003; Sperber, et al., 2004; Alencar, et al., 2007; Feitosa, et al., 2007; Santos, 2007; Mazón y Bordera, 2008; Oliveira, et al., 2011; Costa Jr, et al., 2014), debido a su mayor eficiencia en la captura de himenópteros voladores de diversos tamaños, tanto en el día como en la noche, así como su bajo costo y facilidad de operación, ya que solo se cambia el frasco colector en cada fecha programada. Son trampas de interceptación de vuelo, que se constituyen de una estructura de carpa de tejido fino suspendida por estacas. La captura es eficiente, dado que la parte inferior de tejido negro dificulta su percepción por parte de los insectos interceptados, mientras que la parte superior del tejido es blanca y promueve el flujo de estos hacia el frasco de captura situado en la parte superior (Güler, 2008; Sarmiento, 2006; Townes, 1972).

La alta eficiencia de esta técnica de muestreo involucra, sin embargo, una demorada y dificultosa tarea en el laboratorio para la separación de taxones colectados a campo y su posterior identificación. Por lo tanto, se requiere una planificada elaboración de las frecuencias y periodos de muestreo, con el objetivo de que resulte compatible un adecuado

y eficiente muestro de la diversidad de taxones de interés, con la disponibilidad de recursos humanos y materiales en las posteriores etapas de separación e identificación. Con el objetivo de realizar aportes para futuros estudios de diversidad de Hymenoptera parasítica, en este trabajo se comparan esfuerzos de muestreo con trampas Malaise, en el período de un año, en tres sitios con sistemas productivos de diferente grado de intervención antrópica en las cercanías de la ciudad de Castillos, departamento de Rocha, Uruguay.

Materiales y Métodos

Se realizaron colectas quincenales con trampas Malaise (Townes, 1972) (Figura 1) en el período comprendido entre el 29 de diciembre de 2014 y el 15 de diciembre de 2015, en tres sitios con un gradiente de intensidad de uso del suelo, en las cercanías de la ciudad de Castillos, Rocha, Uruguay. Las áreas fueron a) CN: Área de campo natural, con baja intensidad de pastoreo con vacunos (S 34°05'1,07"; O 53°45'43,08"), b) CG: Área en producción bajo pastoreo de ganado vacuno y lanar (S 34°05'26,80"; O 53°52'14,40"), c) AG: Sistema integrado de producción ganadera con agricultura invierno-estival (S 34°02'33,70"; O 53°50'02,70").



Figura 1. Trampa Malaise modelo Townes (1972).

Estas áreas se seleccionaron dentro de una matriz general, buscando condiciones ambientales originales y climáticas similares. La distancia geográfica plana se situó en 10052 m entre los sitios a y b, 6319 m entre b y c, y 4549 m entre los sitios a y c. En cada uno de los tres sitios se colocaron dos trampas Malaise, con una distancia mínima de 100 m entre ambas, y se caracterizó la vegetación predominante mediante el método de transectos. En las tres formaciones vegetales se realizó un censo florístico en parcelas de 20x20 metros, ubicadas dentro del área de acción de las trampas (Figura 2).

La separación, catalogación y cuantificación de los insectos contenidos en cada muestra se realizó en el Laboratorio de Biología Animal del Centro Universitario Regional del Este, en la ciudad de Rocha. La identificación de los himenópteros parasitoides fue realizada en el Laboratório de Bioecologia e Taxonomia de Parasitoides e Predadores, APTA, Ribeirão Preto, SP, Brasil.

Para el análisis de esfuerzo de muestreo se utilizaron los resultados de presencia/ausencia de familias en la muestra y

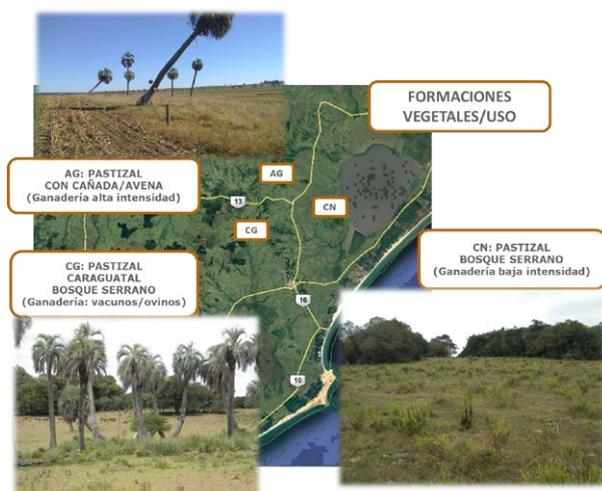


Figura 2. Localización y descripción de formaciones vegetales y sistema de manejo (uso) de los sitios de muestreo.

se realizaron curvas de acumulación de familias para set de datos con distinto esfuerzo de muestreo. Las mismas fueron construidas seleccionando las muestras de manera aleatoria a través de permutaciones. Se construyeron tres sets de datos: a) set 1 = 24 colectas: dos quincenas (N = 144); b) set 2 = 12 colectas quincena 1 (N = 72); c) set 3 = 12 colectas quincena 2 (N = 72). Para evaluar diferencias en composición de especies y abundancia entre los sets de datos se realizó un análisis multivariado PERMANOVA (Modelos multivariados no-paramétricos), considerando los tres sitios simultáneamente y los sitios por separado, donde las familias y sus abundancias

son la variable de respuesta y el set de datos es la variable explicativa. Dado que los sets presentaron diferencias en el esfuerzo de muestreo, se consideró la proporción de individuos de cada familia en relación al total de individuos colectados. Los análisis y curvas de acumulación fueron realizados con Software R (3.3.1), Paquete «Vegan» (R Core Team, 2016).

Resultados

En el período total de un año de muestreos quincenales se colectaron 36.718 ejemplares pertenecientes a 31 familias de Hymenoptera Parasitica (Tabla 1).

El rango de abundancia de representantes de las distintas familias varió entre un mínimo de dos individuos (Embolemidae) y un máximo de 9057 (Mymaridae) en el total de las fechas de colecta.

La caracterización vegetal de los sitios reflejó una menor diversidad de especies y formaciones vegetales en el sitio con ganadería y agricultura (AG), en comparación con los sitios que no tienen fase agrícola (CN y CG) (Tabla 2). En ese sistema, que es el más intensificado (agrícola-ganadero), la formación vegetal predominante es el pastizal, con un menor número total de especies, principalmente herbáceas. En los sitios ganaderos hay una mayor diversidad vegetal, debido a que además de las especies del pastizal hay un número importante de arbóreas y de otras formas de vida (epífitas, trepadoras, arbustivas, suculentas) correspondientes a las formaciones vegetales bosque serrano (CN y CG) y caraguatal (CG).

Cuando se analizaron solamente las colectas de las primeras o segundas quincenas, en lugar de la totalidad de las muestras quincenales, las acumulaciones totales de familias fueron de 29 y 28 para las primeras y segundas quincenas,

Familias	Rango de abundancia (total de ejemplares colectados/familia)
Mymaridae, Platygasteridae, Eulophidae, Braconidae, Ichneumonidae, Encyrtidae, Trichogrammatidae, Ceraphronidae	>1000 a 10000
Diapriidae, Figitidae, Aphelinidae, Pteromalidae, Chalcididae, Bethylinidae, Eupelmidae, Dryinidae, Signiphoridae, Eurytomidae	>100 a 1000
Torymidae, Agaonidae, Evaniidae, Tanaostigmatidae, Eucharitidae, Megaspilidae, Heloridae, Gasteruptionidae, Perilampidae, Proctotrupidae, Chrysididae, Leucospidae, Embolemidae	>1 a 100

Tabla 1. Familias de himenópteros parasitoides colectados en un año de muestreos quincenales, según grado de abundancia, en tres sitios de la región de Castillos, Rocha.

	Formaciones vegetales	Número de especies vegetales según forma de vida			Total
		Herbáceas	Árboles/arbóreas	Otras (epífitas, etc.)	
CN – Área natural	Bosque serrano/ pastizal	26	10	21	57
CG – Área ganadera	Bosque serrano/ pastizal/ Caraguatal	29	8	13	50
AG – Área agrícola-ganadera	Pastizal con cañada	17	1	5	23

Tabla 2. Caracterización vegetal de los sitios (CN, CG y AG) según formaciones vegetales, formas de vida y número de especies.

respectivamente, incluyendo los tres sitios (Tabla 3). De modo que cuando el esfuerzo de muestreo se reduce a la mitad, en promedio, se estaría perdiendo la oportunidad de encontrar entre dos y tres familias de las registradas en este estudio.

	Número máximo de familias colectadas según quincenas consideradas de colecta		
	Q1+2	Q1	Q2
CN + CG + AG	31	29	28
CN	30	28	27
CG	28	28	25
AG	24	24	23

Tabla 3. Máximo de familias colectadas con todas las muestras quincenales (Q1+2), las muestras de las primeras quincenas (Q1) y las muestras de las segundas quincenas (Q2) en los tres sitios (CN, CG y AG) y por sitio individual.

El número total de familias recolectadas presentó una correspondencia con la heterogeneidad vegetal de cada localidad. A pesar de tratarse de tres sitios con matriz de pastizal nativo, las formaciones vegetales caracterizadas para cada uno de ellos mostraron un número decreciente de especies vegetales en el orden: área natural, área ganadera y área agrícola ganadera (Tabla 2). Ese orden decreciente también se observó en el número total de familias de parasitoides capturadas (Tabla 3).

En relación a la estacionalidad de la abundancia de parasitoides, los mayores números de individuos por fecha fueron recolectados en primavera y verano, en tanto que el invierno

fue la estación de colecta del menor número de individuos en todos los sitios (Figura 3).

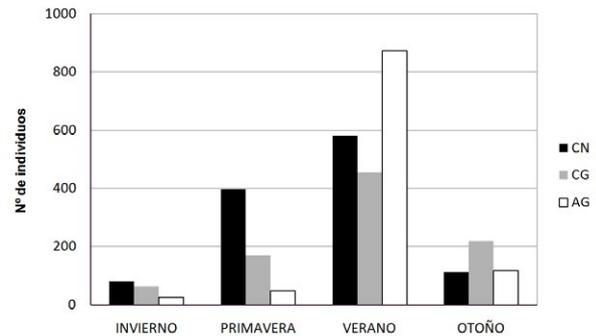


Figura 3. Abundancia de parasitoides colectados por sitio y por estación del año.

El análisis de acumulación de familias presenta tendencias similares tanto al incluir todas las colectas quincenales como al reducir los sets de muestras a la mitad, con las colectas realizadas en cada una de las quincenas solamente. Esta tendencia se observó analizando cada sitio en forma independiente (Figura 4) y realizando el análisis del total de las capturas agrupadas en los tres sitios. Si bien el número total de familias que se colectan es diferente en cada caso, la pendiente de las curvas siempre muestra una tendencia similar (considerando el total o la mitad de las fechas de muestreo y con los tres sitios o cada uno individualmente). Se verifica una rápida acumulación de familias en los primeros muestreos y una drástica disminución de la tasa de acumulación de nuevas familias poco después de la mitad del período de colectas.

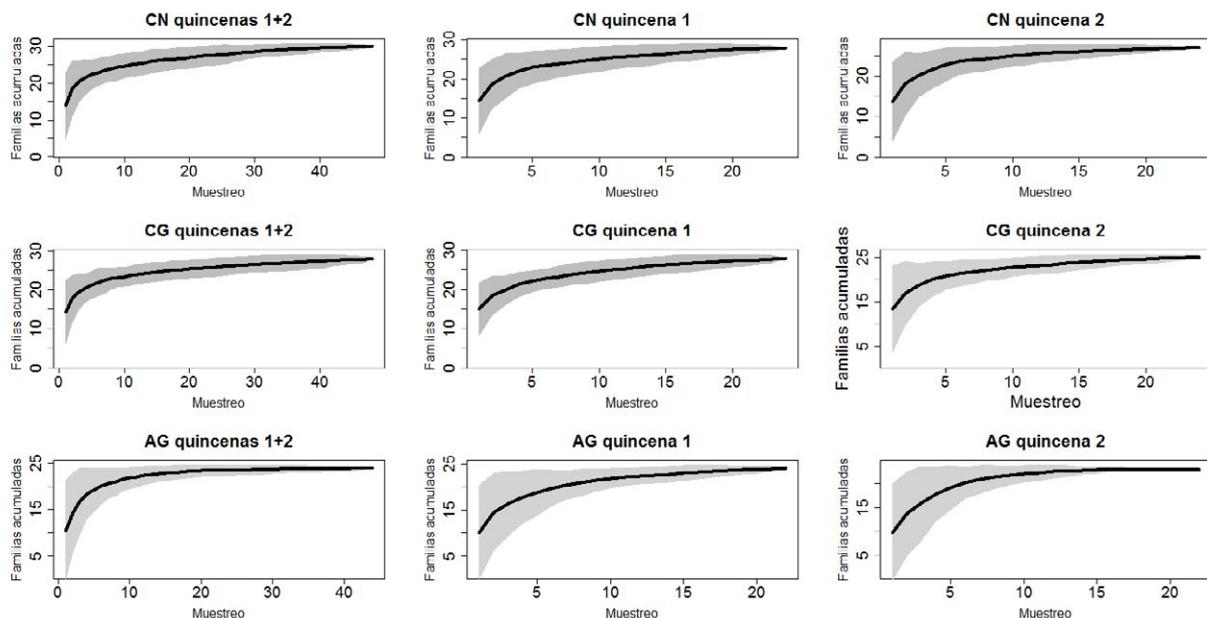


Figura 4. Curvas de acumulación de familias de himenópteros parasitoides en los tres sitios (CN, CG y AG) en los muestreos de ambas quincenas (Quincenas 1+2), de las primeras quincenas (Quincena 1) y de las segundas quincenas (Quincena 2).

	N	F Model	R2	P>F
CN + CG + AG	279	0,65463	0,00470	0,790
CN	95	0,16714	0,00358	1,000
CG	95	0,28006	0,00599	0,997
AG	95	0,16648	0,00390	1,000

Tabla 4. Número de observaciones (N), Valor F (F Model), Coeficiente de determinación (R2) y significancia (P>F) del análisis PERMANOVA con 999 permutaciones, considerando los tres sitios en conjunto y cada sitio por separado.

Cuando la acumulación de familias en los tres sitios se estudió considerando los sets 2 y 3, conformados por las muestras colectadas en las primeras y segundas quincenas, respectivamente, la disminución del número total de familias recuperadas (29 y 27 familias totales representadas de las 31 totales, respectivamente) no resulta estadísticamente significativa (Tabla 4).

Este análisis resulta válido también para las comparaciones de los muestreos de las primeras y segundas quincenas por separado y de ambas quincenas juntas, tomando en consideración las colectas de cada sitio en forma independiente.

Discusión

El total de familias (31) en las que se distribuyeron los ejemplares colectados corresponde aproximadamente al 70% de las familias de himenópteros parasitoides conocidas para el Neotrópico (Fernández y Sharkey, 2006). Si bien para este grupo de insectos no existen inventarios realizados en la región de estudio, particularmente con este tipo de trampas, tal proporción de representación de las familias presentes en el Neotrópico confirma la alta eficiencia de las trampas Malaise para la colecta de himenópteros parasitoides, citada en la literatura regional revisada.

En términos comparativos, en el análisis de ambas frecuencias de muestreo (tanto si se realiza uno como dos muestreos quincenales por mes), se mantiene la tendencia a encontrar una menor abundancia de familias en el sitio AG (agrícola-ganadero), en el cual se recupera el menor número de familias totales. Esto podría explicarse por el hecho de que, al incluir agricultura, este sitio constituye el de mayor intervención antrópica de los tres estudiados y, por lo tanto, de menor disponibilidad de recursos. La recuperación de un menor número de familias de parasitoides en el sitio AG coincide con la menor diversidad vegetal verificada en este sitio, representado por el menor número de especies totales listadas en la caracterización vegetal efectuada (Tabla 2). Esto coincide con la teoría general de que los ambientes más simplificados en su constitución vegetal cuentan con menor diversidad de artrópodos (Gliessman, 2001; Altieri, 2004).

Por otra parte, los análisis estadísticos indican que se podría bajar el esfuerzo de muestreo reduciendo su frecuencia a la mitad, realizando solamente una colecta quincenal en cada mes (Tabla 3), ya que si bien existe una reducción en el número de familias halladas, esta no resulta significativa (Tabla 4). Esto significa un aporte importante para la planificación de estudios de esta naturaleza cuando existen recursos humanos y/o materiales limitados.

Lawton et al. (1998) destacan que la proporción de «morfoespecies» que no resulta posible identificar a nivel de especie y el número de horas de especialistas requeridos para la separación y el procesamiento de muestras aumentan en forma dramática con la abundancia de organismos de tamaño minúsculo; por consiguiente, los inventarios de organismos de pequeño tamaño, como los himenópteros parasitoides, demandan un considerable esfuerzo.

En términos descriptivos, se podría interpretar cuál fue el «costo» incurrido en número de fechas adicionales que, de acuerdo al análisis realizado, no hubieran sido necesarias para mantener la probabilidad de encontrar la última familia colectada, en promedio, para cada caso. Este análisis, realizado sobre los resultados obtenidos, propone la alternativa de haber suspendido los muestreos al momento de encontrar la última nueva familia (obtenida de los promedios resultantes de las curvas de acumulación de familias) y, por ese motivo, no haber destinado esfuerzo a los muestreos que no reportaron nuevos hallazgos. Para los casos analizados, cuando se considera la información global obtenida en los tres sitios, con la inclusión del total de muestras quincenales se podría haber acumulado la totalidad de las familias, en promedio, con aproximadamente el 80% de las fechas de muestreo efectivamente realizadas. Con una frecuencia de muestreo menor, esto es, una colecta por quincena (o en el caso de estudiar solamente un sitio), hubiera sido necesario mantener, en promedio, el 90% de las colectas efectivamente realizadas para garantizar no perder la última familia acumulada.

Este análisis hipotético, realizado con resultados vistos, subestima el costo del esfuerzo de muestreo, ya que indica que ese sería el número de fechas necesarias para encontrar la última familia. Pero esto no valoriza el costo global de las últimas colectas, que son las menos eficientes en términos de adicionar una nueva familia. Si se pudiera estimar cuál fue el «costo en número de colectas» que tuvo pasar de la «penúltima nueva familia» a la «última nueva familia» hallada, se tendría una idea aproximada de cuánto es necesario invertir en recursos para la obtención de esa «última nueva familia» (Tabla 5).

En la medida en que hay un mayor número de sitios o una mayor frecuencia de muestreos aumenta la eficiencia del muestreo en términos de representación de la abundancia de familias del lugar. Pero, al mismo tiempo, los sitios difieren en diversidad y abundancia de parasitoides, por lo cual resulta difícil obtener una respuesta matemática que indique el esfuerzo de muestreo ideal.

Debido a que un mayor esfuerzo de muestreo resulta en un incremento de salidas de campo, de recursos humanos y de recursos materiales destinados a la tarea de separación e identificación de ejemplares colectados, es importante

	Número de muestreos necesarios (en el total) hasta encontrar, en promedio, la «penúltima nueva familia»						Promedio
	Q1+2		Q1		Q2		
	Colectas	%	Colectas	%	Colectas	%	
CN + CG + AG	68/140	48,6	23/70	32,9	28/70	40,0	40,5
CN	28/48	58,3	16/24	66,7	13/24	54,2	59,7
CG	29/48	60,4	16/24	66,7	13/24	54,2	60,4
AG	14/44	31,8	13/22	59,1	9/22	40,9	43,9
Promedio/sitio		50,1		64,2		49,7	

Tabla 5. «Costo adicional» promedio, en número fechas de muestreo, para hallar la «última nueva familia» con todas las quincenas (Q1+2), las primeras (Q1) y las segundas (Q2) quincenas, en el conjunto de los tres sitios y en cada sitio.

contar con elementos para definir de una forma equilibrada la inversión en función de los objetivos y de los beneficios esperados de este tipo de estudios. El ejercicio que se presenta pone de manifiesto, de una forma gráfica, el beneficio de las primeras colectas y el alto costo de las últimas, en términos de las nuevas familias que se logra coleccionar.

A partir de estas consideraciones, el análisis realizado con los resultados obtenidos permite sugerir que la precisión de la representación de la composición de las familias de parasitoides que se obtiene con capturas en el tiempo con dos trampas Malaise por sitio de estudio podría mantenerse con una disminución en la frecuencia o en el período de colectas. Para no perder una representación precisa de las familias que ocurren hay un escaso margen de ajuste en el esfuerzo de muestreo, ya que no podría reducirse mucho más que al 80-90% de las colectas, según el número de sitios considerados. No obstante, de acuerdo a la significación del análisis estadístico realizado, es posible establecer que la reducción a la mitad de la frecuencia de colectas o en el período de muestreo permite realizar trabajos similares con recursos limitados sin perder información significativa.

En función de la estacionalidad de colecta de individuos encontrada en este estudio se podría sugerir restringir el período de muestreos a la primavera y al verano, cubriendo de esa manera los períodos de mayor actividad de los artrópodos y, por lo tanto, de mayor captura de ejemplares. En caso de contar con recursos suficientes podrían mantenerse también las colectas en otoño, considerando que la menor eficiencia de capturas ocurre en el invierno. El invierno, debido a la menor recuperación de ejemplares consecuente con las temperaturas más bajas, es la estación en la que menos se justifican las colectas. De esta forma se podría reducir el período de muestreo de los doce a unos ocho meses, aproximadamente. Este razonamiento concuerda con los períodos de muestreo que se emplean en colectas asociadas a cultivos anuales, sitios específicos o artrópodos con períodos de mayor actividad, cuyos estudios abarcan solo de uno a pocos meses (Dorfev, et al., 2011; Lara, et al., 2015; Fernandes, et al., 2014; Fraser, et al., 2007; Perioto, et al., 2005) o cuando el objetivo es determinar composición, abundancia o frecuencias relativas comparativas entre distintos ambientes (Marchiori, 2014). Por el contrario, si el objetivo es caracterizar con la mayor precisión y fidelidad la composición de familias o especies de

un sitio, aun a escalas locales (Sääksjärvi, et al., 2004) y sobre todo en ambientes donde, por sus condiciones, la riqueza de especies es intrínsecamente baja (Várkonyi y Roslin, 2013), es necesaria una considerable inversión en número de colectas, asumiendo los mayores costos que implica esta decisión.

Reconocimientos

A los Sres. Walter Branaa, Fernando Ramos, Mario Cardoso, Ing. Agr. Agustín Piñeyrua, por poner amablemente a disposición los sitios de estudio. Al Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria – INIA Uruguay, por el financiamiento del Proyecto FPTA N° 312 en el marco de la Convocatoria 2012.

Referencias

- Alencar, I.D.C.C., Fraga, B., Tavares, M.T. y Azevedo C.O., 2007. Perfil da fauna de vespas parasitoides (Insecta, Hymenoptera) em uma área de Mata Atlântica do Parque Estadual de Pedra Azul, Domingos Martins, Espírito Santo, Brasil. En: *Arquivos do Instituto Biológico*, 74(2), pp.111-114.
- Altieri, M. A., 2004. *Agroecología: a dinâmica produtiva da agricultura sustentável*. Síntese Universitária. 4.ed. Porto Alegre: Ed. da UFRGS.
- Altieri, M. A., Silva, E. N. y Nicholls, C. I., 2003. *O papel da biodiversidade no manejo de pragas*. Ribeirão Preto: Holos.
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J-S., Nakashizuka, T., Raffaelli D. y Schmid, B., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. En: *Ecology Letters*, 9, pp.1146-1156.
- Basso, C., 2009. Estructura de las comunidades de parasitoides. En: Basso, C. y Grille, G., eds., 2009. *Relaciones entre organismos en los sistemas hospederos-parasitoides-simbiontes*. Montevideo: Facultad de Agronomía. pp.9-26.
- Belshaw, R., Grafen, A. y Quicke, D.L.J., 2003. Inferring life history from ovipositor morphology in parasitoid wasps using phylogenetic regression and discriminant analysis. En: *Zoological Journal of the Linnean Society*, 139, pp.213-228.

- Bentancourt, C.M. y Scatoni, I.B., 2001. *Enemigos naturales. Manual ilustrado para la agricultura y la forestación*. Montevideo: Editorial Hemisferio Sur.
- Castiglioni, E., Ribeiro, A., Silva, H., Pereyra, C. y Martino, M., 2008. Algunas interrogantes y respuestas para el manejo de plagas en los sistemas agrícolas intensificados. En: *Cangüé*, 30, pp.25-29.
- CLAES, PNUMA y Uruguay. Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Dirección Nacional De Medio Ambiente, 2008. *GEO Uruguay, 2008: informe del estado del ambiente*. Montevideo: Mosca.
- Costa Júnior, D.P. da., Oliveira, M.T., Nunes, J.F., Zampieron, S.L.M. y Peixoto, M.L., 2014. Avaliação da diversidade de insetos da Ordem Hymenoptera do Parque Nacional da Serra da Canastra (MG), coletados com armadilhas Malaise. En: *Ciência et Praxis*, 7(13), pp.21-26.
- Dall'Oglio, O.T., Zanuncio, J.C., Freitas, F.A. de y Pinto, R., 2003. Himenópteros parasitoides coletados em povoamento de *Eucalyptus grandis* e mata nativa em Ipaba, Estado de Minas Gerais. En: *Ciência Florestal*, 13(1), pp.123-129.
- DIEA, 2011. *Encuesta agrícola primavera 2010* [En línea]. Montevideo: DIEA. [Consulta: 21 de febrero de 2012]. Disponible en: www.mgap.gub.uy
- DINAMA, 2010. *IV Informe nacional al convenio sobre la diversidad biológica*. Montevideo: DINAMA.
- Dorfev, C., Schoeninger, K. y Köhler, A., 2011. Levantamento das famílias de himenópteros parasitoides associados ao cultivo de tabaco (*Nicotiana tabacum* L.) em Santa Cruz do Sul e Lagoão, Rio Grande do Sul, Brasil. En: *Arquivos do Instituto Biológico*, 78(3), pp.449-451.
- Eggleton, P. y Belshaw, R., 1992. Insect parasitoids: an evolutionary overview [En línea]. En: *Biological Sciences*, 337(1279), pp.1-20. [Consulta: 9 de marzo de 2017] Disponible en: <http://www.jstor.org/stable/57087>
- Feitosa, M.C.B., Querino, R.B. y Henriques, A.L., 2007. Perfil da fauna de vespas parasitoides (Insecta: Hymenoptera) em reserva florestal na Amazônia, Amazonas, Brasil. En: *Entomotropica*, 22(1), pp.37-43.
- Fernandes, D.R.R., Guimarães, J.A., Araujo, E.L., Lara, R.I.R. y Perioto, N.W., 2014. Survey of the Hymenoptera fauna in a «Caatinga» area in the State of Rio Grande do Norte, Northeastern Brazil. En: *EntomoBrasilis*, 7(3), pp.211-215.
- Fernández, F. y Sharkey, M.J., 2006. Sistemática de los himenópteros de la región Neotropical: estado del conocimiento y perspectivas. En: Fernández, F. y Sharkey, M.J., eds., 2006. *Introducción a los Hymenoptera de la región neotropical*. Bogotá: Sociedad Colombiana de Entomología y Universidad Nacional de Colombia. pp.7-35.
- Fraser, S.E.M., Dytham, C. y Mayhew, P.J., 2007. Determinants of parasitoid abundance and diversity in woodland habitats. En: *Journal of Applied Ecology*, 44, pp.352-361.
- Gliessman, S.R., Rosado-May, F.J., Guadarrama-Zugasti, C., Jedlicka, J., Cohn, A., Mendez, V.E., Cohen, R., Trujillo, L., Bacon, C. y Jaffe, R., 2007. Agroecología: promoviendo una transición hacia la sostenibilidad. En: *Ecosistemas*, 16(1), pp.13-23.
- Gliessman, S.R., 2001. Diversidade e estabilidade do agroecossistema. En: Gliessman, S.R., coord., 2001. *Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável*. 2. ed. Porto Alegre: Ed. UFRGS, pp.437-474.
- Güler, Y., 2008. Malaise traps. En: *Mellifera*, 8, pp.26-32.
- Lara, R.I.R., Fernandes, D.R.R., Versuti, D.R., Tango M.F. de A. y Perioto, N.W., 2015. Sampling and diversity of Hymenoptera (Insecta) in an orange orchard/Brazilian Savannah fragment interface. En: *EntomoBrasilis*, 8(1), pp.51-57.
- Lawton J.H., Bignell D.E., Bolton B., Bloemers G.F., Eggleton R. y Hammond, R.M., 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. En: *Nature*, 391, pp.72-76.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P. y Hector, A., 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. En: *Science*, 294, pp.804-808.
- Marchiori, C.H., 2014. Diversity of parasitoids collected in an area of forest and pastures in southern of Goiás, Brazil. En: *Journal of Biology*, 2(1), pp.14-17.
- Marino P.C. y Landis, D.A., 1996. Effect of landscape structure on parasitoid diversity in agroecosystems. En: *Ecological Applications*, 6, pp.276-284.
- Mazón, M. y Bordera, S., 2008. Effectiveness of two sampling methods used for collecting Ichneumonidae (Hymenoptera) in the Cabañeros National Park (Spain). En: *European Journal of Entomology*, 105, pp.879-888.
- Naeem, S., Chapin, F.S., Costanza, R., Ehrlich, P.R., Golley, F.B., Hooper, D.U., Lawton, J.H., O'Neill, R.V., Mooney, H.A., Sala, O.E., Symstad, A.J. y Tilman, D., 1999. Biodiversity and ecosystem functioning: maintaining natural life support processes. En: *Issues in Ecology*, 4, pp.1-12.
- Oliveira, R.G.M.G. de, Berti Filho, E., Peres Filho, O., Sales, F. da P. y Cunha, J.A.C. da, 2014. Diversity of hymenopteran parasitoids (Hymenoptera: Chalcididae) associated with teak (*Tectona grandis*) forests. En: *Advances in Forestry Science*, 1(2), pp.59-64.
- Perioto, N.W., Lara, R.I.R., Selegatto, A. y Luciano, E.S., 2004. Himenópteros parasitoides (Insecta, Hymenoptera) coletados em cultura do café *Coffea arabica* L. (Rubiaceae) em Ribeirão Preto-SP, Brasil. En: *Arquivos do Instituto Biológico*, 71(1), pp.41-44.
- Perioto, N.W., Lara R.I.R. y Selegatto, A., 2005. Himenópteros parasitoides da Mata Atlântica. II. Núcleo Grajaúna, Rio Verde da Estação Ecológica Juréia-Itatins, Iguape-SP, Brasil. En: *Arquivos do Instituto Biológico*, 72(1), pp.81-85.
- R Core Team, 2016. *R: A language and environment for statistical computing* [En línea]. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. [Consulta: 8 de marzo de 2017] Disponible en: <http://www.R-project.org>.
- Sääksjärvi, I.E., Haataja, S., Neuvonen, S., Gauld, I.D., Jussila, R., Salo, J. y Marmol Burgos, A., 2004. High local species richness of parasitic wasps (Hymenoptera: Ichneumonidae; Pimplinae and Rhyssinae) from the lowland rainforests of Peruvian Amazonia. En: *Ecological Entomology*, 29, pp.735-743.
- Santos, P.S., 2007. *Diversidade de himenópteros parasitoides em áreas de mata-de-cipó e cafezais em Vitória da Conquista-BA*. Vitória da Conquista: UESB. (Disertación de Maestría).
- Sarmiento, C.E., 2006. Familia Rhopalosomatidae. En: Fernández, F. y Sharkey, M.J., eds., 2006. *Introducción de la Hymenoptera de la región neotropical*. Bogotá: Sociedad

- Colombiana de Entomología y Unioversidad Nacional de Colombia. pp.517-520.
- Sperber, F.C., Nakayama, K., Valverde, M.J. y Neves, F. de S., 2004. Tree species richness and density affect parasitoid diversity in cacao agroforestry. En: *Basic and Applied Ecology*, 5, pp.241-25.
- Sobczak, J.F. y Vasconcellos Neto, J., 2015. Famílias de himenópteros parasitoides na Serra do Japi, Jundiá, São Paulo, Brasil. En: *Arquivos do Instituto Biológico*, 82, pp.1-4.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A. y Howarth, R., 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. En: *Science*, 292, pp.281-284.
- Townes, H., 1972. A light-weight Malaise trap. En: *Entomological News*, 83, pp.239-247.
- Várkonyi, G. y Roslin, T., 2013. Freezing cold yet diverse: dissecting a high-Arctic parasitoid community associated with Lepidoptera hosts. En: *The Canadian Entomologist*, 145, pp.193-218.

Arañas y carábidos como potenciales bioindicadores en ambientes con distinto grado de intervención antrópica en el este uruguayo: un estudio preliminar

Spiders and carabids as potential bioindicators in Eastern Uruguayan environments with different degree of anthropic intervention: a preliminary study

Castiglioni, Enrique (1); García, Luis F. (2); Burla, Juan P. (1); Arbulo, Natalia (1); Fagúndez, César (1).

(1) Centro Universitario Regional del Este (CURE), Universidad de la República (UdelaR), Rocha, Uruguay.

(2) Centro Universitario Regional del Este (CURE), Universidad de la República (UdelaR), Treinta y Tres, Uruguay.

Contacto: bbcastbb@gmail.com

RECIBIDO: 31/3/2017 – APROBADO: 30/6/2017

Resumen

Algunos grupos de artrópodos son considerados buenos indicadores de calidad ambiental. Para ello deben cumplir con algunas condiciones, como poseer características biológicas y morfológicas que faciliten su hallazgo e identificación. Las trampas de caída (pitfall) son ampliamente utilizadas para recolectar artrópodos predadores potencialmente bioindicadores de las características del ambiente que ocupan. Se realizaron recolecciones quincenales, durante nueve meses, en tres sistemas productivos con diferente grado de intervención antrópica en la cuenca de la Laguna Negra, Rocha: área con baja intensidad de pastoreo de vacunos; área con bajo pastoreo de ganado vacuno y ovino, y área con altas cargas de ganado vacuno y agricultura invierno-estival. En cada área se instalaron dos series de 10 trampas pitfall separadas a una distancia mínima de 100 m y a una distancia de 10 m entre trampas. Dos morfoespecies de arañas, *Mesabolivar* sp (Pholcidae) y *Steatoda* sp (Theridiidae), fueron determinadas como indicadores de los ambientes con menor y mayor intensidad de disturbio, respectivamente. Otras cuatro morfoespecies, pertenecientes a las familias Nemesiidae, Oxyopidae, Lycosidae y Palpimanidae, fueron caracterizadas como detectoras de los diferentes ambientes. Cuatro morfoespecies de coleópteros de la familia Carabidae (*Calosoma retusum*, *Galerita collaris*, *Brachinus* sp y *Notiobia* sp) resultaron indicadores del ambiente de mayor intensidad productiva, con agricultura.

Palabras clave: Predadores, Carabidae, Araneae, intensificación.

Abstract

Some arthropod groups are considered to be good bioindicators of environmental quality. For that, they must fill some conditions, such as biological and morphological characteristics that lead to their easy find and identification. The pit-fall traps are widely used as an efficient method to collect predator arthropods that may have a good potential as bioindicators of the characteristics of their environment. During a nine months period, fortnightly collects were made in three production systems with different intensity of anthropic intervention, in the Laguna Negra basin, Rocha, Uruguay: natural grassland with low intensity of bovine cattle grazing; bovine and sheep grazed area, and an area under high bovine grazing intensity with winter-summer agriculture. In each of the three areas two series of 10 pitfall traps were installed with a distance 100 m minimum between series and 10 m between traps. Two spider morphospecies, *Mesabolivar* sp (Pholcidae) y *Steatoda* sp (Theridiidae) appeared to be good indicators for the less and most intensified environments, respectively. Other four morphospecies of the families Nemesiidae, Oxyopidae, Lycosidae y Palpimanidae were characterized as detectors to different environments. Four morphospecies of the coleopteran family Carabidae (*Calosoma retusum*, *Galerita collaris*, *Brachinus* sp and *Notiobia* sp) were defined as indicators of the more intensified system, with agriculture.

Keywords: Predators, Carabidae, Araneae, intensification.

Introducción

La pérdida de la biodiversidad, como elemento clave de funcionamiento y estabilidad de los ecosistemas, acarrea una reducción en la eficiencia con que las comunidades ecológicas capturan recursos, producen biomasa y descomponen y reciclan nutrientes biológicamente esenciales (Cardinale, et al., 2012). Estas deficiencias de funcionamiento debidas a la pérdida de la heterogeneidad original en los agroecosistemas redundan en una disminución de los niveles de servicios que los ecosistemas brindan al ser humano (Naeem, et al., 1999).

A nivel global, el monitoreo es necesario para comparar tendencias causadas por el incremento en la homogeneidad de los paisajes, y constituye una retroalimentación indispensable entre las acciones humanas y el ambiente. Mediante el monitoreo se puede determinar el estatus de la diversidad biológica a uno o más niveles ecológicos, evaluar cambios en el tiempo y el espacio y marcar líneas de acción para decisiones de manejo en términos de producción y conservación (Moreno, 2001).

Para establecer las condiciones actuales de los ecosistemas o predecir las futuras se recurre al uso de indicadores relativamente simples y fáciles de interpretar que permiten aislar aspectos clave del ambiente de un conjunto abrumador de señales. Los bioindicadores que reflejan el estado abiótico y biótico de un ambiente son ampliamente utilizados para detectar, cuantificar y monitorear impactos ambientales, incluidas las perturbaciones debidas a las actividades antropogénicas (Rainio y Niemelä, 2003; Niemi y McDonald, 2004).

Muchos artrópodos, por el hecho de ser sensibles a los cambios en el ambiente, particularmente a los que resultan de las actividades antrópicas, son usados como indicadores de biodiversidad (Rocha, et al., 2010; Cameron y Leather, 2012). Sus respuestas rápidas a los cambios ambientales, su pequeño tamaño, su corta vida, las altas tasas reproductivas y las abundancias de muchas especies permiten el ajuste de sus poblaciones a las condiciones cambiantes, incluyendo las modificaciones en el manejo de los suelos y los cambios del paisaje. Por ello, muchos artrópodos funcionan como herramientas para el monitoreo de la calidad del ambiente y los efectos del cambio a lo largo del tiempo y el espacio (Kremen, et al., 1993; Schowalter, 2006).

Uno de los objetivos principales para encontrar posibles bioindicadores es identificar especies u otras unidades taxonómicas que puedan representar de modo realista los disturbios en el ambiente y reflejar las respuestas de otras especies o de la biodiversidad en su conjunto (Rainio y Niemelä, 2003).

Entre los usos posibles de estos organismos se incluyen las estimaciones de la riqueza específica de una zona, la caracterización y seguimiento de ecosistemas, desde un enfoque conservacionista y la detección de alteraciones de los ecosistemas, que son difíciles de medir y cuantificar de un modo directo (Ribera y Foster, 1997). La información obtenida a partir de los bioindicadores puede ser usada para predecir cambios en el ambiente, identificar acciones para su remediación, o identificar cambios o tendencias en los propios indicadores (Niemi y McDonald, 2004).

Además de su rol como predadores de artrópodos fitófagos, las arañas (Arachnida, Araneae) han sido citadas como adecuadas para representar la diversidad remanente a diversas escalas espaciales (Gaspar, et al., 2010). En algunos estudios se encontró que la composición de arañas en especies o grupos funcionales difiere en función del grado de intervención antrópica o de la estructura vegetal dominante (Chen y Tso,

2004; Collins, et al., 1996; Schmidt, et al., 2005). Aunque su rol como indicadores ha sido probado en áreas forestales (Simó, et al., 2011) o ambientes costeros (Ghione, et al., 2013), el uso de este grupo como bioindicador aún es limitado en Uruguay.

Los carábidos (Coleoptera, Carabidae) y otras familias de coleópteros han sido citados como buenos indicadores de la diversidad del ambiente, aunque su valor está influenciado por el método de muestreo y la escala espacial del estudio (Sauberer, et al., 2004; Duelli y Obrist, 1988; 2003).

La región este de Uruguay presenta características únicas que son útiles para analizar los efectos de los cambios en el uso de la tierra sobre la diversidad. Siguiendo la tendencia nacional de los cambios recientes, la proporción de suelo destinada a la forestación y a la agricultura intensiva ha aumentado, sustituyendo principalmente pastizales naturales que sustentan diversos sistemas ganaderos.

En el marco del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD), Uruguay presenta estrategias y planes de acción nacionales para la conservación y uso sostenible de la diversidad biológica, implementados a través de diversas herramientas como leyes, programas y proyectos (DINAMA, 2010). En el departamento de Rocha se sitúan cuatro de las ocho áreas protegidas del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) y un área de manejo de hábitats y/o especies compartido con Maldonado (Laguna Garzón). El SNAP cuenta, además, con otras ocho áreas que están en proceso de ingreso y cuatro propuestas de ingreso en evaluación (MVOTMA, 2015). En algunas de ellas, como en el Paisaje Protegido Laguna de Rocha, existen planes de manejo que regulan, entre otras, las actividades productivas permitidas. La diversidad de paisajes y el gradiente de intensidad de uso de la tierra resultan muy útiles a la hora de seleccionar, evaluar y validar taxones como potenciales bioindicadores.

El uso de organismos indicadores, no obstante, requiere conocimiento de la taxonomía del grupo y métodos disponibles para la facilidad de recolección. Entre estos, las trampas pasivas de caída tipo pitfall han sido ampliamente utilizadas en estudios de biodiversidad con artrópodos de suelo (Buddle y Hammond, 2003), a pesar de los sesgos que puede tener este método (Curtis, 1980). Entre otros factores, inciden el tamaño de las trampas, los artrópodos objetivos, el empleo o no de líquido fijador, sus componentes y proporciones. Según Lange et al. (2011), el número de especies de carábidos recolectados no es afectado significativamente por el aumento del diámetro de las trampas (entre 4,5 y 9,0 cm), aunque se captura un número mayor de ejemplares en las trampas más grandes. Los autores recomiendan trampas con diámetro no menor de 9 cm de diámetro para una recolección más eficiente de los artrópodos epigeos. Work et al. (2002), contrariamente, recomiendan aumentar el número de trampas de menor diámetro (en un rango de 4,5 a 20 cm) como medida de incrementar la eficiencia de caracterización de estos organismos y reducir la tasa de captura de vertebrados no blanco. Brennan et al. (1999) demostraron una correlación directa entre el diámetro de la trampa y la eficiencia de captura de arañas. La eficiencia de captura de arañas se incrementó con la incorporación de barreras de 4 a 6 metros de largo a las trampas de 11,1 cm de diámetro (Brennan, et al., 2005). Sin embargo, Winder et al. (2001) indicaron que la eficiencia de las trampas con barreras aplicaba solo para ciertos grupos de arañas. Adicionalmente, este método incrementa la captura de organismos no blanco, como vertebrados (Bury y Corn, 1987). El número de trampas y el empleo o no de agentes fijadores también ha sido discutido

para evaluar la eficiencia de captura de carábidos y arañas (Winder, et al., 2001; Schmidt et al., 2006). El líquido fijador puede afectar la eficiencia de captura para estos grupos y sus componentes tienen incidencia en la preservación de la muestra. El monoetilenglicol demostró ser efectivo como solvente en la captura tanto de arañas como carábidos (Holopainen, 1992; Weeks y McIntyre, 1997; Schmidt, et al., 2006; Jud y Schmidt-Entling, 2008).

Este estudio tiene como objetivo principal la búsqueda de arácnidos y carábidos con potencial valor como bioindicadores de biodiversidad y calidad ambiental en tres áreas con diferentes formaciones vegetales y con diferente grado de transformación en el uso del suelo. Se espera contribuir al potencial monitoreo de organismos capaces de detectar y predecir cambios en el ambiente de forma sencilla y de bajo costo para su incorporación en planes de manejo de sistemas productivos sostenibles, de áreas protegidas y para la conservación de la biodiversidad en general.

Materiales y Métodos

Se realizaron recolectas quincenales con trampas pasivas de caída (pitfall), protegidas con una estructura de hierro para evitar el daño del ganado y con techo para evitar el sobrellenado de los recipientes de captura con agua de lluvia (Figura 1).



Figura 1. Trampas de caída (pitfall) (A); con protección de hierro y techo (B); con la recolección interior (C).

La toma de datos se realizó entre diciembre de 2014 y agosto de 2015, en tres sitios de muestreo localizados en las cercanías de la ciudad de Castillos, cuenca de la Laguna Negra, departamento de Rocha, Uruguay (Figura 2). Se definieron tres áreas con un gradiente de intensidad de uso del suelo: a) área de pastizal natural (CN: campo natural) sobre la costa de la Laguna Negra, con acceso sobre el km 21,500 de la Ruta 16 y con baja intensidad de pastoreo con vacunos; b) área de pastizal bajo pastoreo de ganado vacuno y lanar (CG: campo ganadero), con acceso por camino lateral desde km 23 de Ruta 16; c) sistema integrado de producción ganadera intensiva con agricultura invierno-estival (AG: agrícola-ganadero), establecimiento sito en km 30 de Ruta 16.

Las áreas se seleccionaron dentro de una matriz de pastizal nativo, con similares condiciones ambientales originales y climáticas, con una separación mayor a 1 km entre sí, buscando que las comunidades de artrópodos capturados fueran independientes.

En cada una de las áreas se colocaron dos series de diez trampas pitfall, con una distancia mínima de 100 m entre las series y separadas 10 m entre sí. Cada trampa está formada por dos recipientes de poliestireno, de 11,6 cm de altura y diámetro superior de 11 cm e inferior de 9 cm (Volumen = 1 L). El recipiente exterior se perforó en su base y se dejó dentro del suelo durante todo el período de muestreo. El segundo recipiente (de captura) se introdujo en el exterior perforado, con un volumen aproximado al 20% del total de una solución fijadora de monoetilenglicol (0,6 L), ácido acético (100 mL), detergente (50 mL) y agua corriente (hasta completar 5 L). La recuperación de las recolectas y el reemplazo del líquido fijador se realizó quincenalmente. La utilización de los dobles recipientes facilita y agiliza la tarea de recuperación de muestras y el recambio de la solución fijadora, y evita el intercambio de gases del suelo que ocurre en ese procedimiento si los recipientes están en contacto con el sustrato (Schirmel, et al., 2010).

La presencia de las especies vegetales se registró en torno a las series de trampas de las diferentes áreas, utilizando un tiempo de búsqueda de 30 min/hombre por estación de

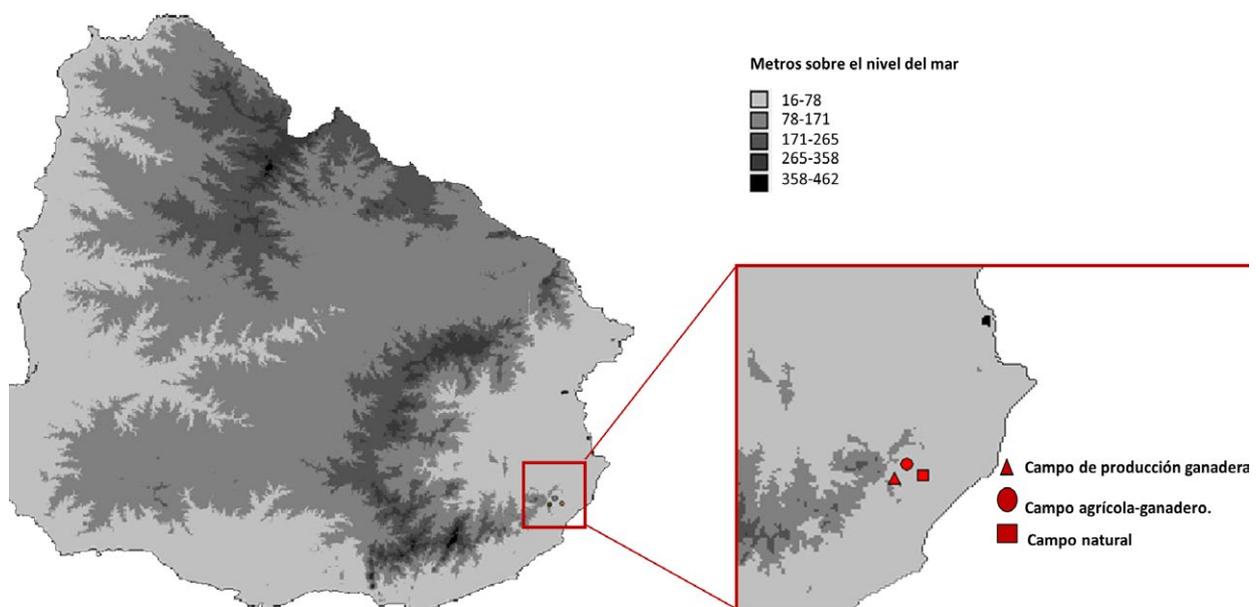


Figura 2. Localización de los ambientes estudiados en la cuenca de la Laguna Negra, Rocha, Uruguay.

muestreo. Las especies se agruparon en diferentes categorías según la forma de vida registrada en cada zona (Tabla 1). Este sistema se basa en la ubicación y posición de las yemas vegetativas, caracteres adaptativos de los que dependen el crecimiento, desarrollo y reproducción de la especie, a posteriori de la estación adversa (Matteucci y Colma, 1982). Las variaciones en las formas de vida encontradas en cada área se graficaron como espectros biológicos (Matteucci y Colma, 1982) que imprimen una fisonomía determinada según su dominancia. Por ejemplo, el dominio de árboles define un bosque, el de arbustos un matorral y el de herbáceas un pastizal.

Forma de vida	Definición
Árbol	Planta perenne, de raíz, tronco y ramas leñosas, generalmente con tronco único y un porte mayor a los 4 metros de altura, según las condiciones ambientales del lugar.
Arbusto	Planta perenne, de raíz, tronco y ramas leñosos, generalmente con varios troncos y un porte menor a los 4 metros de altura, según las condiciones ambientales del lugar.
Epífita	Planta generalmente perenne que crece y se desarrolla sobre otra planta.
Suculenta	Planta perenne, se incluye a la familia de las Cactáceas.
Trepadora	Planta perenne que crece apoyada/sostenida en otra planta.
Sufrúctice	Planta perenne, de base leñosa (parte inferior) que le da una fisonomía entre arbusto y hierba.
Herbácea	Planta sin leño.

Tabla 1. Criterios utilizados para agrupar las diferentes formas de vida de las especies vegetales (adaptado de Raunkiaer, en Braun-Blanquet, 1964).

La asignación de las categorías de formas de vida para las especies vegetales registradas se realizó en el Laboratorio de Sistemática y Taxonomía, y la separación, catalogación, cuantificación e identificación de los carábidos y la separación de los arácnidos de las muestras tuvo lugar en el Laboratorio de Biología Animal, ambos en el Centro Universitario Regional del Este (CURE), sede Rocha. La catalogación, cuantificación e identificación de los arácnidos se realizó en el Laboratorio de Biología Animal del CURE, sede Treinta y Tres.

Los artrópodos recolectados fueron identificados a nivel de género o morfoespecie y agrupados a nivel de familia. Teniendo en cuenta el elevado número de familias dentro de los arácnidos, la abundancia se agrupó a nivel de orden. Las arañas fueron identificadas a nivel de familia utilizando la clave de Benamú (2007) y la determinación a nivel de género se llevó a cabo utilizando descripciones específicas para cada grupo o mediante la asesoría de especialistas. Los carábidos fueron identificados con ayuda de la clave de géneros de Reichardt (1977) y la revisión comparativa con los especímenes de las colecciones entomológicas de las Facultades de

Ciencias y Agronomía, Universidad de la República (UdelaR). Los ejemplares colectados serán utilizados para generar una colección de referencia en el CURE.

Para evaluar el potencial de las distintas morfoespecies como indicadoras se utilizó el índice de valor indicativo (IndVal), entre 0 (no indicativo) hasta 100 % (indicador). Este índice ha sido ampliamente utilizado para evaluar el potencial de distintos grupos como bioindicadores y se apoya en los conceptos de especificidad y fidelidad basados en la abundancia e incidencia de un organismo en un ambiente o estado ecológico particular (Dufrene y Legendre, 1997). Para la selección de las morfoespecies bioindicadoras se utilizaron los criterios descritos por Tonelli et al. (2017), de acuerdo a los valores significativos para el índice. Con base en esos criterios se categorizan las especies seleccionadas como indicadoras cuando su valor se sitúa entre 70-100 % y como detectoras cuando el valor se sitúa entre el 45-70 %.

Los valores del índice del valor indicativo fueron analizados mediante el paquete estadístico Indicspecies (Dufrene y Legendre, 1997) del software R versión 3.3.3 (R core Team, 2016). En los resultados solo se seleccionan las morfoespecies que presentan valores significativos para el índice ($p < 0.05$).

Resultados

Abundancia

En el período considerado se recolectaron 6.530 ejemplares de arácnidos ubicados en 166 morfoespecies y cinco órdenes. El orden Araneae fue el más abundante, seguido por Acari, Opiliones, Escorpiones y Pseudoscorpiones (Figura 3). En los coleópteros (Insecta: Coleoptera) las dos familias más abundantes fueron Staphylinidae y Carabidae, cuyos integrantes son mayoritariamente predadores de otros insectos y artrópodos.

Especies indicadoras

En la familia Carabidae, cuatro morfoespecies de un total de 37 identificadas se determinaron como indicadoras (msp 6c, 9c, 10c y 11c) para el sitio con mayor intensidad de intervención antrópica (AG) y dos morfoespecies detectoras para el sitio de bajo pastoreo intensivo con ganado (CG). Las morfoespecies de Carabidae *Calosoma retusum* (msp9c), *Galerita collaris* (msp10c), *Brachinus* sp. (msp6c) y *Notiobia* sp. (msp11c) resultaron indicadoras del sistema intensificado (AG).

En el total de arácnidos, solo las arañas presentaron taxones verificados como indicadores. Dentro de este orden, una morfoespecie (msp99; *Mesabolivar* sp.) de la familia Pholcidae fue la mejor indicadora del ambiente con menor intensidad de disturbio (CN), mientras que una morfoespecie (msp13; *Chaco* sp.) de la familia Nemesiidae resultó detectora para este sitio (Tabla 2). Una morfoespecie (msp41; *Steatoda* sp.) de la familia Theridiidae fue la mejor indicadora del sitio AG, mientras que para el sitio CG únicamente se determinaron morfoespecies detectoras, pertenecientes a las familias Oxyopidae (msp10; *Oxyopes* sp.), Lycosidae (msp30; *Lycosa* sp.) y Palpimanidae (msp62; *Othiothops* sp.). Las morfoespecies indicadoras se correspondieron con su abundancia en los diferentes ambientes (Figura 4).

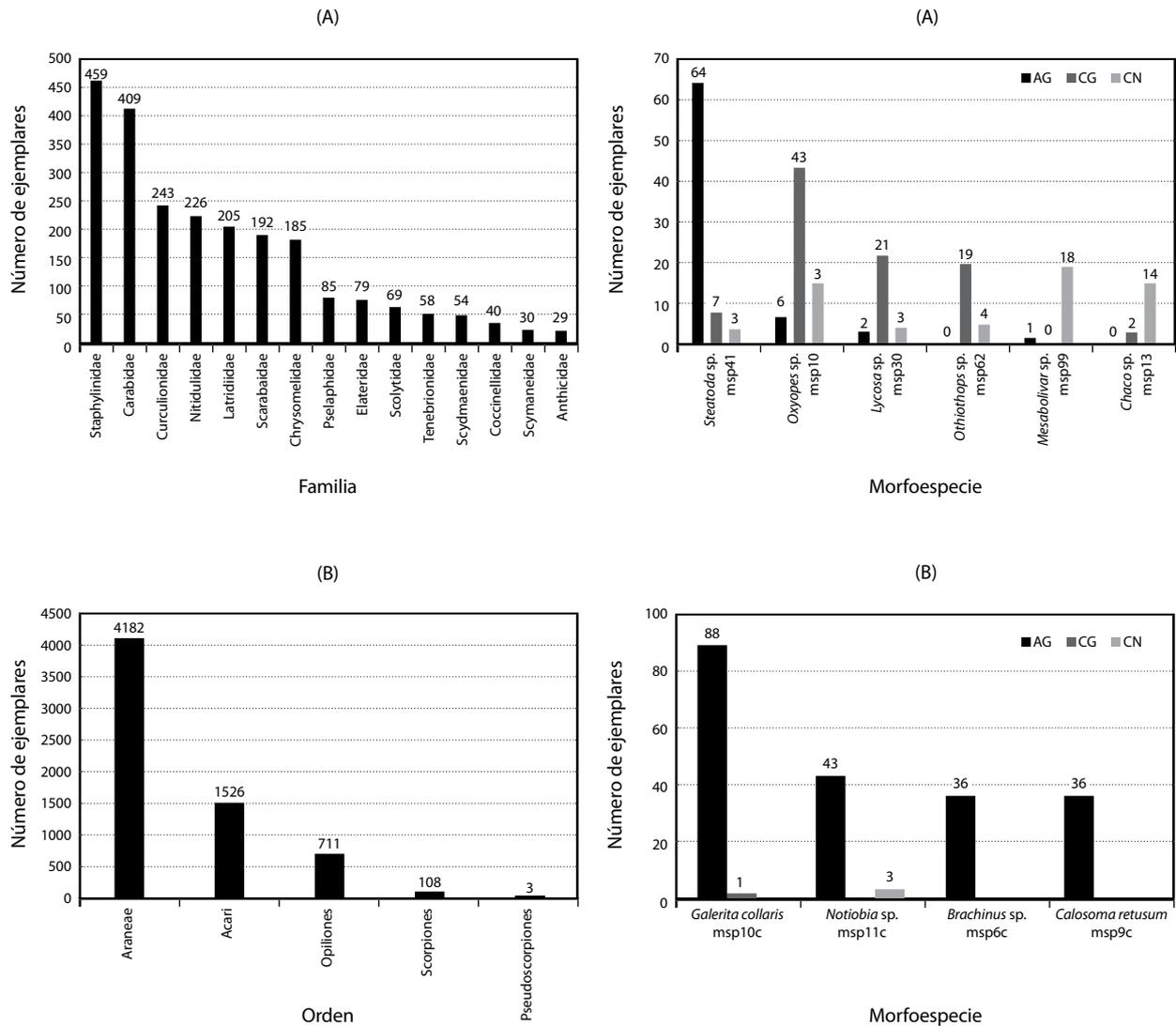


Figura 3. Abundancia de individuos de las 15 familias más abundantes de Coleoptera (A) y de los órdenes de Arachnida (B), en el total de las recolectas.

Figura 4. Abundancia de morfoespecies de carábidos (A) y arañas (B) según el sitio de recolección: agrícola-ganadero (AG), campo ganadero con alta intensidad de pastoreo (CG) y campo natural con baja intensidad de pastoreo (CN).

	Morfoespecie	Familia	Género	Valor índice en cada sitio		
				AG	CG	CN
Indicadoras	msp41	Theridiidae	<i>Steatoda</i>	72,0		
	msp99	Pholcidae	<i>Mesabolivar</i>			72,2
Detectoras	msp10	Oxyopidae	<i>Oxyopes</i>		64,0	
	msp30	Lycosidae	<i>Lycosa</i>		60,3	
	msp62	Palpimanidae	<i>Othiothops</i>		53,8	
	msp13	Nemesiidae	<i>Chaco</i>			51,2

Tabla 2. Morfoespecies indicadoras y detectoras y su respectiva familia, de los sitios agrícola-ganadero (AG), ganadero con alta intensidad de pastoreo (CG) y campo natural con baja intensidad de pastoreo (CN).

Sitio	Ubicación		Formaciones vegetales
	Latitud	Longitud	
AG	34°02'32.00"S	53°50'06.70"O	Avena
	34°02'31.61"S	53°50'05.15"O	Pastizal con cañada
CG	34°05'27.40"S	53°52'15.50"O	Caragual con palmar
	34°05'27.71"S	53°52'13.73"O	Bosque serrano
	34°05'28.00"S	53°52'14.10"O	Pastizal
CN	34°05'01.07"S	53°45'43.08"O	Pastizal
	34°05'02.30"S	53°45'44.40"O	Bosque serrano

Tabla 3. Localización (grados, minutos y segundos) y formaciones vegetales registradas en junio de 2015 en las tres áreas de muestreo (AG, CG y CN).

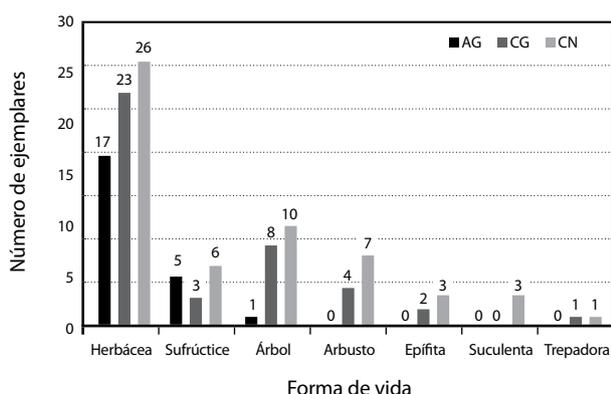


Figura 5. Número de especies agrupadas en las diferentes formas de vida de las especies vegetales registradas en los diferentes ambientes: área agrícola-ganadera (AG), campo ganadero, alta intensidad de pastoreo (CG), campo natural, baja intensidad de pastoreo (CN).

Caracterización de las formaciones vegetales

Las tres áreas presentaron diferentes formaciones vegetales y formas de vida asociadas a una matriz de pastizales pertenecientes a la cuenca de la Laguna Negra. El área con un sistema agrícola ganadero (AG) presentaba un cultivo de avena para pastoreo, asociado a la formación vegetal pastizal con cañada (Tabla 3). Los sistemas sin agricultura (CG y CN) se caracterizaron por la dominancia de la formación vegetal pastizal, asociada a bosque serrano y a caragual con palmar, respectivamente.

Las proporciones de las diferentes formas de vida (espectros biológicos) muestran una mayor similitud en las variaciones de las formas de vida en las áreas ganaderas sin agricultura (CG y CN), en relación al sistema con mayor intensificación del uso del suelo (AG; ganadería y agricultura) (Figura 5).

Discusión

Los cambios en la abundancia de las especies o grupos indicadores bajo condiciones ecológicas distintas suelen ser notorios. Las especies o grupos detectores se relacionan

con procesos ecológicos graduales a los que responden –y pueden ser evaluados– mediante cambios paulatinos en su abundancia (Tonelli, et al., 2017). Aunque los resultados pueden haber estado parcialmente sesgados por el uso de trampas pitfall como único método de muestreo, o inclusive por las características del líquido fijador empleado (Pekár, 2002), han demostrado ser más eficientes cuando se las compara con otras metodologías, en ambos grupos. Por ejemplo, Churchill y Arthur (1999) compararon la eficiencia de distintos métodos de muestreo para evaluar la riqueza de arañas en sistemas costeros de Tasmania. Estos autores encontraron que las trampas de caída reflejaban de manera más aproximada la riqueza total de especies en relación a otros métodos, colectando con aquellas 84 % de especies y 94 % de familias del total representado en la zona. En el caso de los carábidos, Skvarla y Dowling (2017) realizaron un estudio similar y, comparando distintos métodos de muestreo sobre distintos grupos de escarabajos, encontraron que las trampas pitfall fueron un método altamente efectivo, solas o en combinación con trampas Malaise.

Tradicionalmente, los carábidos han sido utilizados como indicadores de calidad ambiental, tanto de ambientes altamente conservados como de áreas con contaminación (Koivula, 2011). En este trabajo las cuatro morfoespecies destacadas como indicadoras se asociaron con el sistema agrícola-ganadero, ambiente de mayor grado de intervención antrópica (AG). Esta área está bajo una intensa acción de pastoreo intensivo de ganado en altas cargas, a la que se suma la perturbación de la actividad agrícola asociada al uso de insumos externos al sistema, particularmente fertilizantes y productos fitosanitarios. La presencia de estas morfoespecies de carábidos como indicadores de zonas perturbadas podría explicarse por una mayor tolerancia a las perturbaciones por intervención antrópica. Algunas especies de esta familia han sido citadas como especialistas de espacios abiertos o con vegetación alterada, lo que puede explicar su presencia en este tipo de ambientes (Niemelä, et al., 1993). Es posible, también, que pueda haber existido una atracción hacia la zona de cultivo por parte de los insectos fitófagos que constituyen sus presas. Este efecto ha sido verificado para predadores que se desplazan desde la vegetación circundante hacia el interior de los cultivos debido a la abundancia de presas (Bryan y Wratten, 1984).

Existen varios estudios que han demostrado el efecto negativo de las actividades antrópicas utilizando como

modelos los arácnidos en Uruguay. Entre ellos se destacan principalmente ambientes urbanos o ecosistemas nativos (Capocasale y Gudynas, 1993; Costa, et al., 1991; Pérez-Miles, et al., 1999). Aunque el uso de las arañas como bioindicadores de perturbación en sistemas agrícolas se ha evaluado en otros ambientes como el mediterráneo (Barriga, et al., 2010), los estudios acerca de esta temática en sistemas agrícolas de Uruguay son escasos, con algunas investigaciones realizadas en sistemas forestales (Simó, et al., 2011).

El hecho de que las arañas hayan sido los únicos organismos bioindicadores dentro de los arácnidos fue inesperado, teniendo en cuenta que este rol ha sido citado también para ácaros, escorpiones, opiliones y pseudoscorpiones (Gerlach, et al., 2013). Posiblemente, la similitud de la matriz general de vegetación de pastizal y la proporción de las formas de vida vegetales presentes en las áreas evaluadas hayan resultado en determinar ambientes muy similares para la expresión de estos otros cuatro grupos. Esta hipótesis podría estar sustentada en las observaciones de Hore y Uniyal (2008) quienes verificaron en cinco diferentes tipos de vegetación en India que la composición de especies de arañas fue menos variable en los sitios con una vegetación similar que entre sitios con vegetación contrastante.

El caso de las morfoespecies de arañas de las familias Pholcidae y Nemesiidae, que fueron detectadas como indicadora y detectora para CN, respectivamente, sugiere que tienen cierto grado de especificidad ambiental y poca tolerancia a cambios al asociarse con el ambiente de menor grado de intervención antrópica. Aunque las arañas de aquella familia suelen asociarse con ambientes antropizados, la presencia de algunas especies del género *Mesabolivar* se ha relacionado con determinadas estructuras vegetales o zonas húmedas o aleaños a cuerpos de agua que, en el caso del monte nativo, eran más frecuentes (Machado, et al., 2007; Machado, et al., 2013). Las arañas de la familia Nemesiidae, sin embargo, pueden haberse visto más afectadas por alteraciones ambientales como consecuencia de factores tales como su limitada capacidad de dispersión y su sensibilidad a cambios ambientales, características presentes, en general, en arañas migalomorfas (Ferreti, et al., 2014).

La caracterización de *Oxiopus* sp. como detectora en el campo ganadero (CG) podría estar explicada por su asociación con determinadas especies de la formación vegetal del sitio, como ha sido demostrado para algunas especies de la familia Oxyopidae, del género *Peucetia* (Vasconcellos-Neto, et al., 2007). A su vez, factores como la complejidad del paisaje y la presencia de rocas y otros posibles refugios podrían explicar el rol de detectoras de las morfoespecies de las familias Palpimanidae y Lycosidae. En el caso particular de esta última familia, la especie *Allocosa brasiliensis* ha sido sugerida como bioindicador de dunas costeras (Ghione, et al., 2013), por lo que es posible pensar en otras especies de Lycosidae como potenciales bioindicadoras. En contraste, la presencia de las arañas de la familia Theridiidae no es extraña en el sitio más antropizado (AG), debido a que las especies de esta familia son frecuentes en ambientes agrícolas (Alcayaga, et al., 2013).

Es importante destacar que los efectos de la intensificación en la riqueza de especies, cuando se comparan entre comunidades locales, muchas veces están afectados por la estructura del paisaje local (Duffey, 2012). La riqueza total de especies en los agroecosistemas a menudo está fuertemente influenciada por la proximidad de parches de vegetación nativa (semi-natural), como ha sido observado tanto para arañas (Hendrickx, et al., 2007) como para carábidos (Thomas y Marshall, 1999).

Al mismo tiempo, existen variaciones en la forma en que las diferentes especies reaccionan a las fuentes de recursos en ambientes contiguos como los cultivos agrícolas y las zonas herbáceas adyacentes (Fournier y Loreau, 1999).

De un modo general, independientemente de los factores del ambiente y de la biología de los predadores que intervienen en estas interrelaciones, cabe subrayar el rol beneficioso que cumplen estos organismos en el control de fitófagos plaga, por lo que la conservación de sus poblaciones debería ser el factor de prioridad en los agroecosistemas (Bolduc, et al., 2005). Por este motivo, además del rol que puedan desempeñar como indicadores, resultaría de gran interés estudiar de forma complementaria su función como enemigos naturales de las poblaciones de determinadas plagas de interés particular.

Considerando el rol de los carábidos y arácnidos en la disminución de las poblaciones de artrópodos nocivos para los ambientes productivos, su potencial como bioindicadores de la intensificación ambiental y las ventajas comparativas que presentan en relación a otros grupos de organismos utilizados (por ejemplo, vertebrados), es esperable que estos resultados contribuyan a la incorporación de estos artrópodos en programas de monitoreo del grado de disturbio en distintos ambientes, que en Uruguay aún son poco utilizados.

Reconocimientos

A los Sres. Walter Branaa, Fernando Ramos, Mario Cardoso, Ing. Agr. Agustín Piñeyría, por haber permitido el acceso a los sitios de estudio. Al Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA-Uruguay), por el financiamiento del Proyecto FPTA N° 312 en el marco de la Convocatoria 2012. Al Mag. Alvaro Laborda y al Dr. Fernando Pérez, de Facultad de Ciencias, por su colaboración en la identificación de las arañas. Al Dr. Enrique Morelli, de Facultad de Ciencias, por su apoyo en la identificación de Coleoptera.

Referencias

- Alcayaga, O.E., Pizarro-Araya, J., Alfaro F.M. y Cepeda-Pizarro, J., 2013. Arañas (Arachnida, Araneae) asociadas a agroecosistemas en el Valle de Elqui (Región de Coquimbo, Chile). En: *Revista Colombiana de Entomología*, 39, pp.150-154.
- Barriga, J.C., Lassaletta, L. y Moreno, A.G., 2010. Ground-living spider assemblages from Mediterranean habitats under different management conditions. En: *The Journal of Arachnology*, 38, pp.258-269.
- Benamú, M. A., 2007. Clave para la determinación de algunas familias de arañas (Araneae, Araneomorphae) del Uruguay. En: *Boletín Sociedad Zoológica del Uruguay*, 1, pp.1-19.
- Bolduc, E., Buddle, C.M., Bostanian, N.J. y Vincent, C., 2005. Ground-dwelling spider fauna (Araneae) of two vineyards in Southern Quebec. En: *Environmental Entomology*, 34(3), pp.635-645.
- Braun-Blanquet, J. 1979. Fitosociología. *Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid: Blume.
- Brennan, K.E.C., Majer, J.D. y Reygaert, N., 1999. Determination of an optimal pitfall trap size for sampling spiders in a western australian jarrah forest. En: *Journal of Insect Conservation*, 3, pp.297-307.

- Brennan, K.E.C., Majer, J.D. y Moir, M.L., 2005. Refining sampling protocols for inventorying invertebrate biodiversity: influence of drift-fence length and pitfall trap diameter on spiders. En: *The Journal of Arachnology*, 33, pp.681-702.
- Bryan, K.M. y Wratten, S.D., 1984. The responses of polyphagous predators to prey spatial heterogeneity: aggregation by carabid and staphylinid beetles to their cereal aphid prey. En: *Ecological Entomology*, 9, pp.251-259.
- Buddle, C.M. y Hammond, H.E.J., 2003. Comparison of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) collected in pan and pitfall traps. En: *The Canadian Entomologist*, 135, pp.609-611.
- Bury, R.B. y Corn, P.S., 1987. Evaluation of pitfall trapping in northwestern forests: Trap arrays with drift fences. En: *Journal of Wildlife Management*, 51, pp.112-119.
- Cameron, K.H. y Leather, S.R., 2012. How good are carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of invertebrate abundances and order richness? En: *Biodiversity and Conservation*, 21, pp.763-779.
- Capocasale, R.M. y Gudynas, E., 1993. La fauna de opiliones (Arachnida) del criptozoos de Sierra de las Ánimas (Uruguay). En: *Aracnología*, 19/20, pp.1-15.
- Cardinale, B. J., Duffy, E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D. y Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. En: *Nature*, 486(7401), pp.59-67.
- Collins, J.A., Jennings, D.T. y Forsute Jr. H.Y., 1996. Effects of cultural practices on the spiders (Araneae) fauna of Lowbush Blueberry fields in Washington County, Maine. En: *The Journal of Arachnology*, 24, pp.43-57.
- Costa, F.G., Pérez-Miles, F., Gudynas, E., Prandi, L. y Capocasale, R.M., 1991. Ecología de los arácnidos criptozoicos, excepto ácaros, de Sierra de las Ánimas (Uruguay). Ordenes y familias. En: *Aracnología*, 13/15, pp.1-41.
- Curtis, D., 1980. Pitfalls in spider community studies (Arachnida, Araneae). En: *The Journal of Arachnology*, 8, pp.271-280.
- Chen, K-C., Tso, I-M., 2004. Spider diversity on Orchid Island, Taiwan: A comparison between habitats receiving different degrees of human disturbance. En: *Zoological Studies*, 43(3), pp.598-611.
- Churchill, T.B. y Arthur, J.M., 1999. Measuring Spider Richness: Effects of Different Sampling Methods and Spatial and Temporal Scales. En: *Journal of Insect Conservation*, 3, pp.287-295.
- DINAMA, 2010. *IV Informe nacional al convenio sobre la diversidad biológica*. Montevideo: DINAMA.
- Duelli, P. y Obrist, M.K., 1998. In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. En: *Biodiversity and Conservation*, 7, pp.297-309.
- Duelli, P. y Obrist, M.K., 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. En: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, pp.87-98.
- Duffey, E., 2012. Spider Populations and Their Response to Different Habitat Types. En: *Arachnology*, 15, pp.213-222.
- Dufréne, M. y Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. En: *Ecological Monographs*, 67, pp.345-366.
- Ferretti, N., González, A., Pérez-Miles, F., 2014. Identification of priority areas for conservation in Argentina: quantitative biogeography insights from mygalomorph spiders (Araneae: Mygalomorphae). En: *Journal of Insect Conservation*, 18, pp.1087-1096.
- Fournier, E. y Loreau, M., 1999. Effects of new planted hedges on ground-beetle diversity (Coleoptera, Carabidae) in an agricultural landscape. En: *Ecography*, 22, pp.87-97.
- Gaspar, C., Gaston, K.J. y Borges, P.A.V., 2010. Arthropods as surrogates of diversity at different scales. En: *Biological Conservation*, 143, pp.1287-1294.
- Gerlach, J., Samways, M. y Pryke, J., 2013. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. En: *Journal of Insect Conservation*, 17, pp.831-850.
- Ghione, S., Simó, M., Aisenberg, A. y Costa, F.G., 2013. *Allocosa brasiliensis* (Araneae, Lycosidae) as a bioindicator of coastal sand dunes in Uruguay. En: *Arachnology*, 16, pp.94-98.
- Hendrickx, F., Maelfait, J-P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V. y Bugter, R., 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. En: *Journal of Applied Ecology*, 44, pp.340-351.
- Holopainen, J. K., 1992. Catch and sex ratio of Carabidae (Coleoptera) in pitfall traps filled with ethylene glycol or water. En: *Pedobiologia*, 36, pp.257-261.
- Hore, U. y Uniyal, V.P., 2008. Diversity and composition of spider assemblages in five vegetation types of the Terai Conservation Area, India. En: *The Journal of Arachnology*, 36, pp.251-258.
- Jud, P. y Schmidt-Entling, M.H., 2008. Fluid type, dilution, and bitter agent influence spider preservation in pitfall traps. En: *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 129, pp.356-359.
- Koivula, M.J., 2011. Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. En: *Zookeys*, 100, pp.287-317.
- Kremen, C., Colwell, R.K., Erwin, T.L., Murphy, D.D., Noss, R.F. y Sanjayan, M.A., 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. En: *Conservation Biology*, 7, pp.796-808.
- Lange, M., Gossner, M.M. y Weisser, W.W., 2011. Effect of pitfall trap type and diameter on vertebrate by-catches and ground beetle (Coleoptera: Carabidae) and spider (Araneae) sampling. En: *Methods in Ecology and Evolution*, 2, pp.185-190.
- Machado, E.O., Laborda, A., Simó, M. y Brescovit, A.D., 2013. Contributions to the taxonomy and distribution of the genus *Mesabolivar* in southern South America (Araneae: Pholcidae). En: *Zootaxa*, 3682, pp.401-11.
- Machado, E.O., Brescovit, A.D., Candiani, D.F. y Huber, B.A., 2007. Three new species of *Mesabolivar* (Araneae, Pholcidae) from leaf litter in urban environments in the city of São Paulo, São Paulo, Brazil. En: *Iheringia Série Zoologia*, 97, pp.168-176.
- Matteucci, S. D. y Colma, A., 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación*. Washington: Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos. (Serie Biología, Monografía 22).
- Moreno, C.E., 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza: M&T. (Manuales y Tesis SEA, vol. 1).

- MVOTMA, 2015. ¿Qué es el SNAP? [En línea]. Montevideo: MVOTMA. [Consulta 16 de junio de 2017]. Disponible en: <http://www.mvotma.gub.uy/que-es-snap.html>
- Naeem, S., Chapin, F.S., Costanza, R., Ehrlich, P.R., Golley, F.B., Hooper, D.U., Lawton, J.H., O'Neill, R.V., Mooney, H.A., Sala, O.E., Symstad, A.J. y Tilman, D., 1999. Biodiversity and ecosystem functioning: maintaining natural life support processes. En: *Issues in Ecology*, 4, pp.1-12.
- Niemi, G.J. y McDonald, M.E., 2004. Application of ecological indicators. En: *Annual Reviews in Ecology Evolution and Systematics*, 35, pp.89-111.
- Niemelä, J., Langor, D. y Spence, J.R., 1993. Effects of clear-cut harvesting on boreal ground-beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in Western Canada. En: *Conservation Biology*, 7, pp.551-561.
- Pekár, S., 2002. Differential effects of formaldehyde concentration and detergent on the catching efficiency of surface active arthropods by pitfall traps. En: *Pedobiologia* (Jena), 46, pp.539-547.
- Pérez-Miles, F., Simó, M., Toscano-Gadea, C. y Useta, G., 1999. La comunidad de Araneae criptozoicas del Cerro de Montevideo, Uruguay: un ambiente rodeado por urbanización. En: *Physis*, Sección C, 57, pp.73-87.
- R Core Team, 2016. R: *A language and environment for statistical computing* [En línea]. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. [Consulta: 8 de marzo de 2017]. Disponible en: <https://www.R-project.org/>.
- Rainio, J. y Niemelä, J., 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. En: *Biodiversity and Conservation*, 12, pp.487-506.
- Reichardt, H., 1977. A synopsis of the genera of Neotropical Carabidae (Insecta: Coleoptera). En: *Quaestiones Entomologicae*, 13, pp.346-493.
- Ribera, I. y Foster, G., 1997. El uso de artrópodos como indicadores biológicos. En: *Boletín S.E.A.*, 20, pp.265-276.
- Rocha, J.R.M. da, Almeida, J.R., Lins, G.A. y Durval, A., 2010. Insects as indicators of environmental changing and pollution: a review of appropriate species and their monitoring. En: *Holos Environment*, 10, pp.250-262.
- Sauberer, N., Zulka, K.P., Abensperg-Traun, M., Berg, H.-M., Bieringer, G., Milasowszky, N., Moser, D., Plutzer, C., Pollheimer, M., Storch, C., Tröstl, R., Zechmeister, H. y Grabherr, G., 2004. Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. En: *Biological Conservation*, 117, pp.181-190.
- Schirmel, J., Lenze, S., Katzmann, D. y Buchholz, S., 2010. Capture efficiency of pitfall traps is highly affected by sampling interval. En: *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 136, pp.206-210.
- Schmidt, M.H., Clough, Y., Schulz, W., Westphalen, A. y Tschardtke, T., 2006. Capture efficiency and preservation attributes of different fluids in pitfall traps. En: *The Journal of Arachnology*, 34, pp.159-162.
- Schmidt, M.H., Roschewitz, I., Thies, C. y Tschardtke, T., 2005. Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. En: *Journal of Applied Ecology*, 42, pp.281-287.
- Schowalter, T.D., 2006. *Insect ecology: an ecosystem approach*. New York: Elsevier.
- Simó, M., Laborda, A., Jorge, C. y Castro, M., 2011. Las arañas en agroecosistemas, bioindicadores terrestres de calidad ambiental. En: *INNOTEC*, 6, pp.51-55.
- Skvarla, M.J. y Dowling, A.P.G., 2017. A comparison of trapping techniques (Coleoptera: Carabidae, Buprestidae, Cerambycidae, and Curculionoidea excluding Scolytinae). En: *Journal of Insect Science*, 17(1), pp.1-28.
- Thomas, C.F.G. y Marshall, E.J.P., 1999. Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. En: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 72, pp.131-144.
- Tonelli, M., Verdú, J.R. y Zunino, M.E., 2017. Effects of grazing intensity and the use of veterinary medical products on dung beetle biodiversity in the sub-mountainous landscape of Central Italy. En: *PeerJ*, 5, pp.e2780.
- Vasconcellos-Neto, J., Romero, G.Q., Santos, A.J. y Dippenaar-Schoeman, A.S., 2007. Associations of spiders of the genus *Peucezia* (Oxyopidae) with plants bearing glandular hairs. En: *Biotropica*, 39, pp.221-226.
- Weeks, R.D. y McIntyre, N.E., 1997. A comparison of live versus kill pitfall trapping techniques using various killing agents. En: *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 82, pp.267-273.
- Winder, L., Holland, J.M., Perry, J.N., Woolley, C. y Alexander C. J., 2001. The use of barrier-connected pitfall trapping for sampling predatory beetles and spiders. En: *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 98, pp.249-258.
- Work, T.T., Buddle, C.M., Korinus, L.M. y Spence, J.R., 2002. Pitfall trap size and capture of three taxa of litter-dwelling arthropods: implications for diversity studies. En: *Environmental Entomology*, 31(3), pp.438-448.

Producciones de sentido en torno a la exposición a agroquímicos. El caso de la ciudad de Young

Productions of sense on agrochemicals exposure. The case of Young city

Rodríguez González, Nicolás (1); Heinzen Cesio, Jimena (2).

(1) Instituto de Psicología Social, Polo de Salud Comunitaria, Centro Universitario Regional Litoral Norte, Universidad de la República (UdelaR), Uruguay.

(2) Red de Atención Primaria, Administración de los Servicios de Salud del Estado (RAP-ASSE), Uruguay.

Contacto: nicolasr@psico.edu.uy

RECIBIDO: 23/3/2017 – APROBADO: 17/6/2017

Resumen

En los últimos años Uruguay ha presentado un aumento sostenido de la producción agrícola y el uso intensivo de agroquímicos. Este nuevo escenario ha generado incertidumbres y preocupación en las comunidades expuestas a estas sustancias químicas. En este trabajo se presentan parte de los resultados de una investigación realizada en la ciudad de Young, Río Negro, Uruguay. Específicamente, se describe y analiza el modo en que la comunidad delimitó la problemática ambiental, sus sentidos sobre el territorio y los conflictos derivados de la producción agrícola extensiva. Desde un enfoque cualitativo de investigación se instrumentaron cuatro mapeos de actores sociales y cinco cartografías sociales. En ellos participaron integrantes de la comunidad, autoridades gubernamentales y actores productivos de la ciudad. Entre los resultados se destaca que la ubicación del actor en el proceso productivo condiciona las producciones de sentido en torno a los agroquímicos. Entre esos sentidos se privilegia la exposición a estas sustancias y otra serie de aspectos que son parte de la agricultura extensiva. La reproducción cotidiana de la vida aparece como uno de los condicionantes tanto de la producción subjetiva como de las posibilidades para transformar las situaciones de vulnerabilidad identificadas.

Palabras clave: Plaguicidas, percepción social, comunidad.

Abstract

Uruguay has shown an increase in agricultural production and in agrochemical use over the last few years. Communities exposed to these substances have expressed concerns and doubts about these transformations. In this article part of the results of an investigation developed in Young city, Río Negro, Uruguay, are introduced. The main purpose of this paper is to describe and analyze how ambiental problems were delimited by community members, senses about territory, and conflicts over extensive agricultural production. From a qualitative approach, four social actor maps and five social cartographies were conducted. Members of community, statal authorities and actors related to agricultural production participated in these activities. The position of actors in the productive process influences productions of sense about agrochemicals. Those senses highlight exposition to this substances and other elements that take part on extensive agriculture. Subjective production and the possibilities of transforming vulnerabilities identified appear to be conditioned by reproduction of daily life.

Keywords: Pesticides, social perceptions, community.

Introducción

Desde hace más de una década los países del cono sur tuvieron una serie de transformaciones económicas que modificaron ciertos aspectos de su matriz productiva. La producción agrícola fue una de ellas, pues se orientó fuertemente a la generación de materias primas para su exportación (Oyhancabal y Narbono, 2009; Almeyra, et al., 2014). Estos procesos hicieron que ciertos espacios geográficos se conformaran como agrociudades, es decir, como entornos urbanos que ofician de soporte logístico, administrativo y financiero de la actividad agrícola (Hernández, et al., 2012). El avance del agrocapitalismo o

agronegocio y sus cambios en los modos de producir (Morina y Cacace, 2013) motivaron la preocupación y movilización de distintos colectivos de la región –Brasil, Paraguay, Argentina y Uruguay–, en particular por sus posibles repercusiones en la salud de las poblaciones (Martínez, et al., 2006; Rulli, 2009; Palau, 2015; Abbate, et al., 2015; ABRASCO, 2015). Uno de los temas centrales es el uso intensivo de plaguicidas y agroquímicos. Estos productos adquieren distintas denominaciones de acuerdo al enfoque técnico-político del tema: agroquímicos, agrotóxicos, plaguicidas, pesticidas, etcétera (Peres y Moreira, 2003). Las comunidades y colectivos sociales también los denominan de distinto modo de acuerdo a sus

experiencias específicas: remedio, veneno, químicos, etcétera (Castro y Confalonieri, 2005; Gutiérrez-Strauss, et al., 2013; Vargas Trejos, 2015). A los efectos de este trabajo se utilizará el término agroquímicos, porque aunque no se desconoce su toxicidad humana y ambiental, se entiende que esta depende de sus condiciones de uso, lo cual es un elemento que está estrechamente ligado al modelo productivo dominante (Rodríguez, 2017). La producción de mercancías ante cualquier otro objetivo es una de las transformaciones que el agronegocio introdujo en el espacio rural latinoamericano (Mançano, 2013; Almeyra, et al., 2014). En este contexto, el uso intensivo de agroquímicos es una de las estrategias utilizadas para maximizar los resultados productivos y económicos, más allá de los riesgos y vulnerabilidades para la salud humana que han sido identificados (Ritter, et al., 2006; Alavanja y Bonner, 2012; Ye, et al., 2013; Blair, et al., 2014; ABRASCO, 2015).

En Uruguay, a pesar de la existencia de marcos normativos que regulan la utilización de estas tecnologías (Neme, et al., 2010), la expansión de la frontera agrícola a zonas eminentemente urbanas movilizó acciones de distintas comunidades, principalmente por sus posibles impactos sanitarios y ambientales (Martínez, et al., 2006; Ríos, et al., 2010; Abbate, et al., 2015). Este fue el caso de un colectivo de la ciudad de Young, Río Negro, Uruguay, que en 2012 transmitió a un equipo de investigadores de la Universidad de la República (Udelar) ciertas inquietudes vinculadas al tema. Gracias a una primera aproximación a la problemática, se acordó con integrantes de la comunidad la necesidad de avanzar en el diseño de un monitoreo ambiental y laboral en el territorio. Para tal fin se diseñó la investigación «Salud laboral y ambiental en torno a la utilización de agroquímicos en la ciudad de Young: estrategias de monitoreo participativo», que tuvo el cometido de conocer el estado de situación en cuanto a la utilización de agroquímicos, los procesos peligrosos para la salud y la generación de instrumentos que permitieran registrar, controlar y eventualmente eliminar o paliar sus efectos. Desde una perspectiva de salud colectiva, la investigación se orientó a democratizar el saber científico con respecto al tema agroquímicos, así como a socializar los resultados de la situación de la ciudad de Young, la producción dominante y los procesos peligrosos para la salud (Abbate, et al., 2015). El análisis de las vulnerabilidades para la salud fueron considerados en sus dimensiones individuales (los tipos de exposición y las sustancias predominantes), colectivas (las formas de producción, el hábitat y el uso del espacio público, la producción social de sentido), y contextuales o programáticas (sistema de salud, campañas educativas, normativas) (Ayes, et al., 2009). En este trabajo se presenta lo referido a la primera parte de la investigación, que estuvo dirigida a conocer a los actores de la ciudad y los sentidos que producen sobre los agroquímicos y sus vulnerabilidades ambientales y sanitarias. Específicamente, se describe y analiza el modo en que la comunidad delimitó la problemática, sus sentidos y significaciones sobre el territorio, y los conflictos derivados de la producción agrícola extensiva.

La consideración del territorio como construcción social del espacio geográfico (Mançano, 2013) implicó reconocer y estudiar las producciones de sentido que los sujetos crean en torno a las relaciones materiales que en ese espacio se establecen. Estas no necesariamente se rigen por criterios de verdad ni de científicidad. Las producciones de sentido son el resultado de la capacidad creativa de los sujetos, que en el campo de lo histórico social se denomina como imaginario social (Castoriadis, 2013). Esas producciones emergen de

las relaciones de poder que acontecen en cierto contexto histórico y geográfico. Cuando esas producciones de sentido tienden a lo establecido y lo conservador son el resultado del imaginario social instituido; mientras que cuando lo hacen en un sentido crítico y transformador son el producto del imaginario social instituyente (Reygadas, 1998; Fernández, 2007). Su diferencia radica no en un criterio axiológico, sino en los modos en que los sujetos significan la realidad en un contexto social específico. En la investigación que se desarrolla en este trabajo fueron consideradas las significaciones sociales producidas sobre la exposición colectiva y comunitaria a los agroquímicos. Se partió de entender al territorio como habitáculo de significaciones diversas, donde sus múltiples actores producen relatos, vivencias y opiniones de distinto tipo. Concebir a las producciones de sentido desde lo múltiple y no desde lo uno supuso resignarse a la generación de explicaciones totalizadoras y a concebir las creaciones colectivas de significados como partes entre las partes (Guattari, 1996; Álvarez, 2014). Por ende, cuando se refiere a la comunidad de Young, no se la concibe como algo homogéneo, único y exento de conflictos, sino como algo diverso y que produce distintas construcciones sobre el mismo espacio geográfico.

Los estudios sobre las relaciones entre producción de subjetividad y exposición laboral y comunitaria a los agroquímicos se han multiplicado desde 1990 a nuestros días. Utilizando distintas categorías teóricas para referirse a lo subjetivo –percepción social, creencias, representaciones sociales–, durante 30 años y con distintas intensidades se han investigado las creaciones sociales de productores, trabajadores rurales y comunidades (Rodríguez, 2017). Estas investigaciones se dedicaron mayoritariamente a los actores directamente vinculados con lo productivo, es decir, agricultores y trabajadores, y son relativamente escasos los trabajos que abordan comunidades con múltiples actores (Ríos-González, et al., 2013). Entre estos últimos se destacan los trabajos de Arellano et al. (2009) en dos territorios del Bajo California, México, donde las diferencias en la percepción de riesgos para la salud estuvieron condicionadas por el lugar geográfico y sus trayectorias productivas, y por el nivel de escolaridad de los participantes del estudio. La investigación de Barraza et al. (2011) en plantaciones de banana en Costa Rica es otro antecedente en este sentido; los autores señalan que las diferencias en la percepción de riesgo están condicionadas por el modelo productivo implementado en la zona (producción familiar o cultivos extensivos), la posición del sujeto en el proceso agrícola y su condición de género. Un estudio posterior de Ríos-González et al., (2013) en el sur de México reafirma la relación entre percepción del riesgo en torno a los agroquímicos y la ubicación del actor en el proceso productivo. Estos antecedentes permiten observar las complejidades involucradas en el estudio de las producciones colectivas de sentido y los múltiples elementos que las condicionan. Elucidar estos elementos en la agrociedad de Young fue parte de los propósitos de esta investigación.

Materiales y Métodos

Para poder realizar una primera caracterización del estado de situación en torno a la utilización de agroquímicos fue necesario delimitar el área y la población que formaría parte del estudio. El área se definió con un criterio de densidad poblacional y quedó limitada a la ciudad de Young y su en-

torno geográfico (15 km). Según datos del Censo Nacional (INE, 2011), allí residen 16.756 personas. El trabajo que se presenta puede caracterizarse como un estudio de caso, dado que se tomó un caso particular, la comunidad de la ciudad de Young y su entorno geográfico, con el objetivo de alcanzar una comprensión integral del problema de investigación. Los estudios de casos permiten producir conocimiento novedoso a partir de una delimitación teórica de la situación y sus posibilidades de generalización analítica a otros contextos. En cuanto al diseño, los estudios de casos han sido caracterizados con cierta independencia de las clasificaciones tradicionales de diseños experimentales/ no experimentales o diseños cuantitativos/ cualitativos/ mixtos. Este tipo de investigación puede utilizar herramientas cuantitativas, cualitativas o mixtas, así como incluir experimentos o bien ser observacionales, dado que lo que los define es la selección de una o varias unidades que serán analizadas en profundidad para lograr responder al problema propuesto (Stake, 1999; Vasilachis, 2007).

En esta investigación se realizó un muestreo intencional teórico (Vasilachis, 2007) o de casos-tipo (Hernández, et al., 2006), donde el criterio de selección de las personas estuvo dado por su condición de informantes clave o *conocedores* de los temas de interés (Montero, 2006). En tanto se pretendió comprender las producciones de sentido sobre el territorio y las problemáticas derivadas de la utilización de agroquímicos, la muestra integró a jóvenes y adultos de la ciudad de Young que tuvieran algún tipo de interés en conocer el estado de situación en relación a estas sustancias químicas, y que procedieran de distintos estratos y ámbitos sociales: trabajadores rurales, autoridades nacionales y municipales, empresarios/as, técnicos/as e integrantes de organizaciones sociales. Así, la muestra quedó conformada por aquellas personas que participaron de las distintas instancias de investigación. Este muestreo de tipo cualitativo estuvo dirigido a conocer en profundidad el modo en que esta diversidad de actores concebían la situación de los agroquímicos y los procesos de salud-enfermedad en el territorio. Como se desarrolló previamente, los estudios de casos buscan comprender un fenómeno en profundidad, lo que implica conocer el problema en sus particularidades y singularidades. Las generalizaciones a otros escenarios se pueden realizar en términos analíticos, pero no es un objetivo de este tipo de diseños (Vasilachis, 2007).

Para la aplicación de técnicas cualitativas se definieron categorías operacionales a partir de las cuales se realizó la recolección de datos. Estas categorías son elaboradas a priori con el objetivo de aproximarse al objeto de la investigación y son desarrolladas específicamente para la observación de un determinado objeto de estudio (Minayo, 2009). A partir de ellas se realiza un primer nivel de análisis descriptivo; en este estudio se definieron las siguientes: a) actores presentes en la ciudad y afinidad con la temática; b) conflictos ambientales en el territorio; c) exposición a agroquímicos y poblaciones vulnerables, y d) problemas derivados de la aplicación de agroquímicos. A partir de estas categorías operacionales (Minayo, 2009) se relevaron las producciones de sentido colectivas en torno a las vulnerabilidades derivadas de la utilización intensiva de agroquímicos.

En cuanto al diseño, se realizó un estudio transversal de características exploratorias, dado que no se identificaron antecedentes nacionales de investigaciones participativas que abordaran esta temática. Para cumplir los objetivos

propuestos en esta etapa de la investigación se optó por técnicas provenientes de los enfoques cualitativos de investigación (Hernández, et al., 2006; Vasilachis, 2007; Minayo, 2009). En particular se privilegiaron dos técnicas grupales de investigación: los mapeos de actores sociales (Blanco, 2010) y las cartografías sociales (De Castro, 1997).

La técnica de mapeo de actores sociales permite identificar, caracterizar y categorizar a las instituciones, organizaciones o personas particulares que están presentes o que inciden en una zona, en forma directa o indirecta. Los actores sociales pueden definirse como todos aquellos colectivos con capacidad de construcción de la realidad social y del territorio (Blanco, 2010). Esta técnica se aplicó en la primera etapa de la investigación y buscó cumplir con dos objetivos: por un lado, dar difusión al proyecto de investigación y sus objetivos principales, y por otro, identificar actores afines al desarrollo del proyecto, así como posibles amenazas u obstáculos. Se trata de una técnica participativa en la que se parte de un diagrama en blanco en el que se ubica a nivel central el objetivo de la investigación, posteriormente se dibujan tres círculos concéntricos a partir del objetivo. Desde el equipo de investigación se explicó la consigna a los participantes, que consistió en identificar actores sociales de la ciudad y situarlos en función de su cercanía o lejanía con el tema en alguno de los tres círculos. Los actores institucionales fueron representados con un cuadrado, las organizaciones sociales con círculos y los sectores empresariales con triángulos. Posteriormente, se identificó la afinidad con el tema según una escala: muy afin ++, afin +, regular +/-, distante -, muy distante -. También se solicitó definir el nivel de «poder» en relación a la temática de cada actor, en este caso se resaltaba el actor en función del poder: poco poder un solo margen, moderado poder dos márgenes y mucho poder tres márgenes (Villasante y Gutiérrez, 2007; Rance y Tellería, 2003). Esto permitió reconocer a personas, grupos e instituciones, y establecer su afinidad con la temática de estudio, así como su nivel de injerencia o poder de intervención, según los participantes de los talleres de investigación (Blanco, 2010). Se realizaron un total de cuatro mapeos de actores sociales, tres de ellos en ámbitos que ya existían en la comunidad de Young y otro convocado por el equipo de investigación: Comisión Pro Universidad de Young, Mesa de Desarrollo Rural, Mesa de Articulación de Políticas Sociales y actores vinculados al sistema local de salud. Simultáneamente a la discusión y representación gráfica del mapa se completó una planilla en la que se registró: actor social, área de influencia, participantes, afinidad con el tema, conflictos y observaciones que surgían de la discusión entre los participantes en torno al actor social. A partir de un primer nivel de análisis de los resultados obtenidos se definieron grupos con los cuales instrumentar las cartografías sociales.

El objetivo de las cartografías fue comprender las producciones de sentido de la comunidad en torno al territorio, los conflictos ambientales y las poblaciones vulnerables. La cartografía es una técnica participativa en la que, a través de mapas y preguntas orientadoras, los participantes identifican distintos espacios de relevancia según la temática en cuestión (De Castro, 1997). En el caso de la investigación que se presenta las cartografías sociales buscaron cumplir con el objetivo de reconocer espacialmente la distribución y desarrollo de la producción local y su relación con el hábitat, así como guiar la toma de muestras para el «monitoreo químico» de agroquímicos en aguas y colmenas. Para la ins-

trumentación de esta técnica se partió de un mapa en blanco de la zona delimitada con escasas referencias que permiten ubicar a los participantes en el espacio geográfico. A través de íconos que representaban distintos procesos productivos (por ejemplo, ganadería, forestación, agricultura), elementos vinculados a la producción (por ejemplo, silos, camiones, envases de agroquímicos) y marcadores de colores, se invitó a los participantes a colocarlos en el mapa o bien a dibujar elementos que no habían sido considerados. Asimismo, para favorecer el intercambio en torno al espacio geográfico se propusieron tres preguntas disparadoras: 1) ¿dónde se encuentran los conflictos o problemas vinculados a las formas del sistema productivo?, ¿de qué tipo son?; 2) ¿existen poblaciones vulnerables en torno a las áreas de conflicto?, por ejemplo, referidas a fumigaciones con agroquímicos: escuelas, poblaciones rurales, etcétera; 3) ¿existen zonas problemáticas en cuanto al desecho de agroquímicos?, por ejemplo, por lavado de maquinaria agrícola o descarte de envases en zonas no adecuadas.

Se realizaron cinco talleres utilizando la cartografía social como técnica: colectivo de profesionales y docentes nucleados en la Comisión Pro Universidad de Young, apicultores que integraban una cooperativa de producción, estudiantes de secundaria y de enseñanza técnica, y población en general. En ambas técnicas de investigación colectiva el equipo interdisciplinario moderó los intercambios e interrogó sobre los elementos que no quedaban expresados de forma clara o que era necesario profundizar. Todas las instancias se registraron con audio digital y su contenido fue transcrito.

Entre 100 y 150 personas formaron parte del proceso de investigación y colaboraron alrededor de 35 organizaciones de distinto tipo: empresariales, sociales, educativas, etcétera. El procesamiento del material emergente se realizó *in situ* durante el proceso de investigación, para poder identificar la saturación de información o de categorías (Hernández, et al., 2006; Vasilachis, 2007), es decir, se observó cuándo la técnica no aportaba nuevos elementos o información adicional a la ya recabada. Para ese procesamiento se realizó un análisis de contenido donde se identificaron los *núcleos de sentido* del material cualitativo y se construyeron categorías analíticas para comprender el fenómeno de estudio (Minayo, 2009). Las categorías analíticas o empíricas permiten profundizar en la comprensión del objeto de estudio, surgen de la realidad empírica observada, como su nombre lo indica, y son, por tanto, elaboraciones de los investigadores en la búsqueda de aprehender y comprender el problema de investigación (Minayo, 2009). Estas categorías permitieron construir una tipología de los actores de la ciudad, identificar el vínculo con la temática de los agroquímicos, observar las producciones de sentido ambientales y sanitarias, y delimitar los elementos relacionales para el diseño de un monitoreo participativo. Durante todo el proceso de investigación se respetó la normativa regulada en el Decreto 379/008 (Uruguay, 2008) sobre investigación con seres humanos. A tales efectos los participantes firmaron un consentimiento informado que detallaba los objetivos del estudio, la garantía de resguardo de su confidencialidad, la posibilidad de participar voluntariamente así como de retirarse si lo consideraban oportuno, y los contactos de los responsables de la investigación. El proyecto en su totalidad fue evaluado y aprobado para su implementación por el Comité de Ética de la Investigación de la Facultad de Psicología de la Universidad de la República (Exp. N° 191130-000695-12).

Resultados

Por un lado, para la presentación de los resultados obtenidos se desarrolla en esta sección lo que surgió de los mapeos de actores sociales, ya que este nivel de resultados hacen a la aproximación inicial a la problemática. En particular, se describen cuáles son los actores y sus posibilidades de injerencia en la temática propuesta por este proyecto. Por otro lado, se detalla lo emergente de las cartografías sociales en tanto esto constituye otro nivel de resultados, más específicos, sobre las situaciones de vulnerabilidad y los conflictos vinculados con la utilización de agroquímicos. De este modo, primero se exponen los actores, su nivel de poder en la comunidad y la afinidad o no con la temática de estudio, y posteriormente se presentan las producciones de sentido vinculadas con las dimensiones urbanas de la producción agrícola, las significaciones sobre la producción rural, las poblaciones vulnerables identificadas por la comunidad de Young, las implicaciones de los vínculos interpersonales en el territorio, y las distintas interrogantes que se presentaron durante la ejecución de esta investigación. Se enfatizan los resultados en sus aspectos descriptivos, pues más adelante se discuten y analizan críticamente a la luz del conocimiento social disponible.

Agroquímicos, actores y poder

En cuanto a los actores colectivos que tenían algún nivel de vinculación con el tema agroquímicos, se logró diferenciar instituciones gubernamentales de organizaciones sociales y organizaciones empresariales. Los trabajadores rurales y el personal de salud aparecieron como actores específicos, independientes de las organizaciones o instituciones que los nuclean (Mapeo N° 4; los mapeos de actores y las cartografías sociales fueron numeradas en el orden cronológico en que fueron realizados para resguardar la confidencialidad de los informantes). Sobre la afinidad de los actores identificados con el análisis de la situación de los agroquímicos, son diversas las asignaciones o adjudicaciones de responsabilidad o sensibilidad en cuanto al tema. En las instituciones gubernamentales se observan afinidades, pero con expresión a nivel territorial-local, lo cual no siempre se corresponde con las directrices nacionales. Entre los actores locales afines se identifica al Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, la Administración de Servicios de Salud del Estado y la Administración Nacional de Educación Pública. El municipio de Young es identificado como un actor afín a la investigación pero con limitaciones en relación con la Intendencia de Río Negro, de la cual depende. Al conjunto de actores gubernamentales se lo señala con injerencia en el tema por su comunicación y legitimación a nivel de la población (Mapeo N° 1).

Con respecto a las organizaciones empresariales, se menciona a una diversidad de empresas con distintos cometidos en lo que refiere a la producción agrícola. En los mapeos se las reconoce con poder económico y político, en particular porque algunas de ellas son multinacionales del agronegocio (Mapeo N° 1). En relación a la afinidad con el tema, los actores extra-productivos manifiestan que las empresas no serían afines a investigar la situación de los agroquímicos, e inclusive se expresaron reparos al momento de nombrarlas, por el poder y control que tienen sobre el territorio (Mapeo N° 4). Los actores productivos sí se autoidentifican como afines a investigar el tema, pero la afinidad se concentra principalmente en los productos que se utilizan y en sus posibles impactos

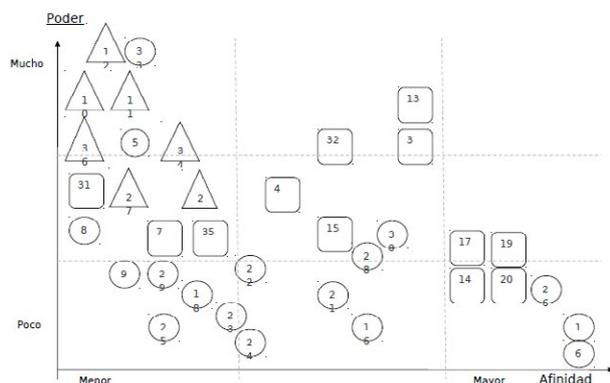


Figura 1. Esquema gráfico de mapeo de actores sociales N° 1. Elaborado por Andrés Fonsalía.

en la producción (Mapeo N° 2). Este elemento aparece como transversal a los pequeños y grandes productores.

Finalmente, las organizaciones sociales de corte popular fueron identificadas como afines a la temática pero con escasa injerencia en su transformación concreta. Entre ellas, se menciona a las organizaciones de usuarios de la salud, los grupos ecologistas y a los trabajadores organizados. Se señala que el tema tiene un tiempo de discusión en la ciudad pero que el debate se ha dado de forma fragmentaria (Mapeo N° 3). A los trabajadores rurales se los identifica como afines con la temática pero con escasa capacidad de colaboración, en particular por el riesgo de perder su empleo (Mapeo N° 4). Por su parte, el personal de salud se manifestó con interés en la temática pero hasta el momento de la investigación nunca había desarrollado actividades o algún programa relacionado con la exposición a agroquímicos.

En la Figura 1 se representa lo surgido en uno de los mapeos de actores sociales, que sintetiza a nivel general lo expresado anteriormente en cuanto a tipo de actores, nivel de poder y afinidad con la temática de investigación. Con un círculo están representadas las organizaciones sociales, con un cuadrado los organismos y dependencias públicas, y con un triángulo las empresas.

Aspectos urbanos de la producción agrícola

Los aspectos urbanos de la producción agrícola hacen a la convivencia de la población de Young con los diferentes cultivos de la zona. Se destacaron distintos elementos relativos a la producción agrícola, tanto a lo estrictamente productivo como a toda la logística necesaria para que ésta se desarrolle. Un primer elemento común de preocupación fue el tema del tránsito en algunos ejes viales del centro urbano. Se manifestó que el tránsito de camiones que transportan granos e insumos es significativo sobre todo en época de zafra. Al respecto se expresó que se da por dentro de la ciudad, sin zonas ni horarios de exclusión: «Camiones ponemos por todos lados» (Cartografía N° 3). En cuanto a este tema no se registró un consenso en las diferentes cartografías. Algunos participantes plantearon que la circulación de camiones se encuentra asociada a los silos, y que estos transitan fundamentalmente por las vías perimetrales. Sin embargo, otros expresaron que los camiones suelen transitar por la ciudad, desde las rutas y avenidas principales hasta las calles y caminos vecinales. Un segundo elemento vinculado a la producción estuvo dado por la maquinaria de

aplicación terrestre de plaguicidas o «mosquitos». Se manifestó que transitan por la ciudad, y se mencionaron casos que son estacionados y lavados en barrios densamente poblados. Las menciones a espacios de la ciudad donde se convive con maquinaria utilizada para fumigación fueron numerosas y diversas: «Está todo lleno de mosquitos, desparramá por todos lados mosquitos, está lleno» (Cartografía N° 2). Las referencias identifican la circulación, estacionamiento, mantenimiento y lavado de «mosquitos» en las inmediaciones de viviendas, escuelas y comisarias, entre otros espacios. También fueron mencionadas situaciones donde los «mosquitos» se lavan en los cauces de agua y en establecimientos donde la eliminación de los residuos es hacia la calle. Ante esto se destaca la presencia de olores desagradables en los lugares que se estacionan y/o lava esta maquinaria de aplicación. Por último, otro aspecto relacionado a la convivencia urbana con la producción agrícola está dado por la cercanía de los cultivos, que fueron identificados rodeando la ciudad. A pesar de los distintos cultivos agrícolas presentes, cuando se hacía alusión a ellos solo se identificaba la soja. Más adelante se mencionan los otros rubros productivos que fueron reconocidos, pero, en lo que a producción agrícola refiere, el cultivo de soja se observa como dominante. Además de la proximidad efectiva de las plantaciones, los medios que hacen posible la producción están plenamente integrados a la ciudad. Además de los camiones y maquinaria agrícola también se señaló la presencia de silos y centros de acopio, así como los insumos agropecuarios y el desecho de envases de agroquímicos. Las empresas que venden insumos, maquinaria y agroquímicos son diversas y están presentes en toda la ciudad. Los silos y centros de acopio fueron descriptos como espacios problemáticos por el polvillo que generan, la circulación de camiones y maquinaria y el descarte de envases. Son diversas las menciones a la ubicación de los silos y se destaca la alusión a que su ubicación espacial no se dio de forma planificada, o que el desarrollo de la ciudad fue avanzando hasta su entorno.

Sentidos sobre la producción rural

Al momento de identificar las distintas producciones presentes en Young y su entorno surgen numerosos emprendimientos productivos, en su mayoría vinculados a lo agroindustrial. Se enumeran las distintas producciones identificadas y luego se analiza el sentido que se le asignó a cada una de ellas en las distintas cartografías: a) cereales, b) forestación, c) ganadería, d) apicultura y e) lechería. Como ya fue mencionado, quienes participaron de las cartografías identificaron la soja como el cultivo con mayor presencia en la zona; son mínimas las menciones a otros tipos de cultivos, ya sea de invierno, como el trigo, o que conviven con la soja, como el sorgo. Los diferentes grupos señalaron extensas zonas de los campos adyacentes a la ciudad como zonas de cultivo de soja: «soja pone por todos lados, estamos rodeados» (Cartografía N° 2); «¡la soja está en todos lados!» (Cartografía N° 3). Quienes traen a colación la presencia de otros cultivos son personas vinculadas al sector a través de su trabajo, mientras que los vecinos más alejados al tema tienden a mencionar a la soja como el único cultivo. Además de los cultivos extensivos, se señalaron los elementos que se relacionan con ella en la ciudad, tal como ya fue descrito anteriormente: silos, galpones de acopio de granos y de envases de agroquímicos. En relación a estos últimos, se señaló que su limpieza y eliminación no ha sido completamente planificada. Si bien existen distintos proyectos paliativos del problema de

los envases vacíos y reglamentación respecto a su descarte, los participantes de los distintos talleres manifiestan que los envases de agroquímicos pueden encontrarse en distintos espacios de la ciudad. En el momento en que se estaba ejecutando esta etapa del estudio se relató que era frecuente encontrar envases en predios de chatarrerías, baldíos, cauces de arroyos, galpones, etcétera. La forestación es otro de los sectores productivos que se identificó, si bien las zonas de mayor concentración no se encuentran dentro del área delimitada para el estudio (15 km de la ciudad). Durante el espacio de taller se plantearon dudas en torno a la ubicación exacta de los predios forestados, presentes por su incidencia en la dinámica urbana, aunque no se convive con ellos directamente. La ganadería fue menos mencionada como rama de actividad; uno de los participantes justificó que «quedan pocas vacas» (Cartografía N° 3). Otro participante explicó que «la ganadería coexiste con la agricultura pero hay mucho más agricultura» (Cartografía N° 2). En cuanto a la apicultura, se reconoció como proceso productivo presente en la ciudad. Se mencionó que por la nueva reglamentación de ordenamiento territorial las colmenas ya no se pueden ubicar en la ciudad. En la ciudad de Young hay aproximadamente 200 apicultores, de los cuales 90 se encuentran nucleados en la Cooperativa Agraria Limitada Apicultores de Young (CALAY). La lechería está presente en la zona rural a través de pequeños establecimientos tipo tambos, mientras que en la ciudad una empresa tiene una presencia significativa por ser una industria con capacidad de producción para la distribución a nivel nacional e internacional.

Manejo de agroquímicos y poblaciones vulnerables

Un primer elemento expresado en cuanto al manejo de agroquímicos fue lo que refiere a su venta. Se mencionaron distintas situaciones en las que han habido derrames y los comercios linderos a los establecimientos han hecho denuncias. A su vez, se señaló que la venta de estos productos no está organizada en el espacio, ya que se comercializan en veterinarias, al lado de escuelas, etcétera.

En segundo lugar, otra problemática identificada refiere a lo que sigue a la aplicación de los productos y al desecho de los envases vacíos, como ya fue señalado anteriormente. La periferia de la ciudad aparece como espacio vulnerable con respecto a este tema, pues se identificaron diferentes lugares donde se pueden encontrar desechos de envases de agroquímicos. Se mencionó el proyecto *Campo Limpio* como lugar de acopio de estos envases, pero también que se encontraba desbordado y que no estaba pudiendo cubrir toda la demanda. Un participante agregó que otro gran problema son los productos vencidos, ya que ni la Dirección Nacional de Medio Ambiente ni el Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca tienen previsto el desecho de estos productos.

En tercer lugar, se visualizó que ciertas áreas de esparcimiento público que poseen cursos de agua pueden estar afectadas por el manejo de agroquímicos para la producción: Don Esteban, Las Piedras, Cañada de los Chanchos y Arroyo Santa María. Se identificó a esos lugares como zonas de riesgo porque son espacios de baño y pesca (Cartografías N° 1, 2 y 5). En cuanto a las poblaciones vulnerables fue dominante la alusión a las escuelas rurales. También se las reconoció como zonas de conflicto ambiental porque han habido denuncias judiciales por fumigaciones. Además de la fumigación directa, se identificó como posible problema la contaminación de los

lugares donde se extrae agua para el consumo de los niños y niñas. En lo que refiere a escuelas del área urbana se mencionó la cercanía con locales de venta de productos químicos y con los silos de acopio de granos. Asimismo, fueron identificadas áreas de contaminación ambiental que exceden a los agroquímicos. Entre ellas se destacaron las piletas de decantación del saneamiento, aunque se mencionaron las mejoras que esto supone para las condiciones urbanas. Algunas de ellas están en construcción y se visualizan como potencialmente conflictivas. Otro elemento señalado fue la utilización de agua de pozo para el abastecimiento urbano de agua corriente. Un arroyo en particular generaba preocupación y se lo identificó como un lugar que podría estar contaminado. Allí, además de decantar el saneamiento, llega el desagüe de la industrial láctea y es una zona que está rodeada de cultivos agrícolas.

Obstáculos de la proximidad interpersonal

En distintos actores se pudo constatar la preocupación por el impacto del uso de los agroquímicos en la población y ambiente. Sin embargo, las tensiones y contradicciones que estas interrogantes generan no se explicitan en la esfera de lo público. Quienes manifestaron dudas o reparos sobre el modelo productivo suelen hacerlo en confianza, en ámbitos familiares o reducidos. Se identificó la cercanía y la proximidad de la población de Young como uno de los obstáculos para explicitar de forma manifiesta los malestares e interrogantes. Es decir, el hecho de que Young cuenta con una población relativamente pequeña, en la que la mayor parte de las personas se conocen o tienen cierto relacionamiento, debilita la expresión del conflicto territorial en la esfera de lo público. Entre las referencias que los participantes de la cartografías hicieron al tema se destacan: «acá es muy chiquito y nos conocemos todos» (Cartografía N° 3), y «las mismas personas estamos en tantas cosas a la vez que nos genera conflicto ético» (Cartografía N° 2). A esto se añaden los señalamientos en torno a la «falta de conciencia» de la gente (Cartografía N° 3). La proximidad de los vínculos fue uno de los elementos señalados que se complementa con la dimensión económica del proceso: el crecimiento de Young de los últimos años está fuertemente asociado al agronegocio, a través del cual, directa o indirectamente, las familias han mejorado sus ingresos. Esto fue claramente graficado en uno de los talleres: «la gente no va a criticar lo que le da de comer» (Cartografía N° 2).

Interrogantes sobre la producción

En las distintas instancias grupales instrumentadas a lo largo de la investigación se manifestaron distintas interrogantes que fueron contestadas entre los participantes o que quedaban planteadas como dudas. Algunas de ellas estaban vinculadas al ordenamiento territorial y a la normativa existente en relación a la aplicación de agroquímicos:

- ¿El área de exclusión para aplicaciones abarca a toda la ciudad o solo a la zona urbana?
- ¿La disposición reglamentaria de 300 metros para aplicaciones terrestres y 500 metros para las áreas también aplica para las escuelas rurales?

Otras interrogantes estuvieron vinculadas con el tipo de semillas que se utilizaban y los posibles riesgos para los

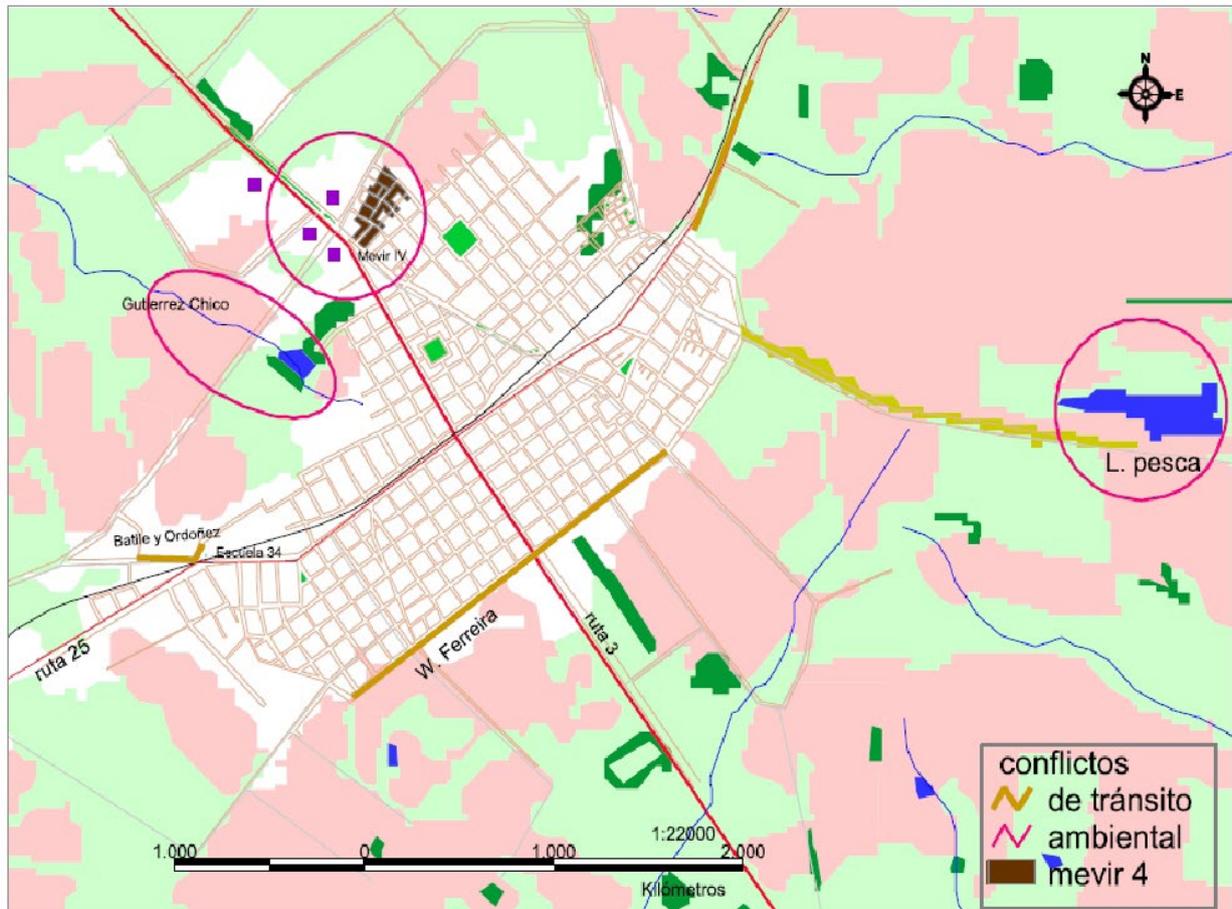


Figura 2. Mapa síntesis con datos surgidos en las cartografías sociales. Fuente: Abbate, et al., 2015.

otros tipos de producción, en particular para la apicultura. Se mencionó que se estaba cultivando un nuevo tipo de soja que no requiere la aplicación de agroquímicos, pero se desconocía su uso específico y si afectaba la producción de miel (Cartografía N° 2). Por último, se expresaron preocupaciones por el consumo humano de leche vacuna, en tanto los animales conviven con los campos agrícolas y beben agua de las cañadas que los rodean.

En la Figura 2 se presenta un mapa de la ciudad de Young que contiene una síntesis de los resultados de las cinco cartografías sociales que se realizaron. En él se encuentran señaladas las zonas de conflicto ambiental con un círculo rosado. Entre esas zonas se identificó al barrio Mevir 4 como una población particularmente vulnerable. En la figura están referenciadas en amarillo las vías de tránsito pesado y de maquinaria agrícola.

Discusión y Conclusiones

El proceso de investigación permitió, por un lado, conocer los actores presentes en la agrociedad de Young, su afinidad e injerencia en cuanto al uso de agroquímicos. Por otro lado, se pudo objetivar con mayor precisión la relación entre el territorio y las producciones de sentido que sobre él se producen, con especial atención en lo referido a los agroquímicos y su vínculo con los procesos productivos. En la ciudad se pudieron identificar una diversidad de actores e intereses

en cuanto al estudio de la temática. Las fundamentaciones del interés eran distintas, así como las posibilidades de incidir en los procesos peligrosos visualizados. Los actores estrictamente sociales (organizaciones gremiales, grupo ecologista, población en general) eran los que manifestaban mayor afinidad con el estudio de las situaciones derivadas del uso de agroquímicos, pero consideraban tener escaso nivel de injerencia en el tema. Por su parte, los pequeños productores y los actores gubernamentales presentaban una posición dual ante los agroquímicos, en los primeros por la dependencia-afectación de la producción agropecuaria de la zona, y en los organismos públicos por las diferencias entre las directrices locales y nacionales. Finalmente, los actores empresariales mostraron afinidad con el tema pero en sus aspectos productivos, y si bien pueden tener incidencia en las situaciones peligrosas, en el estudio no se plantearon indicios de posibles modificaciones en las prácticas agrícolas dominantes.

Además de la elucidación de estos elementos, la investigación permitió dimensionar la problemática ambiental y las poblaciones vulnerables a la utilización de agroquímicos y a otros componentes del modelo productivo. Un elemento que pudo ser observado fue que en este tipo de ciudades agroindustriales los agroquímicos son una de las tantas tecnologías utilizadas para la producción agrícola y su soporte logístico: maquinaria, transporte, acopio de granos y envases. Los actores sociales locales reconocieron diversas situaciones de riesgo en el manejo de los agroquímicos y la vulnerabilidad

de ciertos grupos poblaciones, en particular los que residen en la zona periférica de la ciudad. Dicha situación estaba determinada por un mayor contacto con la aplicación de agroquímicos, por el tránsito de transporte pesado y por la cercanía con centros de acopio de granos o silos. Más allá de la identificación de estos procesos peligrosos se señalaron dificultades para plantearlos públicamente, ya que la proximidad interpersonal y la dependencia económica con el modelo productivo aparecieron como elementos condicionantes. Por último, los cambios productivos acontecidos desde hace más de una década y la normativa generada para paliar sus efectos todavía genera interrogantes entre la comunidad, y en torno a ellas se producen significaciones sociales que vienen a cubrir esos vacíos o brechas de certezas.

Sintetizados los principales resultados, corresponde detenerse en tres niveles de análisis y problematización de lo emergente en este proceso colectivo de investigación. En primer lugar, es posible observar que las producciones de sentido sobre el uso de agroquímicos están estrechamente ligadas con la configuración del territorio y sus procesos productivos. Los cambios acontecidos en el sector agrícola uruguayo fueron particularmente paradigmáticos en la zona litoral oeste (Oyhancabal y Narbondo, 2009). En la ciudad de Young este modelo imprimió ciertas dinámicas urbanas, donde la producción parece *invadirlo* todo, tal como fue señalado en relación a la soja o a la maquinaria de aplicación terrestre de agroquímicos, los «mosquitos». Estas producciones subjetivas en algunos casos concuerdan con lo que efectivamente sucede en el territorio y en otros vienen a cubrir una brecha de sentido o incertidumbre comunitaria. Deslegitimarlas en función de criterios de veracidad o de cientificidad no posibilita partir del «punto de vista» de los sujetos involucrados (Menéndez, 2010) y comprender los condicionantes de esas producciones de sentido. Durante el proceso de investigación se pudo observar cierta discordancia entre el impulso estatal y empresarial del agronegocio como modelo agrícola privilegiado, y el involucramiento de la sociedad civil en el seguimiento y evaluación de los procesos peligrosos que ese modelo implica (Abbate, et al., 2015). Esto puede permitir comprender las brechas de sentido anteriormente señaladas.

En segundo lugar, es posible observar entonces una producción de subjetividad que se enlaza con los procesos de reproducción social de la vida que acontecen en el territorio. Samaja (2009) sostiene que esa subjetividad es la que mediatiza los distintos estratos o niveles de reproducción social. Para su estudio diseñó un esquema interpretativo de la interacción que acontece entre los procesos productivos y reproductivos de la vida social. Según el autor, existen cuatro niveles de la reproducción social: a) biocomunal (familia biológica), b) comuno cultural (sistema cultural), c) político estatal (sistema de clases), y d) económico societal (sistema de mercado). Una lectura del primero al último pauta una relación de constitución, y en una mirada a la inversa, es decir, desde lo económico societal a lo biocomunal, plantea un vínculo de regulación. En el caso de la investigación que aquí se presenta se puede observar la forma en que el sistema de mercado establecido en torno al agronegocio establece ciertos posicionamientos en la estructura de clases, y genera un sistema cultural que posibilita la convivencia cotidiana con un modelo que, a pesar de los cuestionamientos o reparos, es reconocido como fundamental en la reproducción material de la vida. Esto pauta las producciones subjetivas y el rol de

los actores en las posibles transformaciones de las situaciones dañinas vinculadas con el uso de agroquímicos. Tal como fue señalado en la introducción de este artículo, en las comunidades se expresan una pluralidad de visiones, algunas de ellas tendientes a conservar lo establecido y otras dirigidas a su transformación (Fernández, 2007). El diseño y dispositivo metodológico instrumentado en este estudio permitió obtener una primera aproximación a estas orientaciones, donde la ubicación del actor en el proceso de producción y su rol en la reproducción social de la vida condiciona la dirección de las creaciones imaginarias. Esto es similar a lo observado en otros estudios realizados con comunidades urbano- agrícolas en Costa Rica (Barraza, et al., 2011) y en el sur de México (Ríos-González, et al., 2013).

En tercer lugar, otro nivel de análisis se vincula con los alcances de las miradas y perspectivas sobre los agroquímicos y la exposición colectiva a ellos. Es decir, qué se focaliza y qué aspectos se priorizan del problema. Los resultados permiten observar cierta tensión entre la preocupación única por la exposición a los agroquímicos y sus otros elementos concomitantes, y la interrogación sobre los aspectos estructurales del modelo productivo, donde estas sustancias constituyen uno de los medios de trabajo. Cuando los agroquímicos forman parte de una lógica productiva que construye territorialidades particulares y la población convive cotidianamente con ellos, el contacto ya no se presenta como una posibilidad que puede o no ocurrir como se plantearía desde el paradigma del riesgo (Almeida Filho, et al., 2009). Por el contrario, la convivencia con los agroquímicos se presenta de forma permanente, deja de ser una exposición eventual y se constituye como algo característico del modo de vida en estas agrocidades (Hernández, et al., 2012). Breilh (2003) distingue la exposición, como proceso eventual, crónico o diario, de la imposición, en tanto proceso continuo e inherente al modo de vida de un grupo o población. De este modo, la distinción principal entre los procesos de exposición eventual o crónica y los procesos de imposición es que los primeros tienen cierto grado de probabilidad de ocurrir o no, mientras que la imposición hace a un modo de vida, es decir, opera siempre, sin lugar para la aparición o no de su ocurrencia. De los distintos espacios de taller y discusión con actores sociales de Young surge la preocupación por la exposición a los productos, insumos y maquinaria utilizada en la producción; sin embargo, no se expresaron consideraciones sobre lo que subyace y hace posible la probabilidad de un daño a la salud, esto es, el modo de vida fomentado por el agronegocio. Al respecto, Breilh (2003) afirma que si se focaliza en los elementos contingentes, además de que se fragmenta el problema de los agroquímicos, esto solo puede devenir en soluciones temporales y parciales. La fragmentación en el abordaje del tema fue algo señalado por los actores sociales durante el estudio.

A modo de conclusión y como consideraciones finales es de interés detenerse en lo que estos resultados y su análisis aportan para generar transformaciones en las situaciones de vulnerabilidad derivadas de la exposición a los agroquímicos. Por un lado, la investigación desarrollada permite observar que la producción agrícola no solo involucra elementos agronómicos y económicos, sino que también genera un correlato simbólico, el cual produce significaciones particulares sobre el entorno y sus problemas. Denegar estos aspectos puede tornar inoperante cualquier alternativa que pretenda transformar prácticas agrícolas o generar medidas preventivas entre la población. Por otro lado, conocer esas significaciones sociales

y su orientación en lo histórico social posibilita aproximarse a las condiciones necesarias, contradicciones y viabilidad de las propuestas que se diseñen. En el caso de la investigación general donde se enmarca este trabajo se lograron observar las condiciones necesarias para un monitoreo participativo en ambiente y salud, pero su viabilidad no pudo sostenerse más allá de la presencia del equipo universitario en el territorio (Abbate, et al., 2015). Por último, la instrumentación de dispositivos colectivos de investigación social en temas productivos genera condiciones de posibilidad y de visibilidad sobre aspectos que no habían sido observados desde una mirada ingenua o parcial de la realidad. La complejidad del fenómeno, en tanto proceso estratificado (Samaja, 2009), requiere de abordajes novedosos y de instrumentos que permitan entender sus múltiples determinaciones. Abordajes que motoricen prácticas transformadoras a distintos niveles o estratos de la realidad social.

Reconocimientos

Al Programa de Investigación e Innovación Orientado a la Inclusión Social de la Comisión Sectorial de Investigación Científica de la Universidad de la República, Uruguay. La investigación «Salud laboral y ambiental en torno a la utilización de agroquímicos en la ciudad de Young. Estrategias de monitoreo participativo» fue evaluada y financiada por este programa en su edición 2013- 2015. En este trabajo se presentó parte de lo relevado en la primera etapa de esta investigación.

Al Lic. en Geografía Andrés Fonsalía (1974- 2014) por su orientación, compromiso y dedicación con esta investigación.

Referencias

- Abbate, S., Colazzo, M., Fonsalía, A., Heinzen, H., Heinzen, J., Niell, S., Pareja, L., Rodríguez, N. y Villar, A., 2015. *Agroquímicos, salud laboral y ambiental: Diálogo de saberes y búsqueda de alternativas en una comunidad urbana del litoral del país*. Montevideo: CSIC.
- ABRASCO, 2015. *Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde*. Rio de Janeiro: EPSJV. ISBN: 978-85-9876-880-9
- Alavanja, M. y Bonner, M., 2012. Occupational pesticide exposures and cancer risk: a review. En: *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B: Critical Reviews*, 15(4), pp.238-263.
- Almeida Filho, N., Castiel, L.D. y Ayres, J.R., 2009. Riesgo: concepto básico de la epidemiología. En: *Salud Colectiva*, 5(3), pp.323-344.
- Almeyra, G., Concheiro Bórquez, L., Mendes Pereira, J.M. y Porto-Gonçalves, C.W., 2014. *Capitalismo: tierra y poder en América Latina (1982-2012)*. México: CLACSO. ISBN: 978-607-28-0144-8.
- Álvarez, E., 2014. Siglo deleuziano, siglo de los mapas: cualidades, sentidos y procesos puestos en juego en las cartografías de la subjetividad. En: *Raega*, 30, pp.11-40.
- Arellano, E., Camarena, L., Von Glascoe, C. y Daesslé, W., 2009. Percepción del riesgo en salud por exposición a mezclas de contaminantes. El caso de los valles agrícolas de Mexicali y San Quintín. En: *Rev. Fac. Nac. Salud Pública*, 27(3), pp.291-301.
- Ayres, J., Calazans, G., Filho, H. y Júnior, I., 2009. Risco, vulnerabilidade e práticas de prevenção e promoção da saúde. En: Campos, G., Minayo, M., Akerman, M., Júnior, M. y Carvalho, Y., org., 2009. *Tratado de saúde coletiva*. Sao Paulo: FIOCRUZ. pp.375- 418. ISBN: 9788527107044
- Barraza, D., Jansen, K., Van Wendel de Jooode, B. y Wesseling, C., 2011. Pesticide use in banana and plantain production and risk perception among local actors in Talamanca, Costa Rica. En: *Environmental Research*, 111, pp.708-717.
- Blair, A., Ritz, B., Wesseling, C. y Beane, L., 2014. Pesticides and human health. En: *Occupational and Environmental Medicine*, 72(2), pp.1-2.
- Blanco, J., 2010. Notas sobre la relación transporte-territorio: implicancias para la planificación y una propuesta de agenda. En: *Transporte y Territorio*, 3, pp.172-190.
- Breilh, J., 2003. *Epidemiología crítica*. Buenos Aires: Lugar Editorial. ISBN: 950-892-147-1.
- Castoriadis, C., 2013. *La institución imaginaria de la sociedad*. Barcelona: Tusquets. ISBN: 9788483834909.
- Castro, M.J. y Confalonieri, U., 2005. Uso de agrotóxicos no Município de Cachoeiras de Macacu (RJ). En: *Ciênc. Saúde Coletiva*, 10(2), pp.473:482.
- De Castro, C., 1997. *La geografía en la vida cotidiana. De los mapas cognitivos al prejuicio regional*. Barcelona: Ediciones del Serbal. ISBN: 978-84-7628-199-4
- Fernández, A., 2007. *Las lógicas colectivas*. Buenos Aires: Biblos. ISBN: 978-950-786-575-6.
- Guattari, F., 1996. *Caosmosis*. Buenos Aires: Manantial. ISBN: 978-987-500-006-3.
- Gutiérrez-Strauss, A., González Baltazar, R., Salazar Estrada, J., Soltero Avelar, R., Aguilera Velasco, M. y León Cortés, S., 2013. Veneno para plagas: una aproximación desde la antropología cognitiva sobre exposición laboral, efectos en salud y calidad de vida de los aplicadores de plaguicidas del sector informal rural. En: *Salud Uninorte*, 29(3), pp.501-513.
- Hernández, R., Fernández, C., Baptista, P., 2006. *Metodología de la investigación*. México: McGraw Hill Interamericana. ISBN: 970-10-5753-8.
- Hernández, V., Fossa, M. y Muzi, M., 2012. Transformaciones productivas y perfiles sociales en la región pampeana a partir de un estudio comparativo. En: *Estudios Rurales*, 1(3), pp.220-255.
- INE, 2011. *Censos 2011* [En línea]. Montevideo: INE. [Consulta 15 de febrero de 2017]. Disponible en: <http://www.ine.gub.uy/censos-2011>
- Mançano, B., 2013. Territorios: teoría y disputas por el desarrollo rural. En: *Novedades en población*, 17, pp.116-133.
- Martínez, M., Morador, M., Peyrou, S., Mosquera, S., González, C., Díaz, L. y Cervieri, M., 2006. *Tejiendo redes de salud comunitaria: agrotóxicos en Bella Unión*. Montevideo: Redes Amigos de la Tierra. ISBN: 9974-7969-5-4
- Menéndez, E., 2010. *La parte negada de la cultura*. Rosario: Pro Historia. ISBN: 978-987-1304-59-2.
- Minayo, M.C.S., 2009. *La artesanía de la investigación cualitativa*. Buenos Aires: Lugar Editorial. ISBN: 978-950-892-331-8.
- Montero, M., 2006. *Hacer para transformar*. Buenos Aires: Paidós. ISBN: 950-12-4535-7.
- Morina, J. y Cacace, G., 2013. Capitalismo agrario y expansión sojera en la Argentina. En: *Meridiano – Revista de Geografía*, 2, pp.105-126.

- Neme, C., Ríos, M., Zaldúa, N. y Cupeiro, S., 2010. *Aproximación a la normativa vigente sobre plaguicidas y sus impactos ambientales*. Montevideo: Vida Silvestre. ISBN: 978-9974-7589-3-3.
- Oyhancabal, G. y Narbondo, I., 2009. *Radiografía del agronegocio sojero*. Montevideo: REDES-AT. Uruguay. ISBN: 978-9974-7885-8-9
- Palau, M., 2015. *Con la soja al cuello*. Asunción: BASE. ISBN: 978-99967-788-4-1
- Peres, F. y Moreira, J.C., 2003. *É veneno ou é remédio?: agrotóxicos, saúde e ambiente*. Rio de Janeiro: FIOCRUZ. ISBN 85-7541-031-8
- Rance, S. y Tellería, J., 2003. Saliendo del anonimato: el mapeo de actores/as sociales como instrumento para el diseño de políticas. En: *Reunión regional. Sexualidades, salud y derechos humanos en América Latina*. Lima: Universidad Peruana Cayetano Heredia.
- Reygadas, R., 1998. *Abriendo veredas. Iniciativas públicas y sociales de las redes de organizaciones civiles*. México DF: UAM.
- Ríos, M., Zaldúa, N. y Cupeiro, S., 2010. *Evaluación participativa de plaguicidas en el sitio RAMSAR, Parque Nacional Esteros de Ferrapos e Islas del Río Uruguay*. Montevideo: Vida Silvestre. ISBN: 978-9974-7589-5-7.
- Ríos-González, A., Jansen, K. y Sánchez-Pérez, H., 2013. Pesticide risk perceptions and the differences between farmers and extensionists: towards a knowledge-in-context model. En: *Environmental Research*, 124, pp.43–53.
- Ritter, L., Goushleff, N., Arbuckle, T., Cole, D. y Raizenne, M., 2006. Addressing the linkage between exposure to pesticides and human health effects- research trends and priorities for research. En: *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 9, pp.441–456.
- Rodríguez, N., 2017. Producción subjetiva sobre la exposición a agroquímicos. Revisión de la bibliografía científica. En: *Ciênc. Saúde Coletiva*, en prensa.
- Rulli, J., 2009. *Pueblos fumigados: los efectos de los plaguicidas en las regiones sojeras*. Buenos Aires: Del Nuevo Extremo. ISBN: 9876091697.
- Samaja, J., 2009. *Epistemología de la salud*. Buenos Aires: Lugar Editorial. ISBN: 978-950-892-189-5.
- Stake, R.E., 1999. *Investigación con estudio de caso*. Madrid: Morata. ISBN: 84-7112-422-X.
- Uruguay. Decreto 379/008, de 4 de agosto de 2008. *Diario Oficial*, 14 de agosto de 2008, No. 27.547, p.415A.
- Vargas Trejos, Y., 2015. Exposición a agroquímicos y creencias asociadas a su uso en la cuenca hidrográfica del Río Morote, Guanacaste, Costa Rica. Un estudio de casos. En: *Ciencia&Trabajo*, 17(52), pp.54-68.
- Vasilachis, I., 2007. *Estrategias de investigación cualitativa*. Buenos Aires: Gedisa. ISBN: 978-84-9784-173-3.
- Ye, M., Beach, J., Martin, J. y Senthilselvan, A., 2013. Occupational pesticide exposures and respiratory health. En: *Environmental Research and Public Health*, 10, pp.6442-6471.

Modelo conceptual para la elaboración de instrumentos de protección patrimonial enfocados en la conservación de la biodiversidad

Conceptual model for the elaboration of heritage protection instruments focused on biodiversity conservation

Ciganda, Ana Lía (1); Ligrone, Pablo Alfredo (2)(3); Vitancurt, Ángel Javier (4)(5); González-Pérez, César (6).

(1) Licenciatura en Biología Humana, Universidad de la República (UdelaR), Uruguay.

(2) Maestría de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Urbano, Facultad de Arquitectura, Universidad de la República (UdelaR), Montevideo, Uruguay.

(3) Cátedra de Teoría II Urbanismo, Facultad de Arquitectura, Universidad de la República (UdelaR), Montevideo, Uruguay.

(4) Polo de Desarrollo Universitario: Aportes a la gestión territorial y producción responsable en la Región Este: Biodiversidad, Ambiente y Sociedad, Centro Universitario Regional del Este (CURE), Universidad de la República (UdelaR), Rocha, Uruguay.

(5) Dirección del Centro Universitario Regional del Este (CURE), Universidad de la República (UdelaR), Rocha, Uruguay.

(6) Instituto de Ciencias del Patrimonio (Incipit), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), España.

RECIBIDO: 31/3/2017 – APROBADO: 20/6/2017

Resumen

En este trabajo se indagó en aspectos conceptuales y operativos vinculados a la elaboración de instrumentos de gestión patrimonial en Uruguay, con énfasis en los bienes y espacios costeros que se destacan por su contribución al mantenimiento de la biodiversidad. El objetivo general de la investigación fue proponer un modelo conceptual que integrara y representara cuestiones clave de la conservación de la biodiversidad y del patrimonio cultural y que hiciera factible que tal integración pudiera hacerse operativa mediante instrumentos concretos de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible previstos en la Ley 18.308 (Uruguay, 2008).

El abordaje metodológico se basó en la teoría de los sistemas complejos y en las ciencias de la integración e implementación (I2S). La síntesis de los conocimientos se realizó por medio de mapas y modelos conceptuales. Los datos primarios se obtuvieron a través de entrevistas y talleres. El principal resultado fue la extensión del modelo conceptual de referencia abstracto del patrimonio cultural (CHARM) para la elaboración de instrumentos de protección patrimonial enfocada en especies, ecosistemas, paisajes y servicios ecosistémicos. El modelo está expresado en lenguaje ConML que permite su traducción a bases de datos para el registro y gestión de la información.

Palabras clave: Modelo conceptual, conservación de la biodiversidad, patrimonio cultural, ordenamiento territorial.

Abstract

This paper explores conceptual and operative aspects related to the development of heritage management instruments in Uruguay, focusing on coastal goods and areas outstanding for their contribution to the maintenance of biodiversity. The general aim of this research is to suggest a conceptual model integrating and representing key questions in biodiversity conservation and cultural heritage as well as enabling such integration to become operative through concrete instruments of territorial management planning and sustainable development provided for in Act 18.308. The methodological approach was based on the complex systems theory and the integration and implementation sciences (I2S). The synthesis and integration of knowledge was achieved through conceptual maps and models, while primary data was collected from interviews and workshops. The main outcome was an extension of the Cultural Heritage Abstract Reference Model (CHARM) for the elaboration of heritage protection instruments focused on species, ecosystems, landscapes and ecosystemic services. This model is expressed in ConML language, which allows its translation into databases for the recording and information management.

Keywords: Conceptual model, biodiversity conservation, cultural heritage, territorial management planning.

Introducción

Este trabajo es parte de una tesis de finalización de la Maestría en Manejo Costero Integrado (MCI) del Cono Sur de la Universidad de la República (Ciganda, 2017). La investigación se fundamenta conceptualmente en la identificación de la

confluencia de al menos dos hechos: por un lado, en el ámbito de la conservación de la biodiversidad el tratamiento de las valoraciones culturales de las entidades naturales se reconoce como importante pero su conceptualización es muy incipiente y, por otro lado, en el mundo del patrimonio cultural los aspectos vinculados a la conservación de la biodiversidad no

tienen ganado un marco conceptual y metodológico claro. A su vez, existen evoluciones conceptuales desde ambas perspectivas que se reflejan en normativas o en compromisos que asume el país pero, a medida que los conceptos se expanden o complejizan, los desafíos operacionales son mayores y los cruces conceptuales plantean nuevas interrogantes.

Las diferentes miradas sobre un mismo territorio que se generan al partir de perspectivas conceptuales distintas pueden suponer conflictos al momento de planificar actuaciones territoriales si no se logra una adecuada articulación. El MCI, como campo cognitivo-praxis, puede contribuir a articular las distintas visiones con una mirada propositiva y contexto-sensitiva.

Marco teórico y normativo

El MCI es un proceso multidisciplinario que busca integrar los diferentes niveles gubernamentales, la comunidad, la ciencia y los intereses sectoriales y públicos en la elaboración e implementación de programas para la protección y el desarrollo sostenible (DS) de los recursos y ambientes costeros (Hildebrand, 2002). Su objetivo principal es mejorar la calidad de vida y el desarrollo de las comunidades que dependen de los recursos costeros, manteniendo simultáneamente la diversidad biológica y la productividad de los ecosistemas (GESAMP, 1999). El DS requiere atender la calidad del ambiente biofísico y la calidad de la vida humana por igual, para asegurarse de que no se esté comprometiendo la capacidad de las futuras generaciones para atender sus necesidades (Olsen, et al., 2000).

Una de las metas del MCI es mantener los procesos ecológicos esenciales y la conservación de la biodiversidad costero-marina. El debate sobre la conservación de la biodiversidad y su contribución al DS es parte significativa de la nueva agenda internacional. En este contexto, Uruguay es signatario de diversos acuerdos y convenciones relevantes para la conservación de la biodiversidad, como los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) y el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) (DINAMA-MVOTMA, 2015).

En cuanto a los objetivos nacionales, existen dos antecedentes: la Estrategia Nacional de Biodiversidad, que responde al compromiso asumido por el país ante la Convención sobre Diversidad Biológica, ratificada por la Ley N° 16.408 (Uruguay, 1993), y la Ley N° 17.234 (Uruguay, 2000) de creación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP). El primer documento de la Estrategia Nacional (DINAMA, 1999) plantea que su objetivo global es conservar la diversidad de ecosistemas, especies y recursos genéticos y mantener los procesos y sistemas ecológicos, considerando la estrecha relación existente entre la diversidad biológica y los factores biofísicos y socio-económicos que determinan los usos humanos del territorio. Por su parte, la Ley N° 17.234 (Uruguay, 2000) declara de interés general la creación y gestión del SNAP como instrumento de aplicación de las políticas y planes nacionales de protección ambiental. Asimismo, establece como objetivo «proteger un conjunto de áreas naturales del territorio nacional representativas de los ecosistemas del país que, por sus valores ambientales, históricos o paisajísticos singulares, merezcan ser preservados como patrimonio de la nación».

A principios de 2015 se presentó el Plan Estratégico del SNAP para el período 2015-2020. En su diagnóstico se identificaron, en el contexto nacional, desafíos vinculados

a la necesidad de articular el trabajo del SNAP con otros sectores de gobierno, en particular con el ordenamiento territorial, reconociendo su aporte al desarrollo sostenible (DINAMA-MVOTMA, 2015). Se propone «construir una estrategia de articulación entre el SNAP y los procesos de ordenamiento territorial del país, tanto de nivel nacional, como regional y departamental, para lograr una red física que permita la incorporación amplia de sitios prioritarios para la conservación que complementen el sistema de áreas protegidas propiamente dicho» (DINAMA-MVOTMA, 2015, p. 24).

En línea con lo anterior, desde 2014 el SNAP está ejecutando el Proyecto Fortalecimiento de la efectividad del Sistema Nacional de Áreas Protegidas incluyendo el enfoque de paisaje en la gestión (Proyecto URU/13/G35, abreviado como Paisaje y SNAP), que busca consolidar «un cambio en la forma en que se planifican y gestionan las áreas protegidas en Uruguay, contribuyendo a unir las e integrarlas gradualmente con el paisaje general que las rodea y armonizando progresivamente su gestión con la gestión del paisaje circundante» (MVOTMA, División Sistema Nacional de Áreas Protegidas, 2014, p. 3). La estrategia propuesta se apoya en los nuevos procesos de ordenamiento territorial en Uruguay.

Dichos procesos se disparan con la aprobación de la Ley 18.308 (Uruguay, 2008), que establece el marco regulador general para el Ordenamiento Territorial (OT) y el DS. Define al OT como «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, el uso y aprovechamiento ambientalmente sustentable y democrático de los recursos naturales y culturales». Es una función pública ejercida a través de un sistema integrado de directrices, programas, planes y actuaciones de las instituciones del Estado, con instrumentos definidos para la planificación y la ejecución de las acciones. La ley declara de interés general el ordenamiento del territorio (Art. 2), lo que permite limitar los derechos individuales de las personas afectadas por las normas que se dicten y habilita la expropiación de los bienes que se consideren necesarios para cumplir con los objetivos de esas normas. Además, califica a los instrumentos de OT como de orden público y obligatorio y establece que el ordenamiento territorial es cometido esencial del Estado (Art. 2).

Aunque la Ley 18.308 (Uruguay, 2008) no explicita el vínculo entre los instrumentos de OT y DS y las normas que se elaboren para las AP que ingresan al SNAP, evidencia la profundización y expansión operacional con respecto a la Ley N° 17.283 (Uruguay, 2000) de Protección del Ambiente, principalmente con relación a los recursos naturales, su protección y conservación (Gorosito y Ligrone, 2009). Asimismo, en su artículo 8 la Ley 18.308 (Uruguay, 2008) establece que «los instrumentos de planificación territorial referidos (los que propone la ley) son complementarios y no excluyentes de otros planes y demás instrumentos destinados a la regulación de actividades con incidencia en el territorio dispuestos en la legislación específica correspondiente, excepto los que la presente ley anula, modifica o sustituye.»

Cabe destacar que el artículo 5, sección j, de la Ley 18.308 (Uruguay, 2008) incluye los bienes con valores de interés ambiental dentro del patrimonio cultural. A su vez, el artículo 22 («Inventarios, Catálogos y otros instrumentos de protección de Bienes y Espacios») incorpora un instrumental novedoso que mejora el potencial normativo en materia patrimonial

nacional basado en la Ley 14.040 (Uruguay, 1971) de creación del Patrimonio Cultural de la Nación: les da carácter de instrumentos de OT y DS a los inventarios, catálogos y otros, por lo que adquieren toda la potencia de esta ley y de la legislación asociada; supera la visión objetual propia de la Ley 14.040 (Uruguay, 1971), extendiéndola a componentes territoriales amplios como los sectores territoriales o las zonas de paisaje, y, por último, incorpora el interés ambiental o patrimonial de cualquier orden, llevando el concepto de patrimonio cultural a los cánones actuales y ampliando el enfoque clásico expresado en los artículos 5 y 14 de la Ley 14.040 (Uruguay, 1971) (Gorosito, et al., 2009).

Partiendo de la base de que la Ley 18.308 (Uruguay, 2008) amplía el enfoque sobre lo que se entiende por patrimonio, es necesario profundizar en el estado de la doctrina actual a nivel mundial y analizar la evolución de algunos conceptos como patrimonio cultural y natural y paisaje. La valoración contemporánea de algunos elementos tangibles o intangibles se basa fundamentalmente en su fragilidad, es decir, en la posibilidad de su desaparición y, además, en sus valores identitarios tanto como referente de unas sociedades frente a otras como del conjunto de los seres humanos en tanto especie (Fernández Cacho, 2006). En el Convenio Europeo del Paisaje (Consejo de Europa, 2000) el paisaje «representa un componente fundamental del patrimonio cultural y natural de Europa», y funciona como aglutinador y marco de referencia para la comprensión histórica de las relaciones entre los seres humanos y entre éstos y la naturaleza (Fernández Cacho, 2006).

A nivel nacional, la definición de paisaje y el enfoque metodológico que se acuerdan en el Proyecto Paisaje y SNAP (MVOTMA, División Sistema Nacional de Áreas Protegidas, 2014, p.23) evidencian una evolución en el entendimiento de las áreas protegidas, desde un enfoque de las AP como islas hacia uno que las integra en un sistema socioecológico más amplio (Palomo, et al., 2014), lo cual complejiza su planificación y su gestión.

Por otro lado, en las últimas décadas se ha desarrollado un concepto para entender y evaluar las relaciones que existen entre los ecosistemas, su composición y estructura y el bienestar humano: el de los Servicios Ecosistémicos (SE). Estos se definen en sentido amplio como las condiciones y los procesos a través de los cuales los ecosistemas preservan y enriquecen la vida humana (Daily, 1997); son funciones o procesos que tienen valor para las personas. Los Servicios Ecosistémicos Culturales (SEC) se definen como los beneficios no materiales que la gente obtiene de los ecosistemas a través del enriquecimiento espiritual, el desarrollo cognitivo, la reflexión, la recreación y la experiencia estética, incluyendo, por ejemplo, sistemas de conocimiento, relaciones sociales y valores estéticos (Millennium Ecosystem Assessment, MEA, 2005).

Un supuesto central del concepto de SEC es que el bienestar humano depende de ellos y que la evaluación y el reconocimiento de estos servicios llevan a un manejo ecosistémico más sustentable. Sin embargo, la idea central de este concepto, en el cual se reduce la «cultura» a un «servicio», es criticada por su perspectiva separatista entre humanos y naturaleza y por su visión reduccionista de la cultura como un servicio provisto por los ecosistemas, ignorando la cogeneración socio-cultural de beneficios (Plieninger, et al., 2015). Como alternativa, Setten et al. (2012) sugieren la idea del paisaje como una vía para incorporar los procesos

sociales y culturales inconmensurables y dependientes del contexto en el enfoque de los servicios ecosistémicos. Sin embargo, un enfoque centrado en los SEC para la planificación del paisaje a veces puede diferir sustancialmente de la planificación orientada a la conservación de la diversidad biológica (Plieninger, et al., 2015).

En la zona costera uruguaya es particularmente relevante la influencia crítica que probablemente tengan los SEC sobre las decisiones de los propietarios de tierra y, consecuentemente, sobre los esfuerzos para manejar la tierra de propiedad privada. Por ejemplo, el deseo de tener vistas panorámicas de la playa puede llevar a construir sobre la zona litoral activa, lo cual puede alterar la dinámica del transporte de sedimentos, con todas sus consecuencias.

Teniendo en cuenta todas las disposiciones legales surgidas desde principios de este siglo y las evoluciones conceptuales que se han dado, es imprescindible profundizar en las herramientas normativas concretas con que se cuenta y en las formas de operar con ellas para lograr una adecuada articulación entre la conservación de la biodiversidad y el desarrollo sostenible. Se proponen los instrumentos previstos en el Artículo 22 de la Ley 18.308 (Uruguay, 2008) como transversales a las distintas políticas, reconociendo la importancia de conocer para luego gestionar y la necesidad de generar consensos entre los distintos sectores o niveles de gobierno en cuanto a qué información se releva y cómo y de qué forma se incorporan las valoraciones culturales.

Antecedentes

Para aportar a la construcción de un modelo conceptual que dé sustento a los instrumentos de protección patrimonial para entidades naturales en Uruguay, se revisaron experiencias a nivel mundial que consideraran al patrimonio en un sentido amplio. El proyecto internacional Metodologías para la Representación Formal del Patrimonio Cultural (financiado por la Junta de Galicia, España) tuvo como objetivo la creación, selección, desarrollo, análisis, validación, demostración y transferencia de las tecnologías necesarias para la construcción de significado en relación a la información que se genera y maneja durante los trabajos de investigación y gestión del patrimonio cultural (Carve, et al., 2010). En el marco de dicho proyecto surgió el Modelo Abstracto de Referencia para Patrimonio Cultural (CHARM, por sus iniciales en inglés) que es a la vez una teoría analítica (y en parte explicativa), una herramienta de trabajo interdisciplinar y una forma de comunicación expresada en lenguaje ConML (Incipit, 2015a; Incipit, 2015d, Figura 1).

CHARM entiende el patrimonio cultural de una forma muy abstracta, como la suma de una entidad valorable y su valoración cultural (Incipit, 2015d) o, lo que es lo mismo, como un constructo social que resulta del valor cultural que la sociedad asigne a una entidad valorable, puesto que ésta no será patrimonio si nadie la valora como tal (Cobas Fernández, 2015). CHARM no prejuzga ni asume ningún tipo de cosas como patrimonio cultural y para ello mantiene una separación muy clara entre las entidades valorables, de carácter ontológico, y su valoración, de carácter axiológico, aunque, a la vez, contempla el hecho de que en la construcción del patrimonio estas entidades operan de forma interrelacionada (Cobas Fernández, 2015). Con esta visión abstracta se intenta salvar la falta de consenso sobre la definición de patrimonio

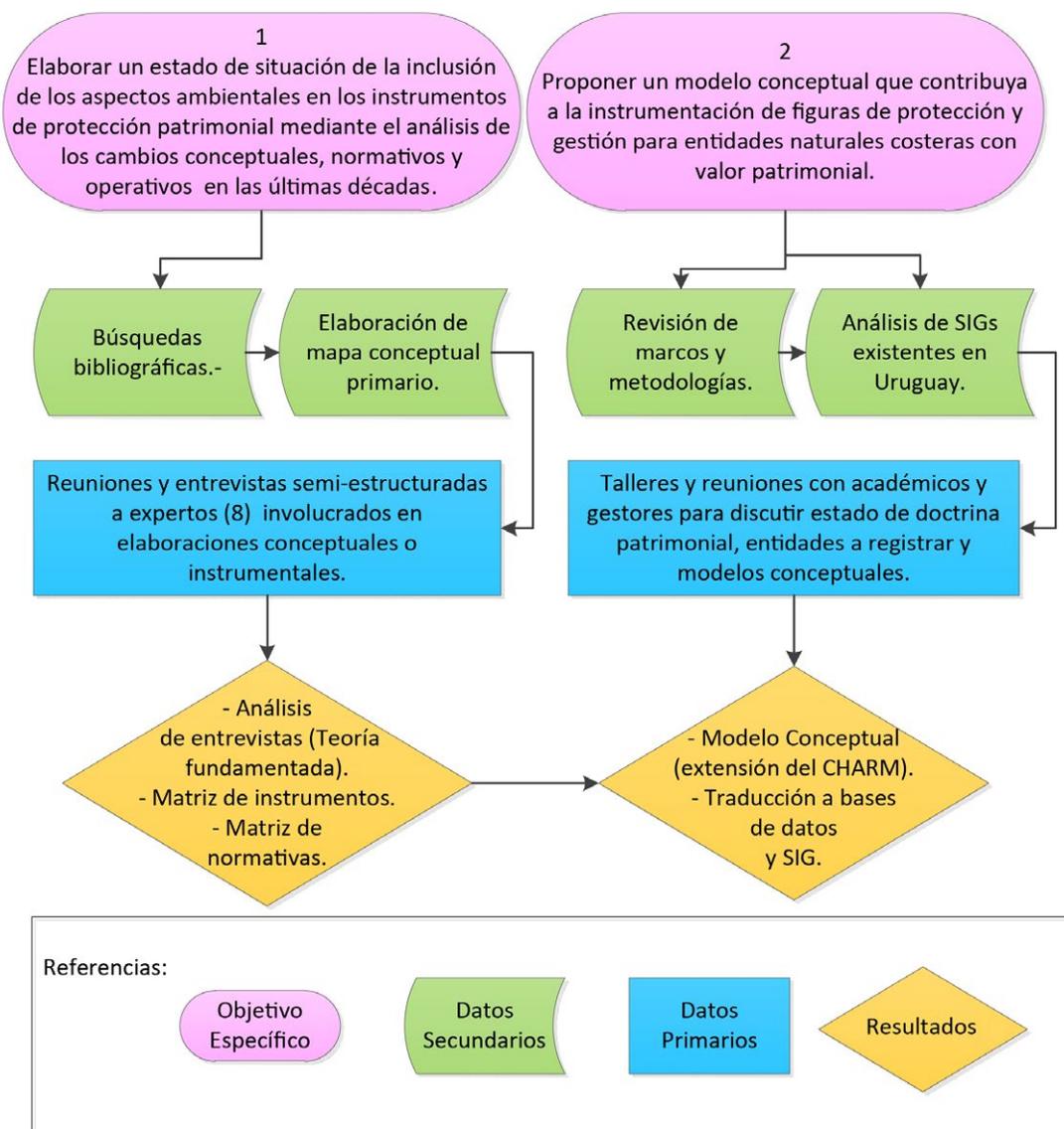


Figura 2. Esquema de la estrategia de la investigación: objetivos específicos (elipses rosadas), obtención de datos secundarios (polígonos verdes), obtención de datos primarios (rectángulos celestes) y resultados (rombos amarillos) de la investigación.

organizada, denominado *sistema complejo* (García, 1994). La característica determinante de un sistema complejo es la interdefinibilidad y mutua dependencia de las funciones que cumplen los elementos dentro del sistema total, lo que excluye la posibilidad de obtener un análisis de un sistema complejo por la simple adición de estudios sectoriales correspondientes a cada uno de los elementos (García, 1994).

El enfoque de las Ciencias de la Integración e Implementación (I2S) se plantea como un medio de mejorar los esfuerzos de la investigación para abordar problemas complejos a través de tres dominios: 1) la síntesis entre el conocimiento científico y el de los actores involucrados; 2) la comprensión y el manejo de distintos tipos de incertidumbres y desconocidos, y 3) el apoyo de la investigación integrada al diseño de políticas y el cambio de prácticas (Bammer, 2013).

En Bammer (2013) se compilan herramientas que pueden servir para llevar a cabo la síntesis de conocimiento (primer dominio), que se clasifican según tres categorías: métodos basados en el diálogo, métodos basados en modelos, productos o visiones, y métodos basados en métricas comunes. El objetivo del segundo dominio es ayudar a políticos y gestores a tomar las mejores decisiones posibles, que no pueden estar basadas solamente en la evidencia disponible. El tercer dominio se concentra principalmente en los aspectos prácticos de la identificación de los actores clave y de los procedimientos que pueden ser susceptibles de recibir apoyo de investigación, junto con las formas en que puede prestarse ese apoyo. El propósito es ayudar a los equipos a hacer sus valoraciones explícitas y mejor informadas, apoyándose en la comprensión de cómo el gobierno, las empresas y la

sociedad civil operan y cómo la investigación puede ejercer influencia (Bammer, 2013).

Al comienzo de esta investigación se planteó la siguiente pregunta: ¿cómo se podrían hacer los inventarios de entidades naturales incorporando distintos tipos de valoraciones y asegurando que tengan validez jurídica? A partir de esta pregunta se dispararon otras que fueron mostrando la complejidad del tema. La temática requería un abordaje cualitativo al involucrar disciplinas, marcos epistémicos y formas muy diversas de entender los mismos términos. Desde la perspectiva de las I2S se trabajó en el primer dominio, sin perder de vista que el objetivo de esa síntesis era brindar apoyo para el cambio de prácticas y políticas. La estrategia diseñada se esquematiza en la Figura 2, donde se establecen los objetivos específicos y se conectan con los métodos y técnicas utilizados para alcanzarlos (principalmente basados en el diálogo y en la generación de mapas y modelos conceptuales), así como con los resultados de cada etapa. En Ciganda (2017) se encuentra la descripción detallada de todos ellos y a continuación se presentan los procedimientos más relevantes para esta publicación.

Recolección de datos secundarios y primarios

Se recurrió a bibliografía específica que, junto con la surgida de las primeras reuniones mantenidas con tutores y evaluadores, se utilizó para elaborar un mapa conceptual preliminar, con la ayuda del software Atlas.ti 6.0. De esta forma se determinaron las categorías a relevar.

Para la recolección de datos primarios de la primera etapa se acudió a informantes calificados nacionales (Batthyány, et al., 2011) involucrados en elaboraciones conceptuales o instrumentales del tema. Se optó por una muestra variada que incluyera distintas perspectivas y representara la complejidad del fenómeno estudiado (Hernández Sampieri, et al., 2006). Se seleccionaron ocho expertos a quienes se les realizaron entrevistas semi-estructuradas (Batthyány, et al., 2011), una por correo electrónico y las restantes en forma presencial. Las pautas se construyeron a partir del mapa conceptual primario. Las conversaciones se registraron en formato de audio y luego se transcribieron.

Análisis cualitativo de las entrevistas

El proceso de análisis cualitativo parte de la denominada teoría fundamentada (*grounded theory*), lo que significa que la teoría (*hallazgos*) va emergiendo fundamentada en los datos. Se siguió específicamente el diseño emergente de la teoría fundamentada, en el cual la codificación es abierta y las nuevas categorías emergen por comparación constante y se van conectando entre sí para construir teoría. La identificación de las unidades de análisis se realizó por *libre flujo* (Hernández Sampieri, et al., 2006). Se recurrió nuevamente al programa Atlas.ti 6.0 para crear códigos, asignar códigos a las citas, armar redes, agregar memos, etcétera. Se sintetizó la información recabada a través de un modelo conceptual básico.

Talleres y reuniones con expertos

A través de las entrevistas se identificó la necesidad de generar encuentros entre los informantes para intercambiar ideas. Se realizaron dos talleres, en Montevideo y en Rocha, con el

fin de avanzar en la construcción de un modelo conceptual, invitando a un amplio rango de actores académicos y gestores, e intentando cubrir todas las disciplinas y organismos involucrados o interesados en la temática. Se presentaron los objetivos y se propusieron consignas de trabajo para cada taller. Asimismo, se presentó el modelo conceptual surgido de la etapa anterior como insumo para el intercambio. Se sintetizaron las cuestiones más relevantes surgidas en los talleres.

Además, se mantuvieron reuniones con gestores y académicos para dialogar sobre cuestiones relevadas previamente. Se identificaron los puntos clave de cada reunión y se analizaron en conjunto con los talleres.

Extensión del CHARM

Para realizar la síntesis final de conocimientos se buscó un modelo conceptual que permitiera transmitir ideas y resultados y, a la vez, ser el sustento para un futuro sistema de información. El CHARM constituyó una base adecuada para el desarrollo del modelo conceptual propio porque cumplía con ambos propósitos. Como se mencionó, para poder usar el CHARM es necesario extenderlo, lo cual significa añadir, eliminar o modificar las clases, atributos, asociaciones u otros elementos del modelo de partida con el fin de obtener un modelo resultante que se ajuste a las necesidades concretas (Incipit, 2015c). Esta tarea insumió alrededor de cinco meses durante los cuales el modelo se fue refinando en sucesivas etapas hasta alcanzar su formato final. Se dibujaron los diagramas de clases en el programa Microsoft Visio 2010 con la ayuda del Stencil de ConML (Incipit, 2015a).

Resultados

Análisis de las entrevistas

En la etapa de codificación abierta de las unidades de análisis identificadas para cada entrevista se obtuvo un total de 95 códigos con una o más citas asociadas. Posteriormente, se seleccionaron los códigos con mayor cantidad de citas asociadas y se sintetizó la información comparando las respuestas de los distintos entrevistados, buscando puntos en común y diferencias. Al mismo tiempo, se identificaron relaciones con otros códigos, algunas de las cuales ya se habían esbozado a partir del mapa conceptual inicial.

Los códigos se agruparon en seis súper códigos: instrumentos de protección patrimonial; aspectos conceptuales y valorativos; aspectos normativos; aspectos institucionales; aspectos socio-culturales, y aspectos técnicos-disciplinares. A partir de estos súper códigos se buscaron relaciones macro entre los distintos aspectos para poder transmitir los resultados preliminares del análisis en las instancias de taller y seguir avanzando en la síntesis con nuevos aportes (Figura 3).

Relatoría de los talleres y de las reuniones con gestores

Uno de los focos del primer taller fue la definición de las entidades a registrar y proteger teniendo en cuenta la redacción del artículo 22 de la Ley 18.308 (Uruguay, 2008). Se llegó a la conclusión de que *sector territorial* es un concepto muy vago

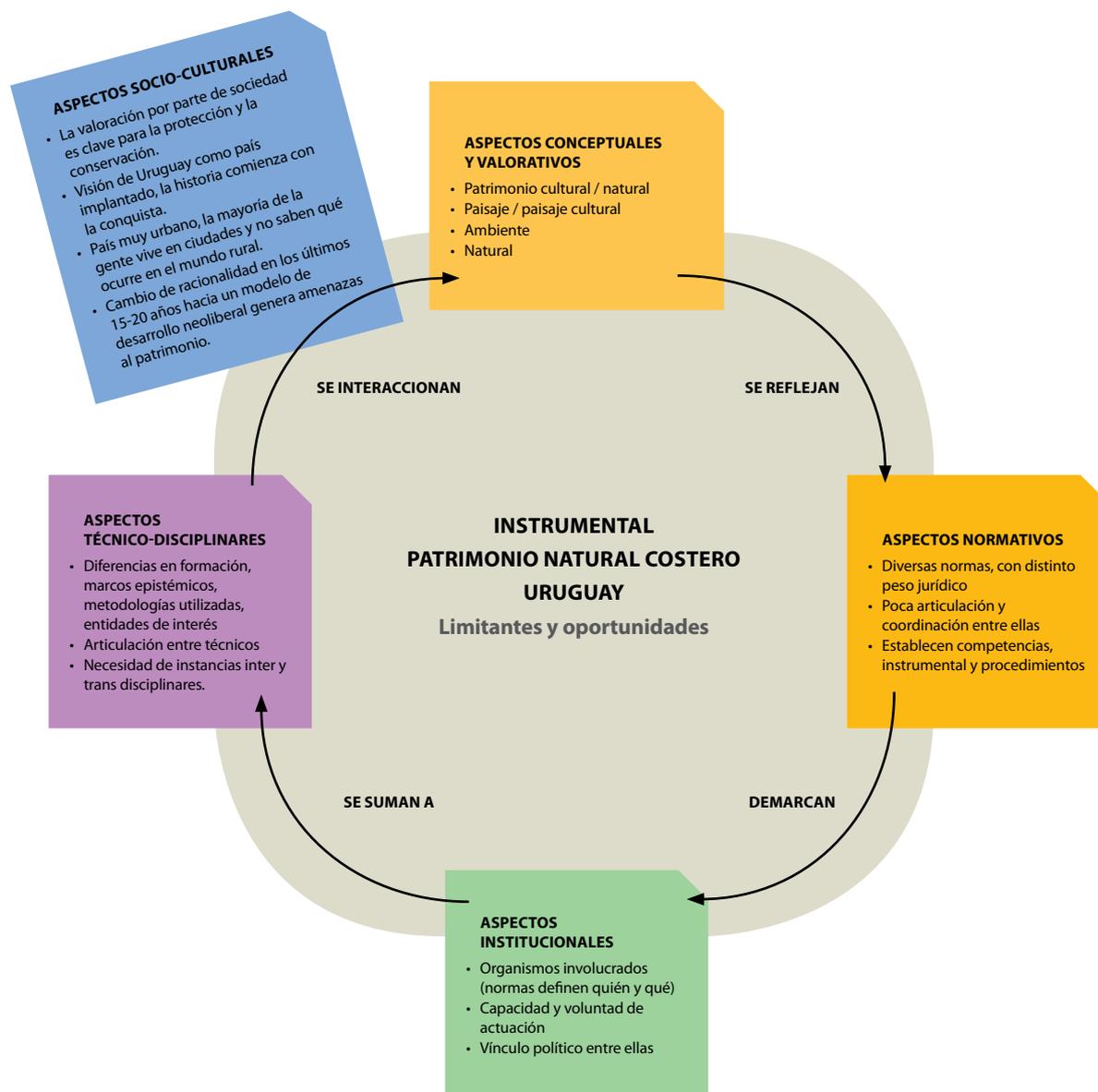


Figura 3. Esquema inicial de análisis donde se identifican cinco aspectos que se interrelacionan y que influyen en la implementación de los instrumentos de protección patrimonial.

pero que puede servir para incorporar entidades diversas. Los *espacios públicos* podrían ser los que tengan una definición más clara, si se los interpreta como aquellos de uso público, ya que están definidos en el Código Civil (aprobado por Ley N° 16.603, Art. 478; Uruguay, 1994).

En cuanto a las *unidades de paisaje*, se consideró que podían ser entendidas como entidades de mayor escala pero hubo acuerdo en que no hay consensos en cuanto a los criterios para su identificación y clasificación. Una interrogante que quedó planteada fue cómo representar entidades que no son fijas a lo largo del tiempo y que no son fáciles de identificar en el territorio, por ejemplo, los procesos naturales (flujos, distribuciones, etcétera). Esta cuestión constituyó un desafío (conceptual, metodológico y de actuación) a responder e

instrumentar durante gran parte de la investigación, dada la relevancia del movimiento y de las distribuciones discontinuas de muchas entidades naturales.

En cuanto a los instrumentos, los inventarios son los más usados habitualmente, tanto por arquitectos como por arqueólogos. Se puede correr el riesgo de que sean estáticos o que no puedan reflejar la complejidad de los sistemas naturales. Sin embargo, por ser tradicionalmente usados, al momento de su aprobación por las juntas departamentales no se cuestionaría la pertinencia de aprobarlo como un instrumento contemplado en la Ley 18.308 (Uruguay, 2008). Los catálogos implicarían un nivel de detalle mayor y se confeccionan recién cuando ya han sido identificadas las entidades más valiosas. Por último, la Ley 18.308 (Uruguay, 2008) habilita un abanico de posibi-

lidades para innovar en la elaboración de *otros instrumentos de protección de bienes y espacios*; sin embargo, al contrario de los inventarios, se corre el riesgo de que los legisladores no entiendan que también pueden ser considerados instrumentos especiales previstos en dicha ley.

Extensión del CHARM

Una vez que se analizó el CHARM en profundidad, se encontró que contenía desarrollos conceptuales muy interesantes en relación con la mayoría de las dimensiones que implica el patrimonio, pero que las entidades naturales pasibles de

ser valoradas estaban escasamente representadas. No se encontraron ejemplos de extensiones en ese sentido, por lo que se decidió partir del propio CHARM para generar una extensión que profundizara en entidades naturales. Las entidades valorables (clases) identificadas en una primera etapa para incorporarse al CHARM fueron: Especie, Biocenosis, Ecosistema, Función o Proceso Ecosistémico, Servicio Ecosistémico, Beneficio, Instrumento de Protección Patrimonial (Ley 18.308), Sector Territorial, Espacio de Uso Público, Parcela (catastral), Área Protegida (del SNAP), Monumento Histórico Nacional, Patrimonio de la Humanidad, Reserva de Biosfera, Sitio Ramsar y Componente del Paisaje.

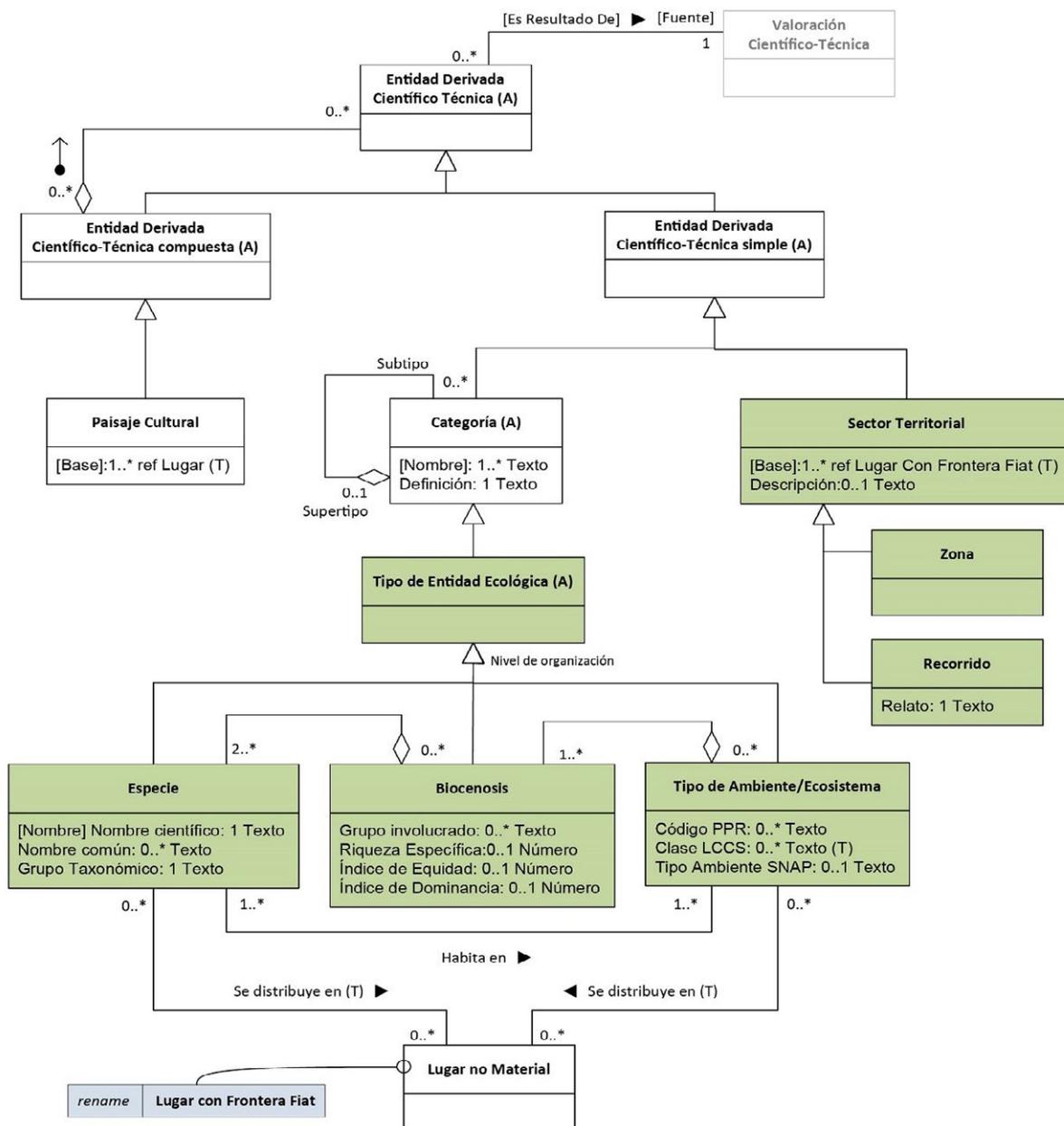


Figura 4. Diagrama de clases expresado en ConML, mostrando la extensión del CHARM de las clases especializadas de Entidad Derivada Científico Técnico. Las clases que aparecen en recuadros blancos son las originales, mientras que las que están en recuadros verdes son las nuevas.

La primera pregunta a responder era si debían considerarse como entidades primarias o como derivadas, y luego, en qué clase especializada tenían cabida. Las clases que generaron más dificultad a la hora de su incorporación al modelo fueron, por un lado, Función o Proceso Ecosistémico, Servicio Ecosistémico y Beneficio, ya que son conceptos cuyas definiciones son variadas y ninguna de las clases existentes en el CHARM al comienzo de este proceso se adaptaba a ellas; por otro lado, se buscaba dar un lugar a clases vinculadas con el estudio del paisaje (en su más amplia acepción) que, sin fragmentarlo, pudieran detallar algunas características de sus componentes. El primer problema se solucionó una

vez que se incorporó en el modelo de referencia una nueva clase llamada «Situación», definida como un acontecimiento relativo configurado por otras entidades valorables. El problema de dónde colocar los estudios disciplinares vinculados al paisaje se mantuvo hasta el último momento y se resolvió cuando se propuso definirlos como subclases de «Valoración Técnico-disciplinar de Investigación», agrupados como estudios disciplinares de paisaje.

Así como se agregaron entidades al modelo de referencia, también se eliminaron algunas para disminuir la complejidad y porque no eran de relevancia para el caso de estudio, con lo que también se eliminaron asociaciones en cascada. Para

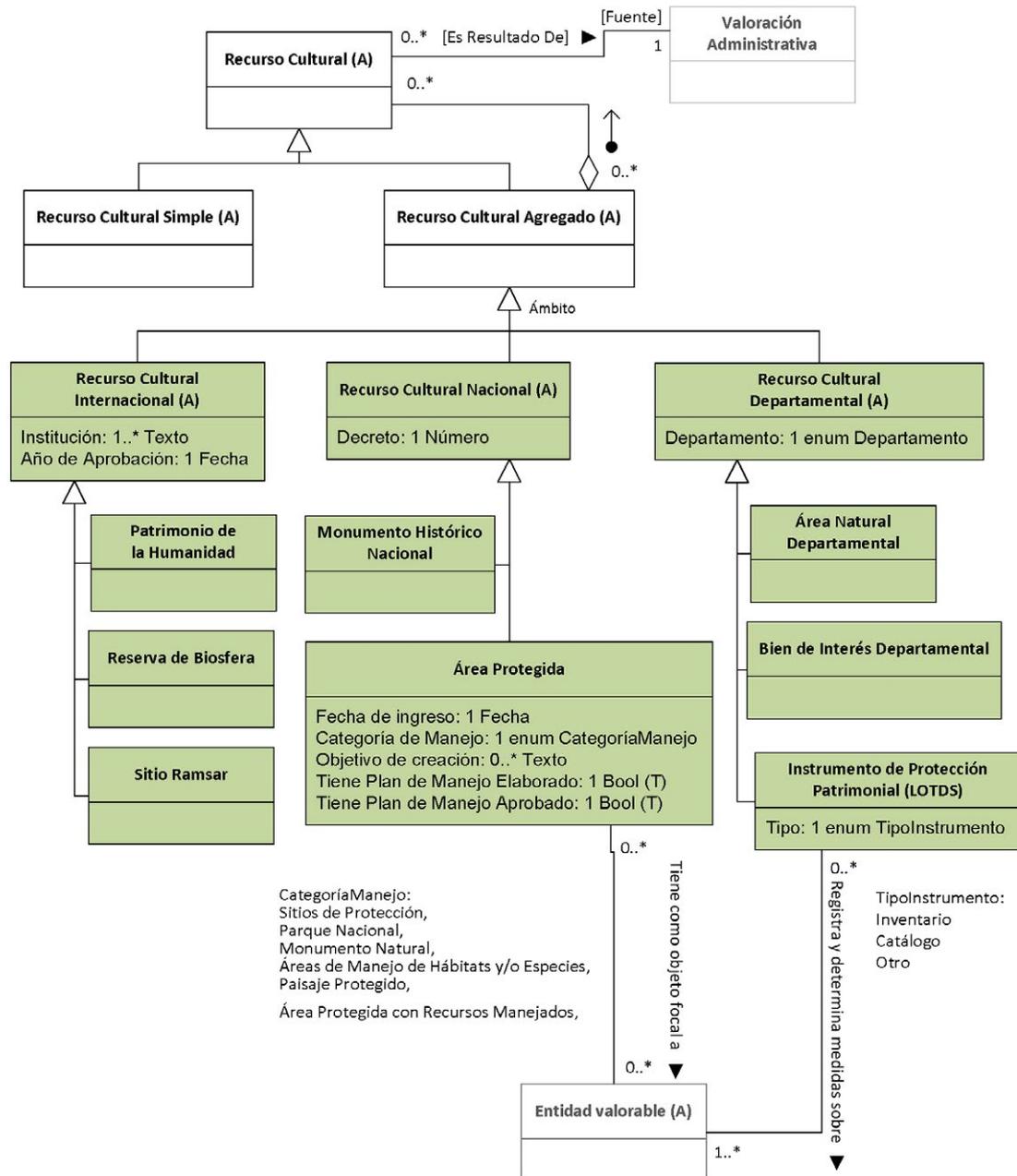


Figura 5. Diagrama de clases expresado en ConML, mostrando la extensión del CHARM de las clases especializadas de «Recurso Cultural».

incorporar algunas de las clases nuevas fue necesario agregar entidades abstractas para hacer el nexo con las concretas. Los atributos asignados a las clases nuevas respondieron a la información potencialmente disponible y necesaria acerca de cada nueva entidad.

Además de agregar entidades nuevas se encontró pertinente cambiar el nombre de una entidad existente en el CHARM debido a que la denominación anterior podía dar lugar a confusiones. La clase «Lugar no Material» pasó a llamarse «Lugar con Frontera Fiat», en referencia a un lugar que tiene límites con características materiales que no lo distinguen de su entorno.

En las Figuras 4 a 8 se muestran los grupos de clases con nuevas entidades agregadas, sus atributos y las asociaciones tanto con las clases nuevas como con las originales del CHARM. Como clase especializada de «Categoría», se

creó la clase «Tipo de Entidad Ecológica» (abstracta) de la cual se especializan «Especie», «Biocenosis» y «Ambiente/Ecosistema» (Figura 4). Entre la primera y la última existe una asociación nueva que es «Especie Habita En Ambiente»; cada una de estas clases se relaciona con «Lugar con Frontera Fiat» por medio de «Se Distribuye En». Una «Biocenosis» (o comunidad biótica) está conformada por dos o más especies y, a su vez, las biocenosis son parte de los ambientes/ecosistemas. «Sector Territorial» también se conceptualizó como entidad derivada científico-técnica simple y de ella se desprenden dos sub-clases que son «Zona» y «Recorrido».

Los recursos culturales se agruparon en: Internacionales, Nacionales y Departamentales. Tanto «Área Protegida» como «Instrumento de Protección Patrimonial» se relacionan con «Entidad Valorable»: la primera puede tener entidades valora-

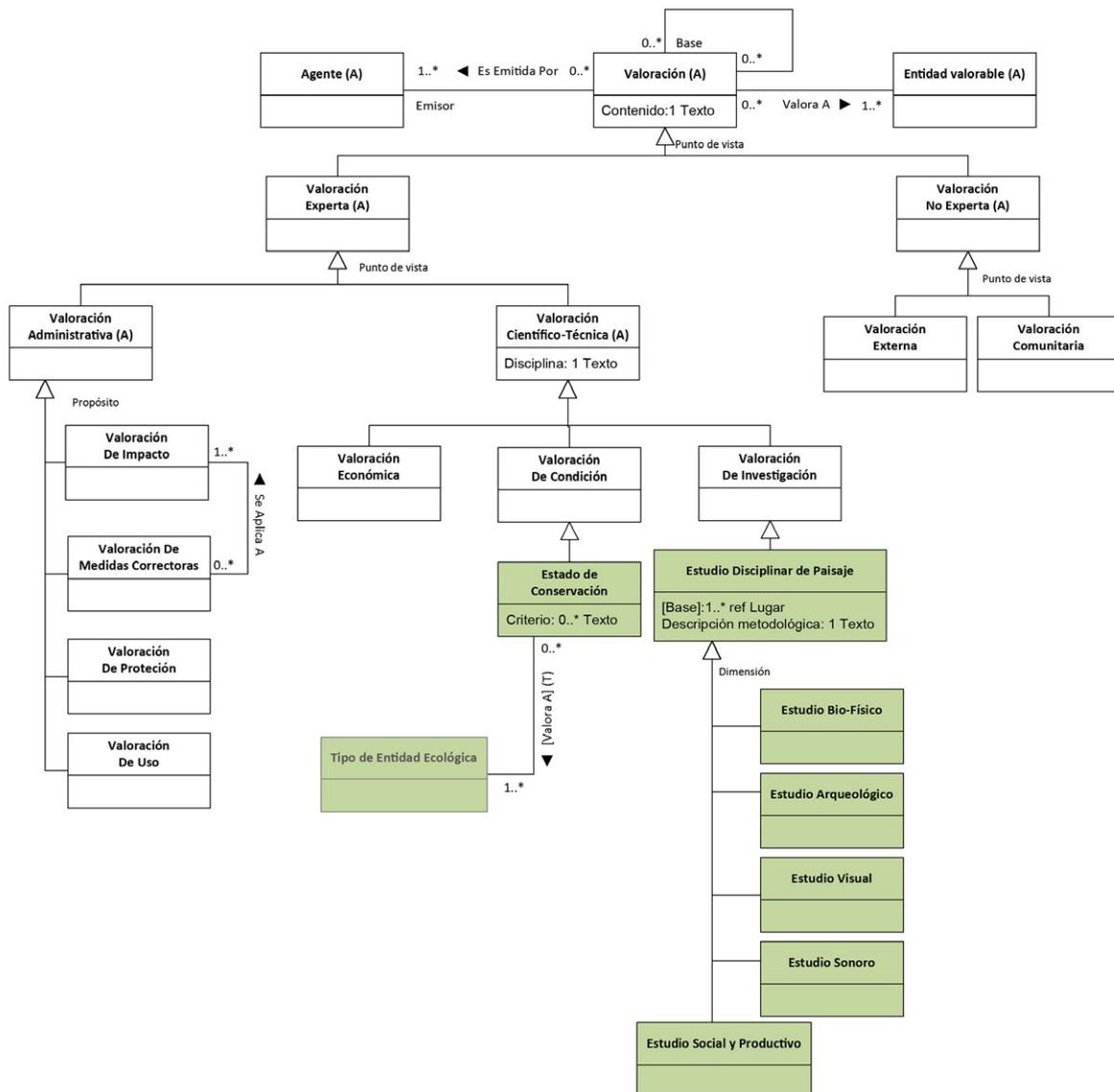


Figura 6. Diagrama de clases expresado en ConML, mostrando la extensión del CHARM de las clases especializadas de «Valoración».

bles como objetos focales y el segundo registra entidades valorables y establece medidas de protección para ellas (Figura 5).

La principal distinción que hace el CHARM dentro de las valoraciones es entre expertas y no expertas. Las primeras «son las producidas por consenso dentro de un grupo de expertos, y emitidas de manera formal» mientras que las otras «son aquellas producidas por una comunidad desde una perspectiva no experta y no científica, y emitida de manera informal» (Incipit 2015a). Las valoraciones expertas pueden distinguirse a su vez en administrativas o científico-técnicas, y las no expertas en comunitarias o externas. Las posibles valoraciones científico-técnicas que plantea el CHARM son las económicas, las de investigación y las de condición (Figura 6). En esta extensión se incorporaron nuevas clases dentro de estas últimas dos: de «Valoración de Investigación» se especializa una clase llamada «Estudio Disciplinar de Paisaje» que hace

referencia a uno o más Lugares, y de ella se especializan cinco tipos de estudios: Bio-físico, Arqueológico, Visual, Sonoro y Social-Productivo. Estas clases surgen por la necesidad de explicitar diversas valoraciones que se pueden englobar en el paraguas de estudios del paisaje. Dentro de «Valoración de Condición» se incorporó «Estado de Conservación», que valora específicamente los Tipos de Entidades Ecológicas.

«Departamento», «Municipio», «Parcela» y «Espacio de Uso Público» son entidades conceptualizadas como divisiones territoriales (Figura 7). Existen asociaciones de todo/parte entre «Departamento» y las otras tres.

Por último, «Función o Proceso Ecosistémico» y «Servicio Ecosistémico» se especializan de la clase «Situación», mientras que «Beneficio» lo hace de una clase más especializada que es «Fenómeno». Estos son percibidos por uno o más «Agentes» y por eso se consideró más correcto incorporar «Beneficio»

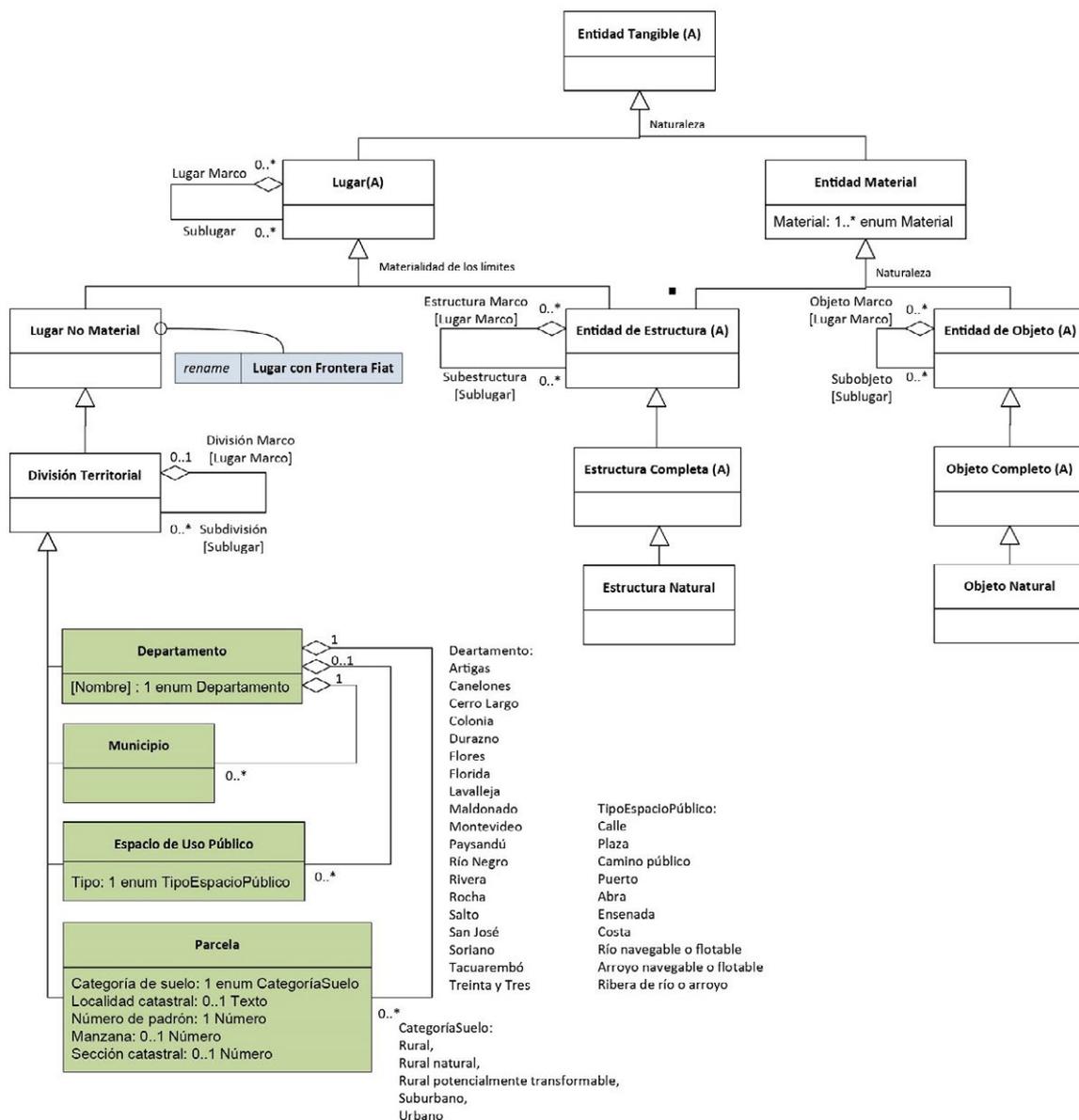


Figura 7. Diagrama de clases expresado en ConML, mostrando la extensión del CHARM de las clases especializadas de «Entidad Tangible».

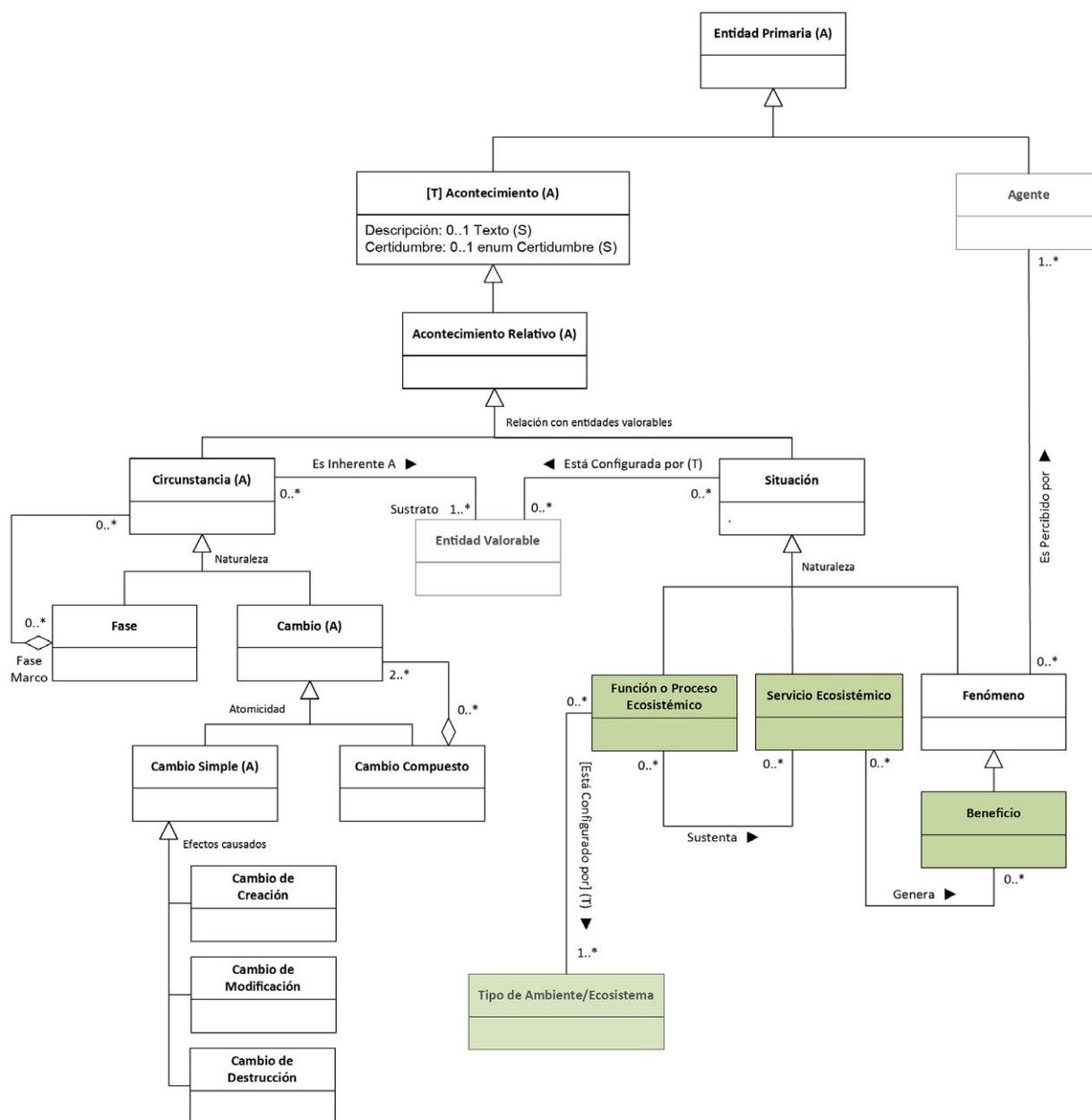


Figura 8. Diagrama de clases expresado en ConML, mostrando la extensión del CHARM de las clases especializadas de «Acontecimiento».

allí. Las funciones o procesos ecosistémicos están configurados por los ambientes/ecosistemas y, a su vez, sustentan los servicios ecosistémicos (Figura 8).

Discusión

¿Cómo pueden incorporarse las distintas valoraciones del ambiente en espacios con alta biodiversidad para contribuir con su conservación? Una de las razones para elegir el CHARM como punto de partida fue justamente la profundidad con la que aborda la cuestión de las valoraciones y el grado de explicitación que plantea. Sin embargo, más allá de que se intente ampliar el horizonte de los agentes con voz en la definición de

lo que es patrimonial o no, este modelo está construido desde la academia y el discurso que produce es netamente técnico.

Una de las conclusiones del análisis de las entrevistas es que el ingreso de un área al SNAP puede ser considerado en sí como un proceso de patrimonialización en el que diversos grupos de actores hacen valoraciones sobre un determinado lugar y esas valoraciones alimentan decisiones que llevan a la protección de ese espacio. El problema que algunos entrevistados identificaron es que una vez que el área ingresa oficialmente al SNAP muchas veces se homogenizan los discursos acerca de los valores y pasan a tener más peso las valoraciones expertas que las no expertas. Mallarach et al. (2012) plantean la conservación integrada con la diversidad cultural y natural para dar lugar a áreas protegidas más

resilientes y mejor aceptadas, que estimulen la implicación de la población local y las comunidades concernidas. En esa línea hacen recomendaciones para incorporar el patrimonio inmaterial o los valores culturales y espirituales en las áreas protegidas, aportando metodologías y casos concretos de aplicación (Mallarach, et al., 2012). El modelo conceptual ayudaría a organizar esa información con miras a la elaboración de un instrumento de protección patrimonial, pero debe ser permeable a nuevas clases o relaciones que puedan surgir en el proceso o a cambios en las que ya existen para no caer en una actitud tecnocrática.

Los instrumentos de protección de bienes y espacios, por su rango jurídico, tendrían utilidad tanto en espacios que ya hayan sido declarados oficialmente como AP como en sus entornos y, más aún, en aquellos lugares que no están previstos para ingresar al SNAP. Debido a la capacidad limitada de recursos que el Sistema posee, una de las estrategias que aplica es la selección bien planificada de aquellos sitios que integrarán su red física (DINAMA-MVOTMA, 2015). Sin embargo, muchos lugares quedarán por fuera de esa red aunque tengan valores muy altos, tanto de biodiversidad como culturales, por lo que merecerían un tratamiento especial. Por ejemplo, en el caso de los conjuntos de sitios prioritarios definidos por el SNAP (DINAMA-MVOTMA, 2015) en las clases 4 (que requieren información adicional) y 5 (articulación con otras estrategias de conservación) los instrumentos de protección patrimonial enfocados en entidades naturales y sus valoraciones serían herramientas muy útiles.

Los inventarios y los catálogos pueden ser una herramienta esencial si se realizan concienzudamente y en forma periódica, pero no son suficientes en sí mismos para gestionar las entidades valoradas. Deben formar parte de un plan de manejo o de gestión más amplio, que establezca objetivos y acciones concretas que articulen los actores involucrados y fomenten la participación de todos los afectados. A su vez, el carácter estático de los inventarios y catálogos plantea ciertas dificultades cuando las entidades a registrar, valorar y gestionar son procesos y ciclos naturales o interacciones entre aspectos naturales y culturales. En la exploración de *otros instrumentos de protección de bienes y espacios* puede estar la clave para abarcar a entidades tan dinámicas y complejas como las mencionadas. El modelo conceptual desarrollado puede ser una herramienta útil para esa indagación como punto de partida, a lo que debe sumarse un análisis jurídico y político acerca de cómo formalizar e implementar los instrumentos.

El modelo conceptual resultante no especifica las decisiones que se requieren para construir la memoria de ordenación de los instrumentos, sino que apenas sienta las bases conceptuales en las que pueden apoyarse los técnicos y los jerarcas para fundamentar sus propuestas. La dimensión política no fue abordada en profundidad en este trabajo; sin embargo, a futuro será necesario analizarla para evaluar las posibilidades de aplicación de la propuesta presentada y profundizar en sus posibles formas de utilización en la toma de decisiones (por ejemplo, cuando exista conflicto entre valoraciones de distintos agentes hacia una misma entidad). Más allá de que los gobiernos departamentales tienen su autonomía a la hora de elaborar instrumentos de OT, existen avances conceptuales desde organismos de nivel nacional especializados, o desde la academia, que pueden aportar los criterios de base para la identificación de entidades frágiles o vulnerables (por ejemplo, ecosistemas), cuyos límites en general no coinciden con las fronteras administrativas y cuyas necesidades de gestión

no se ajustan necesariamente a las secuencias temporales de los gobiernos.

Esta propuesta no pretende ser una solución estática, sino una que busca proponer un lenguaje compartido para generar dinámicas de intercambio y seguir ajustando el modelo conceptual. Actualmente, la versión presentada aquí del modelo se está traduciendo a una base de datos asociada a un SIG como base para futuros instrumentos de OT. En cada caso se deberá encontrar el equilibrio adecuado entre la complejidad de las relaciones entre clases y las posibilidades de implementación en un sistema de información accesible a diferentes tipos de usuarios.

Conclusiones

El modelo conceptual desarrollado es una propuesta concreta para contribuir a relacionar los conocimientos y marcos conceptuales que provienen del ordenamiento territorial, la conservación de la biodiversidad y la gestión del patrimonio cultural. En él se introducen entidades provenientes del campo de la ecología a un marco conceptual desarrollado desde disciplinas que estudian y gestionan el patrimonio cultural. El modelo generado no solo contempla aspectos conceptuales, sino que también tiene en cuenta cuestiones más operativas como la normativa vigente en Uruguay, los instrumentos de gestión y las fuentes de información disponibles.

Esta propuesta constituye un puntapié inicial para buscar un lenguaje común entre las disciplinas involucradas y los consensos necesarios para allanar el camino a los gestores, quienes son los encargados de poner en práctica los instrumentos jurídicos. Por lo tanto, es posible de recibir comentarios y sugerencias para poder refinarla y hacerla accesible a todos aquellos que necesiten la herramienta. Utilizarla o no dependerá de las voluntades de los jerarcas y técnicos encargados de la gestión territorial y ambiental.

Reconocimientos

La investigación que da origen a los resultados presentados en esta publicación recibió fondos de la Agencia Nacional de Investigación e Innovación bajo el código POS_NAC_2013_1_11414. Agradecemos a todas las personas entrevistadas y a las que participaron en ambos talleres.

Referencias

- Bammer, G., 2013. *Disciplining interdisciplinarity: integration and implementation sciences for researching complex real-world problems* [En línea]. Canberra: The Australian National University. [Consulta 5 de julio de 2016]. Disponible en: <http://press.anu.edu.au/publications/disciplining-interdisciplinarity>
- Baththyány, K. y Cabrera, M., 2011. *Metodología de la investigación en Ciencias Sociales: apuntes para un curso inicial*. Montevideo: Universidad de la República.
- Carve, F., Fábrega-Álvarez, P., Parcero-Oubiña, C. y Gianotti, C., 2010. Integración del patrimonio cultural en las infraestructuras de datos espaciales. En: AGESIC. *I Congreso uruguayo de infraestructura de datos espaciales. Contribuyendo al desarrollo de una red regional*.

- Montevideo, Uruguay (25-26 de octubre de 2010).
Montevideo: AGESIC.
- Ciganda, A., 2017. *Inventarios de ordenamiento territorial ¿Instrumentos útiles para la protección de espacios costeros con alta biodiversidad?* Maldonado: Maestría de Manejo Costero Integrado, CURE, UdelaR. (Tesis de Maestría).
- Cobas Fernández, I., 2016. *El concepto de paisaje cultural como recurso para la educación patrimonial en la educación secundaria obligatoria*. Santiago de Compostela: Incipit, CSIC (CAPA, 37). ISBN: 978-84-608-9857-3.
- Consejo de Europa, 2000. *Convenio europeo del paisaje* [En línea]. Florencia: Consejo de Europa. [Consulta 25 de febrero de 2014]. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/desarrollo-territorial/090471228005d489_tcm7-24940.pdf
- Daily, G.C., 1997. *Nature's services. Societal dependence on natural ecosystems*. Washington: Island Press.
- DINAMA, 1999. *Propuesta de estrategia nacional para la conservación y uso sostenible de la diversidad biológica del Uruguay* [En línea]. Montevideo: Hemisferio Sur. [Consulta 19 de junio de 2016] Disponible en: <https://www.cbd.int/doc/world/uy/uy-nbsap-01-es.pdf>
- DINAMA-MVOTMA, 2015. *Plan estratégico 2015-2020: Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Uruguay*. Montevideo: MVOTMA. DINAMA.
- Fernández Cacho, S., 2006. *Patrimonio arqueológico y planificación territorial. Estrategias de gestión para Andalucía*. Sevilla: Consejería de Cultura; Instituto Andaluz del Patrimonio Histórico; Empresa Pública de Gestión de Programas Culturales; Universidad de Sevilla. (Historia y Geografía, 143). ISBN: 978-84-8266-781-2
- García, R., 1994. Interdiscipliniedad y sistemas complejos. En: Leff, E., ed., 1994. *Ciencias Sociales y formación ambiental*. Barcelona: Gedisa. pp. 85-124.
- GESAMP, Grupo Mixto de Expertos OMI/FAO/UNESCO-COI/OMM/OMS/OIEA/Naciones Unidas/PNUMA sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino, 1999. *La contribución de la ciencia al manejo costero integrado*. Roma: FAO. (Informes y Estudios, 61). ISSN: 978-92-5-303856-5
- González-Pérez, C., y Parcerou Oubiña, C., 2014. A conceptual model for cultural heritage. Definition and motivation. En: Verhagen, P., ed., 2011. *Revive the past: Proceedings of the 39th conference in computer Applications and Quantitative methods in Archaeology*. Beijing, China (12-16 de abril de 2011). Amsterdam: Amsterdam University Press.
- Gorosito, R. y Ligrone, P., 2009. *El sistema uruguayo de ordenamiento territorial y desarrollo sostenible y su ley fundante 18.308*. Montevideo: La Ley.
- Gorosito, R., Ligrone, P. y Sánchez, A., 2009. *Leyes 18.308 y 18.367 de ordenamiento territorial y desarrollo sostenible*. Montevideo: Bastides. (Instrumentos, 3)
- Hernández Sampieri, R., Fernández Collado, C. y Baptista Lucio, P., 2006. *Metodología de la Investigación*. 4a ed. México: Mc Graw Hill/Interamericana. ISBN 970-10-5753-8
- Hildebrand, L., 2002. Integrated coastal management: lessons learned and challenges ahead. En: *International conference*. Hamilton, Canadá (23-28 de junio de 2002). Hamilton: Coastal Zone Canada Association. pp.1-12.
- Incipit, 2015a. *ConML* [En línea]. Santiago de Compostela: Incipit, CSIC. [Consulta 19 de junio de 2016]. Disponible en: <http://www.conml.org/>
- Incipit, 2015b. *CHARM* [En línea]. Santiago de Compostela: Incipit, CSIC. [Consulta 19 de junio de 2016]. Disponible en: <http://www.charminfo.org/>
- Incipit, 2015c. *Guías de extensión de CHARM*, versión 1.0.1 [En línea]. Santiago de Compostela: Incipit, CSIC. [Consulta 22 de mayo de 2017] Disponible en: <http://www.charminfo.org/Resources/Technical.aspx>
- Incipit, 2015d. *Libro blanco de CHARM*, versión 1.0.4 [En línea] Santiago de Compostela: Incipit, CSIC. [Consulta: 22 de mayo de 2017] Disponible en: <http://www.charminfo.org/Resources/Technical.aspx>
- Mallarach, J.M., Comas, E. y de Armas, A., 2012. *El patrimonio inmaterial: valores culturales y espirituales. Manual para su incorporación en las áreas protegidas*. Madrid: Fundación Fernando González Bernáldez. (Manuales EUROPARC-España Programa de trabajo para las áreas protegidas 2009-2013, 10).
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington: Island Press.
- MVOTMA, División Sistema Nacional de Áreas Protegidas, 2014. *Fortalecimiento de la efectividad del Sistema Nacional de Áreas Protegidas incluyendo el enfoque de paisaje en la gestión - Proyecto URU/13/G35 (Paisaje y SNAP) Documento síntesis de proyecto*. Montevideo: MVOTMA-SNAP, PNUD, GEF.
- Olsen, S.B., Tobey, J. y Hale, L.Z., 2000. *Progress towards the goals of ICM: what are the impacts and what are we learning?* Rhode Island: Coastal Resource Center, University of Rhode Island.
- Palomo, I., Montes, C., Martín-Lopez, B., González, J., García-Llorente, M., Alcorlo P. y Mora M. 2014. Incorporating the social-ecological approach in protected areas in the anthropocene. En: *BioScience*, 64(3), pp.181-191.
- Plieninger, T., Bieling, C., Fagerholm, N., Byg, A., Hartel, T., Hurley, P. y López-Santiago, C.A., 2015. The role of cultural ecosystem services in landscape management and planning. En: *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, pp.28-33.
- Setten, G., Stenseke, M. y Moen, J., 2012. Ecosystem services and landscape management: three challenges and one plea. En: *Int J Biodivers Sci Ecosyst Serv Manag.*, 8, pp.305-312.
- Uruguay. *Código Civil aprobado por Ley N° 16.603, de 19 de octubre de 1994* [En línea]. Montevideo: IMPO. [Consulta 28/06/2017]. Disponible en: <https://www.impo.com.uy/bases/codigo-civil/16603-1994>.
- Uruguay. Ley 18.308, de 18 de junio de 2008. *Diario Oficial*, 30 de junio de 2008, No. 27.515, p. 642A.
- Uruguay. Ley 17.234, de 22 de febrero de 2000. *Diario Oficial*, 9 de marzo de 2000, No. 25.477, p. 871A.
- Uruguay. Ley 17.283, de 28 noviembre de 2000. *Diario Oficial*, 12 de diciembre de 2000, No. 25.663, p. 453 A.
- Uruguay. Ley 16.408, de 18 de agosto de 1993. *Diario Oficial*, 6 de setiembre de 1993, No. 23878, p. 290 A.
- Uruguay. Ley 14.040, de 20 de Octubre de 1971. *Diario Oficial*, 27 de octubre de 1971, No. 18667, p. 290A.

ÍNDICE DE AUTORES

Aldabe, Joaquín	98	González-Pérez, César	125
Arbulo, Natalia	98, 106	Goyenola, Guillermo	46
Armand Ugón, Inés	58	Heinzen Cesio, Jimena	115
Bajsa, Natalia	92	Lagomarsino, Juan José	26, 46
Barreto, Patricia	78	Lara, Rogéria I. R.	98
Bergamino, Leandro	9	Lescano, Carolina	78
Bergós, Lucía	67	Levrini, Paula	26, 46
Bidegain, Mario	46	Ligrone, Pablo Alfredo	125
Brugnoli, Ernesto	9	Lozoya, Juan Pablo	78
Brum Bulanti, Laura	58	Martínez, Ana	9, 19
Bruzzo, Carla	67	Mazzeo, Néstor	26, 46
Bueno, Carolina	9	Méndez, Gustavo	46
Burla, Juan P.	98, 106	Méndez, Silvia	19
Cardozo, Juan Manuel	67	Montaño, Jorge	36
Castiglioni, Enrique	98, 106	Olivera, Fidel	58
Ciganda, Ana Lía	125	Ortega, Leonardo	19
Clemente, Juan María	26	Pacheco, Juan Pablo	26, 46
Collazo, Paula	36	Perdomo, Carlos	78
Crisci, Carolina	46	Perez Becoña, Laura	9
De los Santos, Paula	58	Perioto, Nelson W.	98
Díaz, Ismael	46	Piñeiro, Verónica	78
Fabre, Amelia	19	Queirolo, Agustina	92
Fagúndez, César	106	Rodríguez-Gallego, Lorena	78
Fascioli, Sofía	58	Rodríguez González, Nicolás	115
Fosalba, Claudia	26	Ruibal, Mariana	78
Frachia, Rosina	58	Scarabino, Fabrizio	9
García Alonso, Javier	58	Segovia, Daniel	36
García, Luis F.	106	Senatore, Daniella	92
García-Rodríguez, Felipe	9	Silvera, Nicolás	58
Garrido Silveira, Mariana	58	Terra, Rafael	46
Gaucher, Claudio	36	Tudurí, Adriana	9
Ghattas, Badih	46	Valenzuela, Luciano	9
González Carreira, Leticia Ivón	36	Vitancurt, Ángel Javier	125
González, Lucía	46	Wajswol, Sergio	92
González-Madina, Lucía	26, 46		

ÍNDICE TEMÁTICO

A

Acceso remoto 36
Actinobacterias 92, 94-95
Agricultura 19, 22, 63, 78-79, 90-91, 96-100, 102-104, 106-108, 111, 115, 118, 120, 140
Agrociudades 115, 122
Agrocombustibles 92
Agroecosistemas 98-99, 107, 112, 114
Agua mineral natural 36
Agua para potabilización 26-29, 31, 33
Aguas bicarbonatadas 36
Aguas subterráneas 36, 40, 44, 78
Akashiwo sanguinea 20-21
Alexandrium fraterculus 20-21, 24
Ambientes costeros 9, 12-13, 67, 107, 126
Arañas 106-112, 114
Artrópodos 99, 102-103, 106-109, 112, 114
Aumento de la temperatura 19

B

Bacterias amonificantes 94-95
Bacterias heterótrofas 92, 94-95
Biocombustibles 92
Biodiversidad 63-64, 66, 68, 76, 78-79, 89, 98-99, 107-108, 113, 125-128, 136-138
Biodiversidad costero-marina 126
Bioetanol 92
Bioindicadores en ambientes 106
Biopolímeros 9
Biotoxinas marinas 20
Brachinus 106, 109

C

Calidad de agua 27, 29, 34, 36, 46-48, 50, 52-56, 72, 78-79
Calidad de suelo 92-93
Calidad de vida 59, 67, 72-73, 75, 123, 126
Calosoma retusum 106, 109
Cambio climático 19-20, 22-23, 79
Cambios en el ambiente 107-108
Caña de azúcar 92-97
Carábidos 106-112
Carbono 9-12, 15, 19, 48, 94, 140
Cartografías sociales 115, 117-118, 121
Charm 125, 127-128, 130, 132-136, 138
Cianobacterias 26-35, 46-48, 51-52, 54, 65, 78-79, 140
Cianobacterias potencialmente tóxicas 26-27, 29, 33, 54
Ciclos biogeoquímicos 10, 93
Comunidades ecológicas 107
Conflictos ambientales 75, 77, 117
Conflictos socioambientales 68-69
Conservación ambiental 59
Conservación de la biodiversidad 64, 89, 108, 125-128, 137

Conservación del arroyo 67, 73, 75
Control biológico 98-99
Cuencas 47, 56, 58-59, 63-64, 68, 89
Cuerpos de agua 40, 44, 59, 64, 78-79, 112
Cuspidothrix issatschenkoi 26, 29, 31

D

Degradación de hábitat 72
Desarrollo sostenible 63-67, 125-127, 138
Desarrollo sustentable 46, 67
Deterioro del ecosistema 79
Deterioro del suelo 78
Dinoflagelados marinos 19
Dinophysis acuminata 20-21
Dinophysis ovum 20
Dolichospermum crassum 26, 29-31, 33

E

Ecosistemas 9-10, 16, 19-20, 27, 33, 46-47, 63-65, 67-68, 72, 75-76, 98-99, 104, 107, 112, 125-127, 134, 136-137, 140
Ecosistemas acuáticos 19, 27, 46-47
Elaboración de instrumentos 125
Energía alternativa 92
Espacio rural 58, 63, 116
Especies 14-16, 19-23, 26, 29-31, 33, 47-49, 52, 58, 60, 62-65, 70, 80, 89, 99-103, 107-109, 111-112, 125-126, 134
Especies exóticas 58, 63-64, 70
Especies tóxicas 19, 23
Espectrofluorometría 9
Espectrómetro de masas 11
Estrategias de monitoreo 46, 48, 52, 54-55, 116, 123
Eutrofización 13, 19-20, 22-23, 27, 33, 46-47, 51, 54, 78-79, 89, 140
Exportación de nutrientes 78, 88

F

Factores ambientales 26-27, 33
Familia carabidae 106, 109
Fitoplancton 11, 14-15, 19-20, 22-23, 26-31, 33-34, 46-49, 51-53, 56, 78, 89, 140
Floraciones algales nocivas 19, 24
Floraciones de algas 46
Floraciones nocivas 26, 89
Flujos de energía 9, 11, 16
Forestación 22, 62-63, 79, 104, 107, 118-120
Formaciones vegetales 99-101, 108, 111
Formación polanco 36-38, 40-41, 43-44
Fósforo 22, 27-29, 47-49, 51, 56, 78-79, 81, 83, 87, 90, 140
Fraccionamiento 11-13, 16, 63

G

Galerita collaris 106, 109

Ganadería vacuna	98	Pérdida de vegetación	63, 72
Gobernanza	56, 67, 73, 75-76	Plagas agrícolas	98
H		Pradera artificial	78, 80-81, 83-85, 87-89
Heterocapsa triquetra	20-21	Problemática ambiental	115, 121
Himenópteros parasitoides	98-102, 104-105	Procesos geoquímicos	10
Hongos	92, 94-95, 141	Procesos naturales	131
I		Producción agrícola extensiva	115-116
Impactos ambientales	107, 124	Producción de cianotoxinas	27
Impactos a nivel biofísico	72	Protección patrimonial	125, 127, 130-132, 134, 137
Indicadores microbianos	92, 96	Protones	10q
Índice de precipitación	43, 45	Queso	16-19, 21, 23-24
Integridad ambiental	67, 73, 75	Queso tipo cuartirolo	17-18, 21, 23
Isótopos estables	9-13, 15-16	R	
L		Reconstrucciones paleoambientales	14
Levaduras	92, 94-95	Reconstrucciones paleoclimáticas	9-10
Lycosidae	106, 109, 112-113	Recursos costeros	68, 76, 126
M		Recursos hídricos	36, 57, 64
Macrófitas	13, 47, 78	Recursos naturales	46, 55, 59, 70, 126
Manejo costero integrado	67-68, 76, 78, 125, 138	Redes tróficas	10, 16
Manejo ecosistémico	59, 76, 127	Relieve kárstico	36, 40-44
Mapeos de actores sociales	115, 117-119	Retención de nutrientes	78-81, 85, 87-89
Maquinaria de aplicación terrestre	119, 122	Rocas carbonáticas	36
Materia orgánica antropogénica	9-10, 15	S	
Mesabolivar	106, 109-110, 112-113	Servicios ecosistémicos	19-20, 78-79, 99, 125, 127, 136
Microcuenca	58-60, 89	Sistema complejo	129
Microcystis aeruginosa	26, 29, 31, 33-34	Situaciones de vulnerabilidad	115, 118, 122
Microcystis panniformis	26, 29-30	Socioecosistemas	58
Microorganismos	79, 93-95, 141	Sphaerocavum brasiliense	26, 29-31
Moléculas bióticas	11	Ss	24, 81, 83-84, 87-89
Monitoreo ambiental	116	Steatoda	106, 109-110
Morfoespecies	102, 106, 109-112	Sustancias químicas	63, 115, 117
N		T	
Nemesiidae	106, 109, 112	Toxicidad	20, 22, 27, 31, 48, 52, 116, 141
Neutrones	10	Trampas malaise	98-99, 102-103, 111
Nitrógeno	9-13, 22, 26-31, 47-49, 51, 54, 56, 78-79, 81, 83, 87, 92-94	Tryglif	48-51
Nuevas tecnologías	36, 78	U	
Nutrientes biológicamente esenciales	107	Urbanización	16, 28, 58, 62-63, 70, 72, 75, 114
O		Usos de suelo	22, 58
Oxyopidae	106, 109, 112, 114	Uso turístico	73
P		V	
Palpimanidae	106, 109, 112	Vías fotosintéticas	10-11
Pastizales naturales	78, 107	Vinaza	92-97
Pastoreo con ganado	98	Z	
Patrones migratorios	10	Zb	79-81, 87-89
		Zonas costeras	13, 16, 19-20, 67-68
		Zonas marinas	67

INNOTEC

REVISTA DEL LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY