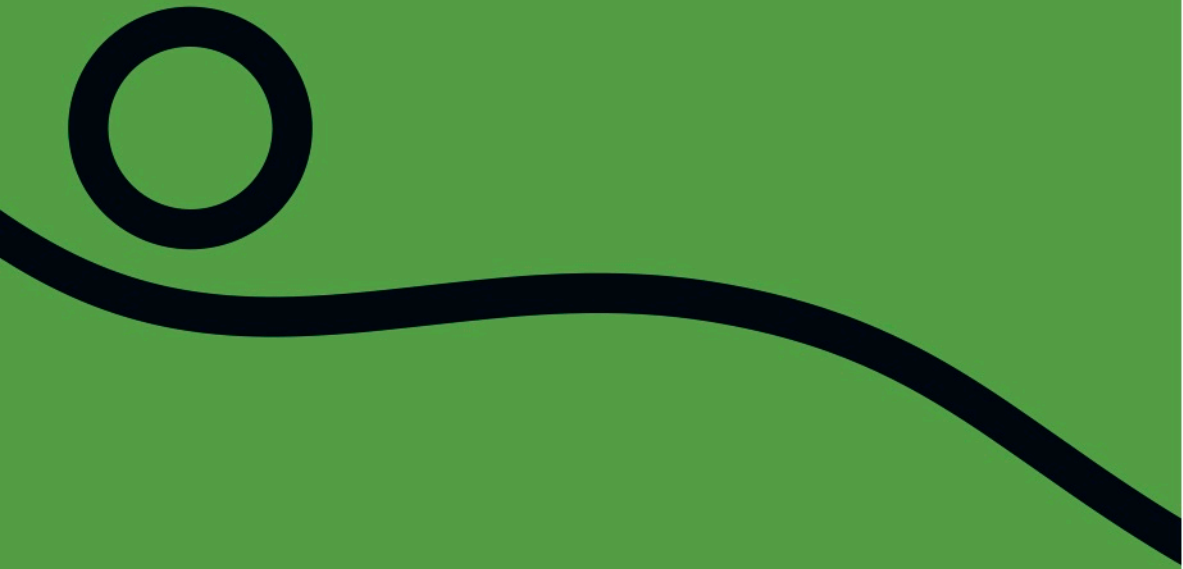
Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada



Nunca podremos saber todo, pero no deberíamos ignorar lo que desconocemos.

Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada

Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada

Este libro recopila el conocimiento disponible sobre la ecología de Laguna del Sauce y sus implicancias en el suministro de agua potable. En función de los aspectos conocidos y desconocidos se presentan directrices para compatibilizar el uso de la laguna y su cuenca asociada con el principal servicio ecosistémico que provee, identificando barreras sociales y económicas que dificultan su puesta en práctica.

Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada

© 2010 Universidad de la República y South American Institute
for Resilience and Sustainability Studies (SARAS)

Universidad de la República
http://www.universidad.edu.uy/

South American Institute for Resilience and Sustainability Studies (SARAS)
http://www.saras-institute.org/

Editores
Manfred Steffen y Hugo Inda

Diseño y realización
Gustavo Tucci y Gabriel Marco

Impresión
Baferil S.A.

ISBN - 978-9974-0-0694-2

Impreso en Uruguay

Depósito Legal 351.329/10 – Comisión del Papel
Edición amparada al Decreto 218/96

Indice

Prólogo 7

1 *Resumen ejecutivo* 9
2 *Introducción* 11

Problemática y Marco Teórico 14

3 *Características y problemática de la Laguna del Sauce* 15
3.1 *Características del cuerpo de agua* 16
3.2 *Problemática* 17

4 *Eutrofización de lagos o reservorios poco profundos* 19
4.1 *Introducción* 20
4.2 *Cambios graduales y repentinos* 21
4.3 *Estados alternativos en lagos someros* 24
4.4 *Estados alternativos y su importancia en el suministro de agua potable* 26
4.5 *Aportes de la teoría al manejo del cuerpo de agua y la gestión de la cuenca asociada* 27

Fundamentos científicos: Certezas e Incertidumbres 30

5 *Estado trófico de Laguna del Sauce y respuestas asociadas* 31
5.1 *Introducción* 32
5.2 *Estado trófico actual de Laguna del Sauce* 32
5.3 *Trayectoria histórica del proceso de eutrofización* 33
5.4 *Estado trófico: actividades antrópicas y variabilidad climática* 36
5.5 *Floraciones microalgales y rol de los recursos* 39
5.6 *Factores determinantes de la variación espacial y temporal del fitoplancton* 41
5.7 *Floraciones microalgales y rol de la herbivoría* 42
5.8 *Crecimiento no controlado de plantas acuáticas* 46
5.9 *Aportes al manejo de Laguna del Sauce* 50

6 *Importancia de la carga externa e interna de nutrientes en el estado trófico de Laguna del Sauce* 53
6.1 *Introducción* 54
6.2 *Usos del suelo* 55
6.3 *Aportes de nutrientes asociados a los asentamientos humanos, agricultura y ganadería* 56
6.4 *Rol de la carga interna de nutrientes* 59
6.5 *Mensaje final* 61

7 *Estrategias de rehabilitación y conservación de servicios ecosistémicos claves de Laguna del Sauce* 63
7.1 *Marco teórico: servicios ecosistémicos, manejo y gobernanza adaptativa* 65
7.2 *Punto de partida* 66

7.3 Control de las causas de la eutrofización 67
7.4 Manejo de las consecuencias adversas 70
7.5 Recomendación final 72

8 Barreras socioeconómicas que limitan el uso sustentable de servicios ecosistémicos 75
8.1 Introducción 77
8.2 Sistemas humanos y naturales acoplados 79
8.3 Ecosistemas y Economía 81
8.4 Laguna del Sauce como caso de estudio 83
8.5 Síntesis 86

9 Mitigación de las consecuencias adversas en el proceso de potabilización 89
9.1 Introducción 90
9.2 Usina Laguna del Sauce 90
9.3 Problemas asociados a las floraciones de fitoplancton 91
9.4 Medidas mitigatorias, líneas de trabajo y acción futura 92
9.5 Mensaje final 93

Nuevas líneas de trabajo 94

10 Estrategias para la evaluación del riesgo potencial de plaguicidas y sus efectos 95
10.1 Introducción 96
10.2 Uso de plaguicidas en Uruguay y en la cuenca de Laguna del Sauce 97
10.3 Evaluación y análisis del riesgo de plaguicidas 98
10.4 Evaluación de efectos de plaguicidas en ecosistemas 100
10.5 Evaluación de riesgo de plaguicidas: un caso práctico 103

11 Señales de alerta temprana de cambios catastróficos 107
11.1 Transiciones catastróficas entre estados estables alternativos 108
11.2 La búsqueda de alertas tempranas y el diseño de protocolos de manejo 109
11.3 Modelos Ecológicos Espaciales 111
11.4 Señales de alerta temprana 113
11.5 Utilidad de las alertas tempranas espaciales 116
11.6 Mensaje final 118

12 Estrategias para reducir o eliminar las barreras económicas asociadas al uso sostenible de servicios ecosistémicos 121
12.1 Introducción 122
12.2 Barreras económicas 123
12.3 Instrumentos 124
12.4 Estrategias de intervención propuestas 126
12.5 Mensaje final 129

Información adicional y anexos 130

13 Metodología 131
13.1 Disponibilidad de recursos y biomasa algal 131
13.2 Trama trófica clásica 132
13.3 Trayectoria histórica del estado trófico 134
13.4 Carga externa de nutrientes 134
13.5 Carga interna de nutrientes 135
13.6 Plan de Gestión 135

Glosario 139
Autores 145

Prólogo

A lo largo de estas páginas, un importante grupo de investigadores de la Universidad de la República (y otros colaboradores nacionales y extranjeros) expone el resultado de sus trabajos de investigación en torno al estudio de la cuenca de la Laguna del Sauce. Se trata de un sistema de gran importancia para la vida de varios cientos de miles de personas en el Departamento de Maldonado. Este sistema alimenta de agua potable a las comunidades asentadas en el departamento y constituye un elemento esencial para las actividades de todo tipo que se desarrollan en la zona.

La importancia del objeto de estudio se desprende de las consecuencias inmediatas de los cambios observables en la Laguna del Sauce sobre la vida de las comunidades aledañas, pero sobrepasa con creces ese ámbito local. En realidad se trata de un caso de estudio que debe repetirse a escala nacional en torno a las diferentes cuencas existentes en el país. La reciente reforma constitucional sobre recursos acuáticos y la nueva Ley de Ordenamiento Territorial generan un contexto en el que la gestión ambiental debe ser pensada utilizando las cuencas hidrográficas como espacio de análisis y elemento de integración y coordinación de todas las acciones. De modo que será necesario aprender de esta experiencia para repetirla, mejorada, en el resto de las cuencas que cubren el país.

El libro que aquí se presenta es a la vez conclusión de años de trabajo y símbolo de una nueva etapa. Los investigadores dan cuenta del resultado de varios proyectos, financiados por actores diversos y que han dado lugar además a la formación de recursos humanos calificados. Es un gusto ver cómo los diversos esfuerzos parciales contribuyen a un objetivo común. La cuenca de la Laguna del Sauce funciona como un centro al que confluyen aportes desde las más diversas áreas del conocimiento. Pensamos que solo el análisis desde múltiples miradas permite acercarse a la comprensión de un fenómeno complejo, como este. De modo que hay muchos años de esfuerzo condensados en estas páginas, pero decimos que se trata a la vez del comienzo de una nueva etapa. Buena parte de los autores forma parte del grupo de docentes que se está instalando en el Centro Universitario de la Región Este (CURE) y que impulsa el South American Institute for Resilience and Sustaintability (SARAS) que nace en estos días en el balneario Bella Vista.

Tanto el CURE como el SARAS son esfuerzos de largo aliento, que contribuirán a construir en la Región Este del país un centro de excelencia nacional y regional en temas relativos al medio ambiente, la biodiversidad y la ecología. Es altamente simbólico que este libro sea publicado en estos momentos, cuando el proyecto CURE está empezando a dar sus primeros pasos. Se da cuenta así de la importante acumulación realizada por este grupo en estos temas, del estudio de esta cuenca en particular comenzado desde tiempo atrás y de la voluntad de continuar trabajando con fuerza redoblada. A la vez, la presencia en el CURE de grupos de investigación con otras capacidades permitirá incluir nuevas miradas a un problema complejo y la presencia permanente en el territorio permitirá un

trabajo más intenso y sistemático, que vincule la investigación, la enseñanza y la participación informada y activa de las comunidades en la mejora de sus condiciones de vida.

Es particularmente gratificante observar el esfuerzo de los autores por presentar esta problemática en un formato accesible para el gran público. El esfuerzo por mantener el rigor científico y a la vez trasmitir los conceptos esenciales con un lenguaje que permita a la población apropiarse de estos saberes. Se trata de una tarea difícil pero muy necesaria. Aspiramos a construir un país donde la población sea dueña de su destino, sea capaz de discutir las opciones y tomar decisiones informadas, sea capaz de definir las opciones que determinen su presente y su futuro. Ello depende por supuesto de factores que muchas veces están fuera de nuestro alcance, pero en no pocas ocasiones podemos influir y para ello es esencial el acceso realmente democrático al conocimiento. No pocas decisiones trascendentes para la vida económica, social y cultural de un país se ocultan tras la "opinión de los expertos" pero responden a intereses ajenos a los de las mayorías. La Ley Orgánica de la Universidad de la República le otorga el deber de "contribuir a la comprensión pública de problemas de interés general". Este libro es una aproximación a ello, un primer paso. Pero es apenas un comienzo. En el CURE se están radicando decenas de docentes que desde disciplinas diversas abordan lo ambiental, desde sus entrañas está surgiendo la primera Licenciatura en Gestión Ambiental que otorgará nuestra Universidad y que permitirá formar recursos humanos de nuevo tipo, con una formación de base muy amplia y con la especialización para abordar estos problemas tan complejos.

Esperamos que el manejo de la Laguna del Sauce y su cuenca sea un objeto de estudio permanente de los estudiantes y docentes del CURE, que este libro sea parte del material de base de dicha formación y que se convierta además en una herramienta en manos de la comunidad para exigir y participar en un manejo responsable de la misma. La combinación de esfuerzos como este con el desarrollo de Centros Universitarios Regionales en diversos rincones del país y el aumento sensible del número de ciudadanos que cursen estudios post secundarios irán construyendo ese sueño que parece utópico pero es posible y necesario: construir un país de aprendizaje.

Rodrigo Arocena - Rector de la UdelaR
Gregory Randall - Pro-Rector Investigación

Montevideo, noviembre de 2010

1

Resumen ejecutivo

A partir de la información presentada en los diferentes capítulos de esta obra es posible señalar que la Laguna del Sauce es un sistema que experimenta problemas de calidad del agua asociado a una elevada concentración de nutrientes (proceso denominado eutrofización). La causalidad de este proceso se vincula a las actividades humanas en la cuenca y en el propio espejo de agua. La construcción de la presa en la década de 1940 contribuyó sustancialmente a la intensificación del proceso, modificando el drenaje natural de la laguna, provocando un aumento del tiempo de retención de nutrientes en el sistema.

El sedimento de la laguna actúa como sumidero de los nutrientes aportados por diferentes usos del suelo (agricultura, ganadería, vertidos residuales líquidos de asentamientos humanos y jardinería). Las respuestas a esta concentración elevada de nutrientes son: floraciones de algas microscópicas o cianobacterias y crecimiento desmedido de plantas sumergidas. El primer caso puede implicar la pérdida de calidad de agua (por liberación de toxinas, cambios de color y olor) o el aumento de los costos de potabilización (por incorporación de filtros de carbón activado). En el caso de las plantas sumergidas, éstas pueden afectar la navegabilidad, la distribución de especies animales en el sistema y reducir el área aprovechable del espejo de agua para otros fines (pesca, recreación).

Las floraciones de algas microscópicas (fitoplancton) exhiben variaciones espaciales y temporales de magnitud y composición que no pueden ser explicadas solamente por la disponibilidad de nutrientes o la temperatura del agua. Otros recursos resultan igualmente relevantes en su desarrollo, como la disponibilidad de luz en la columna de agua, la baja tasa de consumo (herbivoría) relacionada a la estructura de los microorganismos herbívoros (zooplancton) y la variabilidad climática estacional e interanual.

En virtud de los procesos constatados y de los problemas potenciales es imprescindible implementar una serie de medidas que asegure el suministro continuo de agua para consumo humano y otros fines (riego, consumo animal). La estrategia comprende eliminar las causas identificadas del proceso, mitigando a la vez las consecuencias adversas ya constatadas. Las acciones a implementar, sugeridas en el capítulo 7 incluyen:

- Cobertura de saneamiento e instalación de sistemas terciarios de tratamiento en los principales conglomerados urbanos de la cuenca. En zonas rurales y suburbanas es necesario controlar que las cámaras sépticas existentes no filtren al terreno. Además, resulta imperioso exigir y regular la instalación de humedales artificiales acoplados a los pozos sépticos.

• Es fundamental comenzar inmediatamente a controlar los aportes de nutrientes vinculados a los usos del suelo de la cuenca. La fertilización con fines productivos como la agricultura intensiva, pasturas artificiales o naturales mejoradas, y los aportes de la ganadería (excretas del ganado, particularmente cuando se trata de ganadería intensiva) generan aportes capaces de sostener un estado eutrófico junto con los aportes de pueblos y ciudades. Es probable que la fertilización con fines paisajísticos (asociada a la jardinería y a espacios verdes con fines recreativos) presente un rol también relevante, especialmente en los sectores aledaños al cuerpo de agua y en terrenos con fuertes pendientes. En este mismo sentido, se debería controlar igualmente el uso de plaguicidas que impliquen riesgo para alguno de los componentes de la flora y fauna nativas del sistema, así como para el suministro de agua potable. En este escenario se sugiere un conjunto de medidas, entre las cuales se destaca la implementación de una zona de Suelo Rural Natural en el espacio limitado por la propia laguna, Ruta N° 12, Ruta Interbalnearia y Ruta N° 9. En esta área, la actividad dominante debería ser la ganadería sustentada exclusivamente en el campo natural.

• Las actividades económicas de la cuenca deben planificarse de forma tal que aseguren la protección de las principales zonas de humedales (bañados) y bosques riparios (monte nativo en galería, asociado a cursos y espejos de agua). Esta medida resulta fundamental para crear una mayor capacidad de amortiguación del sistema frente a los aportes externos de nutrientes y/o agrotóxicos.

• Resulta crucial asegurar el actual rendimiento y funcionamiento hidrológico de la cuenca. Por lo tanto, es necesario sofisticar los planes actuales de Ordenamiento Territorial, los cuales se basan exclusiva o primordialmente en la aptitud del suelo con criterios productivos.

• Se debe construir una nueva presa, la cual permita implementar técnicas de circulación de agua y sedimentos en suspensión que reduzcan el tiempo de retención de nutrientes en el sistema, así como la exportación de biomasa de fitoplancton. La nueva presa puede contemplar otros propósitos como la generación eléctrica teniendo en cuenta los avances en el campo de la microgeneración hidráulica.

• Otro aspecto importante del manejo de las consecuencias adversas de la eutrofización está asociado a la reducción de la presión de pesca (artesanal) sobre especies clave de peces (aquellas definidas en términos ecológicos como predadores tope, por ejemplo tararira o bagre negro). De este modo, al restablecer las poblaciones de tales especies, se provoca un efecto en cadena cuyo resultado indirecto es el aumento de consumo de fitoplancton con la concomitante reducción de floraciones algales. Controlar una actividad como la pesca artesanal implica necesariamente un complejo trabajo en el corto y mediano plazo que contemple los diversos aspectos socioeconómicos involucrados. Por lo tanto, resulta imprescindible la participación y cooperación tanto del MIDES como de la DINARA, así como de otros sectores sociales vinculados a la actividad.

• Por último, Maldonado presenta una serie de fortalezas (capacidad logística y económica, infraestructura de investigación, concientización ambiental) que lo ubican en una situación ventajosa para lograr rápidos avances en el diseño e implementación de un Plan de Gestión Integral de Laguna del Sauce y cuenca asociada. Sin embargo, no se debe perder de vista la existencia de un conjunto de barreras socioeconómicas, tanto locales como nacionales, que pueden tornar dificultosa la implementación en el corto plazo de algunas de las directrices indicadas.

2

Introducción

Manfred Steffen & Hugo Inda (editores).

Esta obra se orienta a difundir y divulgar los principales aspectos relativos a la gestión de la Laguna del Sauce, recurso hídrico de importancia primordial tanto para el departamento de Maldonado como para el Uruguay. Este sistema acuático constituye un caso de interés particular por razones que trascienden incluso su importancia socioeconómica. Por un lado, comprende un ámbito de interacción entre organismos e instituciones locales y nacionales vinculados a la gestión de recursos hídricos. Se verifican importantes acuerdos sobre el uso principal del sistema y la voluntad de planificar y compatibilizar el uso del suelo y las actividades antrópicas con el suministro de agua potable. Por otro lado, se destaca la fortaleza de las instituciones locales, tanto en el plano técnico como en la dinámica de trabajo implementada entre la Intendencia, direcciones nacionales y organizaciones civiles.

Estas particularidades convierten a la Laguna del Sauce en el primer experimento a escala nacional para implementar el nuevo marco jurídico vinculado a la última reforma constitucional sobre recursos acuáticos, así como a la Ley de Ordenamiento Territorial. Entre las reformas promulgadas la gestión por cuencas hidrográficas es un aspecto notable, que ofrece un enorme potencial de desarrollo para una mejor gestión futura, no exenta sin embargo de desafíos para su puesta en práctica.

El documento pretende realizar un aporte sintético y abarcador, comprensible para un amplio espectro de lectores que trascienda el ámbito académico. La intención es llegar a tomadores de decisiones, políticos, docentes de secundaria y primaria, referentes locales vinculados a organizaciones civiles comprometidas con el manejo y la conservación de este ecosistema acuático, su cuenca y los recursos y servicios comprendidos. La divulgación del conocimiento sobre sistemas complejos constituye un desafío por cuanto exige la comprensión de fenómenos desconocidos fuera del contexto específico.

Esta publicación procura allanar el camino plagado de términos tales como eutrofización, resiliencia, servicios ecosistémicos o estados alternativos, transmitir las relaciones causales y los principales efectos constatados, así como el estado actual y las medidas a implementar en la Laguna del Sauce. Estas medidas abarcan el corto, el mediano y el largo plazo de una gestión integral que redunde en un equilibrio entre las necesidades de las poblaciones humanas y los requisitos de los sistemas naturales para prosperar en las mejores condiciones posibles. Para ello es indispensable entender que la interfaz entre el ser humano y el ambiente es el punto crítico y es el resultado de una compleja interrelación de la cultura con el espacio en el que se desarrolla.

Por último, para intentar cumplir los objetivos mencionados, se encomendó la edición a profesionales cuya formación no los vincula directamente al campo de la Ecología Acuática, pero cuyo conocimiento de otros aspectos de la problemática general abordada redundará en una comunicación más fluida y holística. En esta misma línea, varias de las contribuciones incluidas son producto de invitaciones cursadas a investigadores de diferentes áreas del conocimiento, todos involucrados en estudios previos de la laguna y su cuenca. En forma adicional, se incorpora un glosario cuya finalidad es facilitar la comprensión de la temática (particularmente de la terminología) para aquellos lectores no especializados.

El libro se organiza alrededor de un eje constituido por preguntas claves, las cuales han sido identificadas a partir de la participación de un sinnúmero de actores locales, regionales, nacionales e internacionales, de grupos, organizaciones e instituciones, como aspectos cruciales en la construcción e implementación de un plan de gestión ambientalmente responsable y socialmente equitativo.

- ¿Cuál es el estado actual de la Laguna del Sauce y cómo se determina?

- ¿Laguna del Sauce experimenta problemas de calidad del agua debido al exceso de nutrientes? De ser así, ¿a partir de cuándo y por qué?

- ¿Cuál es la relación entre el desarrollo de las principales actividades antrópicas en la cuenca y el contenido de nutrientes a corto y largo plazo? ¿Cómo influye el cambio climático en esa relación?

- ¿Cuáles son las actividades o los usos del suelo que más contribuyen al aporte de nutrientes hacia la laguna?

- ¿Los sedimentos de la laguna funcionan como un sumidero o como fuente de nutrientes?

- ¿Solo la Laguna del Sauce experimenta problemas, o las lagunas de los Cisnes y del Potrero presentan un estado similar?

- La composición y la cantidad de fitoplancton ¿varían a lo largo del año y/o del espacio? ¿Cuáles son los principales factores determinantes?

- ¿Solo los nutrientes condicionan el desarrollo del fitoplancton o existen otros factores adicionales (elevado tiempo de residencia del agua, baja presión de consumo)?

- ¿Cuáles son las principales características de la vegetación acuática de la laguna? ¿En qué sectores del sistema se verifica un crecimiento no controlado? ¿Cuáles son las principales estrategias para atacar las causas y mitigar las consecuencias adversas del exceso de nutrientes?

- La información expuesta en esta obra ¿es conocida y comprendida por los habitantes locales y los tomadores de decisiones del ámbito departamental y nacional?

- ¿Es posible y factible implementar un plan de gestión integrada de Laguna del Sauce en el corto plazo? ¿Cuáles son las principales barreras socioeconómicas?

La metodología empleada para responder a las preguntas planteadas puede ser consultada detalladamente en el Anexo 1. Se debe señalar que esta obra integra tanto información generada en los últimos años como información histórica. Gran parte de los datos recientes fueron producidos en el marco de los siguientes proyectos: "Plan de gestión integrado de la Laguna del

Sauce, Maldonado-Uruguay" (proyecto PDT 65-10) y "Evaluación de la calidad del agua de Laguna del Sauce y su relación con la carga interna y externa de nutrientes" (proyecto CSIC Vinculación con el Sector Productivo), en el marco de convenios de cooperación entre la Facultad de Ciencias y Uragua, entre la Facultad de Ciencias y OSE-UGD, y en el desarrollo de las pasantías y tesis de posgrado indicados en el Anexo 2. El Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca aportó valiosa información en el transcurso del año 2008.

Problemática y Marco Teórico

3

Características y problemática de la Laguna del Sauce

Adriana Rodríguez, Gustavo Méndez, Hugo Inda, Juan José Lagomarsino & Manfred Steffen.

Resumen

Laguna del Sauce es el principal reservorio de agua destinado para el suministro de agua potable del Departamento de Maldonado. Es el único cuerpo de agua del país clasificado como Clase 1 del Decreto 253/79: aguas destinadas o que puedan ser destinadas al abastecimiento de agua potable a poblaciones con tratamiento convencional.

Desde la década de 1960 se registra la presencia de floraciones de microalgas (cianobacterias). Investigaciones realizadas en diferentes períodos concuerdan en las marcadas condiciones de eutrofia (elevada concentración de nutrientes) de este sistema. Debido a las floraciones microalgales, el proceso de potabilización presentaba importantes inconvenientes, los cuales fueron solucionados mediante una considerable transformación de la planta potabilizadora a inicios de la presente década. El costo económico de la obra fue de 10 millones de dólares. Sin embargo, la presencia de cianobacterias continua siendo un riesgo sanitario potencial por su capacidad de producir toxinas, lo cual puede provocar serios trastornos en el suministro de agua potable al igual que a otras actividades productivas y/o recreativas. Debido a ello, un manejo inadecuado de este fenómeno puede limitar el desarrollo de la zona en un futuro cercano.

Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada. Steffen M. & Inda H. (eds). 15-17

3.1

Características del cuerpo de agua

La Laguna del Sauce (34°43´S, 55°13´W) ubicada en el Departamento de Maldonado (Uruguay), conforma un sistema de tres lagunas conectadas: del Sauce (4045 ha), de los Cisnes (205 ha) y del Potrero (411 ha) (Fig. 3.1). Los dos principales afluentes que aportan agua a la Laguna son el Arroyo Pan de Azúcar y el Arroyo del Sauce, siendo el Arroyo del Potrero su desagüe natural hacia el Río de la Plata. Del total de la cuenca, 426 km² corresponden a la cuenca del Arroyo Pan de Azúcar, 112 km² a la del Arroyo del Sauce y 136 km² a la del Arroyo El Potrero.

El caudal medio aportado es de 9.05 m³/s, es decir, 285.4 hm³/año. La profundidad de la Laguna oscila entre 3 y 4 metros con máximos de 5 metros, siendo su volumen de 152.5 hm³. El total del agua vertida es en promedio 88 hm³, correspondiendo 70 hm³ al Arroyo del Potrero y 18 hm³ a la toma de la usina de OSE-UGD. La masa de agua se renueva en promedio cada 195 días.

Abastece de agua potable a más del 95% de la población fija (140.000 personas) y flotante (puede superar las 400.000 personas en temporada estival) del departamento de Maldonado (Maldonado, Punta del Este, San Carlos, Piriápolis y sus zonas periféricas) desde 1970. El volumen medio anual de producción ronda entorno a 52.000 m³ por día, mientras que en temporada alta ha alcanzado los 100.000 m³ por día.

Es el único cuerpo de agua del país clasificado como Clase 1 del Decreto 253/79: aguas destinadas o que puedan ser destinadas al abastecimiento de agua potable a poblaciones con tratamiento convencional. Considerando la importancia social y económica de este sistema, y que el abastecimiento de agua potable a la población es la principal prioridad de uso de los recursos hídricos (Ley N°18.610, Política Nacional de Aguas de octubre de 2009), existe un amplio consenso del principal uso y servicios ecosistémicos (suministro de agua potable) que se desean conservar en la Laguna del Sauce.

Fig. 3.1. Localización de Laguna del Sauce y cuerpos de agua asociados.

3.2
Problemática

Desde la década de 1960 se registra la presencia de floraciones de microalgas potencialmente tóxicas (cianobacterias). Investigaciones realizadas en diferentes períodos por mandato de la OSE concuerdan en las marcadas condiciones de eutrofia (elevada concentración de nutrientes) de este sistema (OSE-VIAK 1990; SEINCO 1993). La empresa Uragua S.A. realizó el estudio más reciente de los aportes externos de nutrientes, llevando a cabo una serie de estimaciones a partir de datos existentes y de la aplicación de modelos para la determinación del estado trófico. Estos trabajos concuerdan en que las actividades agrícola-ganaderas estarían contribuyendo con una parte sustancial de la carga externa que llega a este sistema, así como en su marcado grado de eutrofia.

Debido a las floraciones microalgales, el proceso de potabilización presentaba importantes inconvenientes, los cuales fueron solucionados mediante una considerable transformación de la planta potabilizadora a inicios de la presente década. El costo económico de la obra fue de 10 millones de dólares. Sin embargo, la presencia de cianobacterias continúa siendo un riesgo sanitario potencial por su capacidad de producir toxinas, lo cual puede provocar serios trastornos en el suministro de agua potable al igual que a otras actividades productivas y/o recreativas. Debido a ello, un manejo inadecuado de este fenómeno puede limitar el desarrollo turístico de la zona en un futuro cercano.

En Laguna del Potrero se ha verificado en las últimas décadas un crecimiento de plantas sumergidas que obstaculiza la navegación en la zona aledaña a la desembocadura del Arroyo Pan de Azúcar. Un fenómeno similar ha sido observado en la desembocadura del Arroyo Sauce, pero involucra especies flotantes como *Pistia stratiotes* o *Eichhornia crassipes.*

A partir de las primeras décadas del siglo XX, en este sistema convergieron dos factores que podrían explicar las respuestas constatadas. En primer lugar, el represamiento de la laguna en 1947 (para mantener el nivel del agua con fines aeronaúticos) aumentó su tiempo de residencia, incrementando las tasas de retención de nutrientes y disminuyendo las tasas de pérdidas de biomasa algal fuera del sistema. En segundo lugar, durante los últimos 150 años se verifica un mayor aporte de nutrientes desde la cuenca de drenaje, producto de un mayor desarrollo agrícola-ganadero, urbano y turístico. Este factor determinaría una elevada carga externa y reserva interna de nutrientes (principalmente asociada al sedimento) capaz de sostener el crecimiento excesivo de productores primarios (microalgas o plantas acuáticas).

Referencias

OSE-VIAK. 1990. Review of Laguna del Sauce water supply. Technical Report. Montevideo.

SEINCO 1993. Revisión de antecedentes y estudio de evaluación del estado trófico del sistema Laguna del Sauce. Informe Final. Montevideo.

URAGUA. 2001. Estimación de la eutrofia potencial de la Laguna del Sauce en el Departamento de Maldonado (Uruguay). Informe Técnico. Maldonado.

4

Eutrofización de lagos o reservorios poco profundos

Néstor Mazzeo, Adriana Rodríguez, Hugo Fort & Marten Scheffer.

Resumen

El fenómeno de la eutrofización (aporte excesivo de nutrientes a un cuerpo de agua) genera una serie de cambios estructurales y funcionales de los ecosistemas que limitan o eliminan servicios ecosistémicos claves como suministro de agua potable, recreación, entre otros. Las respuestas del sistema al incremento del aporte externo de nutrientes presentan una dinámica compleja, cuya comprensión implica considerar la existencia de umbrales, transiciones bruscas, mecanismos de resiliencia, mecanismos de retroalimentación positivos y negativos. Algunos de estos aspectos son difíciles de entender, contraintuitivos y en muchas ocasiones ignorados por los tomadores de decisión o los gestores. Precisamente, estas características constituyen una de las principales barreras que explica por qué un fenómeno muy estudiado y comprendido desde fines de los años 60 como la eutrofización, no presenta avances sustantivos en su control y prevención (tanto a nivel global como nacional). Este capítulo intenta introducir al lector en la complejidad del fenómeno de la eutrofización en sistemas poco profundos, vinculando los aspectos teóricos con medidas de manejo y gestión.

Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada. Steffen M. & Inda H. (eds). 19-29

4.1
Introducción

Los ecosistemas acuáticos son frecuentemente impactados por diversas actividades antrópicas, el aporte excesivo de nutrientes desde las cuencas de drenaje es considerado la principal perturbación de la calidad del agua tanto a nivel nacional como global (Mazzeo et al. 2002, Brönmark & Hansson 2003, Moss 2008). Este fenómeno denominado eutrofización puede resultar contraintuitivo de entender ya que en nuestros agro-ecosistemas la fertilización permite el aumento de las cosechas o la producción de carne, maximizando los beneficios económicos. La llegada de nutrientes, como fósforo y nitrógeno a los cuerpos de agua, genera una respuesta similar a los agro-ecosistemas, aumenta la cantidad de productores primarios, en este caso microalgas o plantas acuáticas. Sin embargo, el crecimiento excesivo de estos productores primarios ocasiona serias interferencias con algunos usos como el suministro de agua potable o la recreación. En el ámbito del Departamento de Maldonado estas consecuencias adversas son ampliamente conocidas debido a las experiencias ocurridas en Laguna del Diario o Laguna Blanca. Es importante aclarar que el aporte externo de nutrientes también es generado por el vertido de efluentes domésticos de viviendas particulares o ciudades, la erosión del suelo, entre otros orígenes posibles. La comprensión de la eutrofización es compleja debido a las múltiples respuestas de los sistemas acuáticos (Meerhoff & Mazzeo 2004); la relación no lineal entre los niveles de nutrientes y las respuestas posibles del sistema (Scheffer et al. 1993, Scheffer et al. 2003); y a los múltiples mecanismos de retroalimentación positivos que presenta este fenómeno. Estos últimos conceptos y términos pueden ser desconocidos para el lector, sin embargo el capítulo intenta explicar de una forma simple las características de este fenómeno y cómo puede revertirse. Es importante auxiliarse con el glosario anexo para todos aquellos términos que no resulten familiares.

4.2

Cambios graduales y repentinos

Los ecosistemas se encuentran en continuo cambio, atributos estructurales (por ejemplo número de especies) y funcionales (por ejemplo tasa de reciclado de nutrientes) pueden responder gradualmente a modificaciones de factores externos (**a**), otros pueden cambiar de forma no-lineal (o gradual) cuando las condiciones se aproximan a un nivel determinado (**b**), o pueden presentar más de un estado para un rango de condiciones similares (fenómeno conocido como histéresis) (**c**) (Scheffer et al. 2001, Scheffer & Carpenter 2003, Schröder et al. 2005). En la Fig. 4.1 se ejemplifican diferentes respuestas a cambios en las condiciones externas.

En la Fig. 4.1 las flechas indican la dirección del cambio, la línea punteada muestra un equilibrio inestable y representa la frontera de las zonas de atracción entre dos estados alternativos, parte superior e inferior de la gráfica (Scheffer et al. 2001). Se conocen innumerables ejemplos de este tipo de transiciones, tanto de sistemas naturales como socioeconómicos (Scheffer 2009). Si el sistema se encuentra en el estado correspondiente a la curva superior de la Figs. 4.1c y 4.2a, pero cerca del punto de bifurcación F_2, un cambio incremental leve en las condiciones de estado

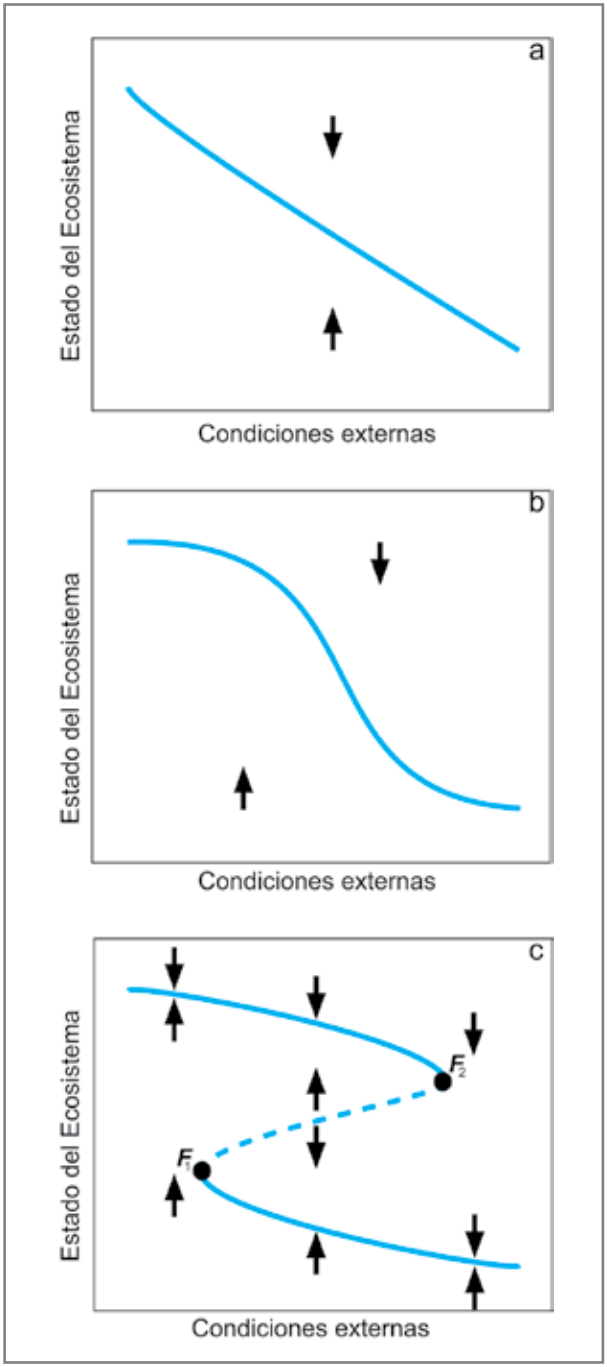


Fig. 4 .1. Variación de atributos estructurales o funcionales de un ecosistema en función de cambios en las condiciones externas. El gráfico (a) representa un ejemplo de respuestas lineales frente a una perturbación, el (b) un caso de relación no lineal, y el (c) ejemplifica el patrón más complejo con la existencia de estados alternativos. La eutrofización en sistemas poco profundos, por ejemplo Laguna del Sauce, es uno de los casos más estudiados de esta última variante. Fuente: Scheffer et al. (2001).

puede llevar al sistema a pasar la bifurcación e inducir una transición crítica a un estado alternativo (cambio directo). Si se tratara de restaurar el estado hacia la curva superior, aplicando las condiciones reversas, el sistema mostraría un comportamiento de histéresis. Ocurre un cambio inverso solo si las condiciones reversas son de una intensidad tal que el ecosistema alcance un nuevo punto de bifurcación F_1. En la Fig. 4.2b una perturbación del estado del ecosistema puede inducir una transición critica entre estados alternativos, si es suficientemente potente como para llevar al

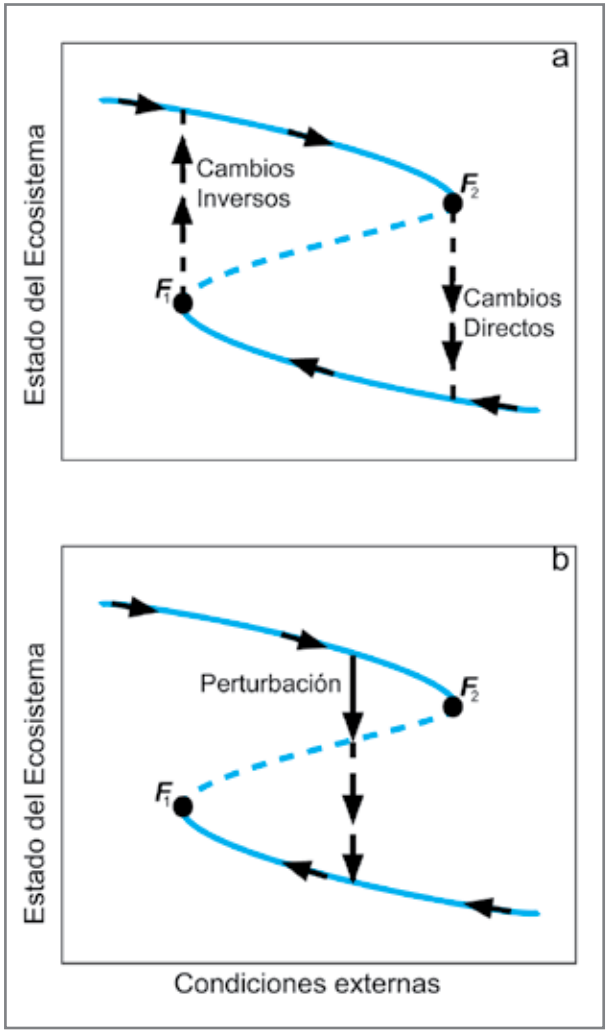


Fig. 4.2. (a) Cambios directos e inversos del ecosistema. (b) Transición crítica inducida por una perturbación. La figura puede representar la variación de la cobertura de plantas sumergidas (estado del ecosistema) en función del aporte externo de nutrientes (condiciones externas). Este modelo gráfico nos indica que si el aporte externo de nutrientes se incrementa en el tiempo, la vegetación sumergida desaparecerá bruscamente, probablemente las microalgas o cianobacterias dominarán la producción primaria del sistema. El modelo también sugiere que recuperar el sistema requiere alcanzar niveles de aportes externos de nutrientes sustancialmente menores (F_1) a los que desencadenaron el cambio brusco (F_2). Algunos sistemas pueden presentar una considerable resiliencia al aumento de la carga externa de nutrientes, por ejemplo Laguna del Diario, en otros es necesario una fuerte perturbación adicional (por ejemplo aporte de herbicidas) al aumento de la carga externa de nutrientes para que ocurra un reemplazo de estados alternativos. Fuente: Scheffer et al. (2001).

sistema hacia el límite de la zona de atracción, entendiéndose como perturbación una mezcla de procesos internos y fuerzas externas que genera fluctuaciones drásticas en el sistema (Beisner et al. 2003, Carpenter 2003, Scheffer & Carpenter 2003).

La representación gráfica de los modelos matemáticos de Estados Alternativos (Fig. 4.3) permite ilustrar y definir conceptos de una forma menos abstracta. La esfera representa una respuesta determinada del ecosistema (por ej. biomasa de plantas acuáticas). Las colinas (correspondientes a la zona de línea punteada del gráfico bidimensional) representan la resistencia a los cambios y los valles a las zonas o cuencas de atracción, donde el sistema se encuentra en equilibrio. El tamaño de la cuenca de atracción representa la resiliencia del sistema y la magnitud de la colina indica la magnitud de la perturbación o de la modificación de las condiciones externas necesarias para producir un cambio de estado (Beisner et al. 2003, Scheffer & Carpenter 2003, Kinzig et al. 2006).

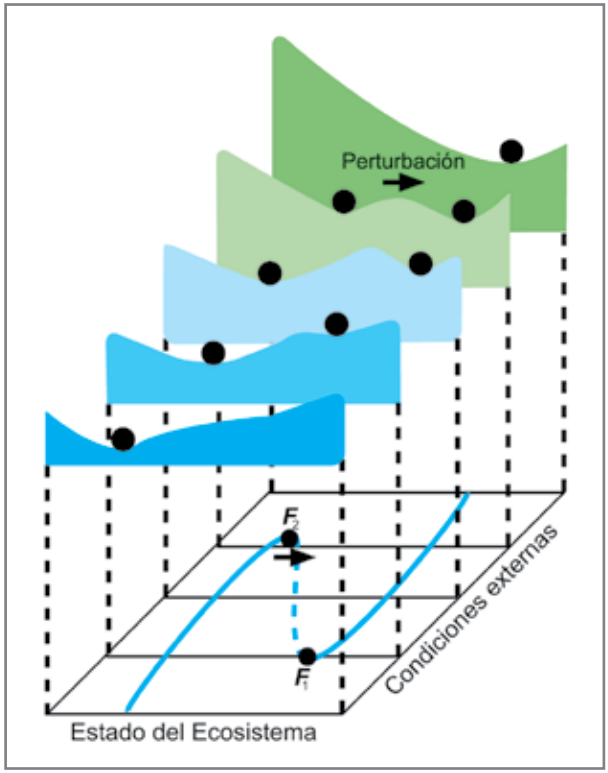


Fig. 4.3. Representación gráfica del modelo matemático de estados alternativos. Es interesante destacar como en un rango intermedio de concentración de nutrientes el sistema puede presentar estados muy diferentes, por ejemplo baja o elevada cobertura de plantas sumergidas. La probabilidad de ocurrencia de estados alternativos disminuye en condiciones de aportes externos bajos y altos (la esfera tiende a estar en una única posición). En el escenario de bajos aportes externos de nutrientes la biomasa de plantas sumergidas es mayor y en el inverso la biomasa es considerablemente menor. Fuente: Scheffer et al. (2001).

Es interesante mencionar la definición de resiliencia dada por Walker *et al.* (2004), como la capacidad de un ecosistema de absorber un disturbio y reorganizarse durante dicha perturbación para esencialmente las mismas funciones, estructura, identidad e interacciones.

4.3

Estados alternativos en lagos someros

Uno de los ejemplos más relevantes que contribuyó al desarrollo de los modelos de estados alternativos en ecosistemas proviene precisamente de los lagos poco profundos (someros). Estos presentan dos estados o regímenes alternativos: a) estados dominados por plantas acuáticas, históricamente denominados claros; b) estados turbios debido a resuspensión del sedimento y/o aumento de la biomasa algal. La hipótesis de los estados alternativos (ASS por su sigla en inglés) en lagos someros establece una respuesta compleja entre la carga de nutrientes y la biomasa microalgal, ocurre un comportamiento de histéresis, es decir, el sistema puede presentar biomasas algales (o cobertura de plantas acuáticas) muy diferentes con una misma carga de nutrientes. El nivel de carga de nutrientes al cual ocurren transiciones bruscas de estados es dependiente de la historia previa del ecosistema (Fig. 4.4) (Holling 1973, May 1977, Scheffer et al. 1993, Janse, 1997, Scheffer et al. 2001, Dent et al. 2002, Bayley & Prather 2003, Beisner et al. 2003, Folke et al. 2004, Schröder et al. 2005). En la Fig. 4.4 se ilustra la importancia de conocer las condiciones actuales como la historia previa del sistema.

Los mecanismos de resiliencia implicados en este proceso pueden ser agrupados en dos conjuntos: químicos y biológicos. Dentro de los químicos se destaca el papel de la carga interna de nutrientes y dentro del segundo la estructura de la trama trófica clásica (Schindler, 2006).

El sedimento puede presentar un comportamiento ambivalente. Cuando funciona como sumidero de nutrientes el aumento de los aportes externos no se refleja en un incremento de la concentración de fósforo en columna de agua y en un aumento de la biomasa algal (Scheffer et al. 1993). Por el contrario, si se elimina el aporte externo pero la carga interna asociada al sedimento es elevada, el sedimento actúa como fuente de fósforo soluble, liberándose hacia la columna de agua y manteniendo las condiciones de eutrofia por períodos prolongados (décadas) a pesar de que el control del aporte externo disminuya o se anule (Søndergaard et al. 2001, Gulati & van Donk 2002). En la interacción entre el sedimento y la columna de agua puede identificarse una serie de mecanismos de retroalimentación positivos. El fósforo puede acomplejarse con un conjunto de elementos en el sedimento quedando no disponible para los productores primarios. Uno de estos casos involucra al hierro. La solubilidad de los

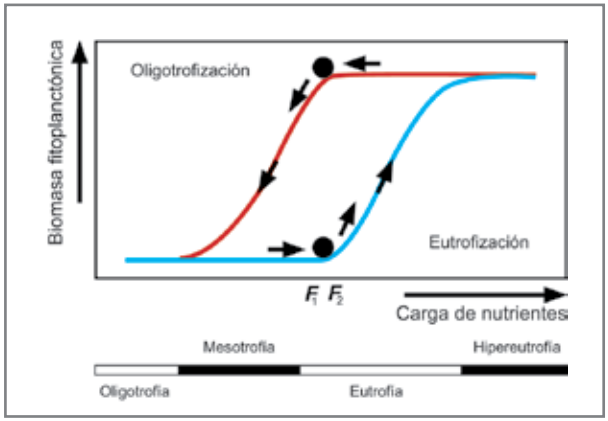


Fig. 4.4. Comportamiento de histéresis de la biomasa algal en función de la carga de nutrientes. El sistema puede presentar dos estados diferentes (por ejemplo baja o elevada biomasa de fitoplancton) para un mismo rango de nutrientes. Conocer la trayectoria o historia previa del sistema resulta crucial para comprender las respuestas actuales del sistema. Se denomina eutrofización al proceso de enriquecimiento de nutrientes y oligotrofización al caso opuesto.

compuestos de hierro y fósforo dependen si las capas de agua profundas, y en particular la interfase agua-sedimento, presenta buenas condiciones de oxigenación o condiciones reductoras (ausencia de oxígeno). En condiciones de oxigenación los compuestos son insolubles, solubilizándose cuando las condiciones reductoras se establecen. El aumento de la producción primaria, durante la eutrofización, genera una gran acumulación de materia orgánica en el sedimento que comienza a agotar las reservas de oxígeno debido a los procesos de descomposición. Este agotamiento determina la instalación de condiciones reductoras y estimula un traslado masivo de fósforo desde el sedimento a la columna de agua, aumentando aún más la biomasa de los productores primarios.

Con respecto a los mecanismos biológicos de resiliencia se señala la influencia de la relación peces planctívoros/peces piscívoros, en términos de abundancia o biomasa. La desaparición de especies de peces piscívoros, asociada a la eutrofización, tiene como resultado el aumento de la población de zooplanctívoros, disminuyendo la abundancia y tamaño del zooplancton de mediano y gran tamaño, reduciendo indirectamente la presión de herbivoría sobre el fitoplancton (Pauly et al. 2001, Post et al. 2002). La disminución del aporte externo e interno de nutrientes sin un repoblamiento o aumento del stock de piscívoros mantiene un bajo consumo del fitoplancton. En estos casos la remoción directa de peces planctívoros y/o la introducción de piscívoros constituyen herramientas que disminuyen la resiliencia de procesos de oligotrofización generados por el control de los aportes externos (Carpenter et al. 1995; Elser *et al.* 2000).

Dentro de los mecanismos biológicos podemos encontrar otro ejemplo de retroalimentación positiva. El aumento de la biomasa microalgal disminuye la transparencia del agua dificultando la localización de las presas por parte de los peces piscívoros. La menor eficiencia en los mecanismos de predación sobre los peces planctívoros condiciona un aumento de la abundancia de estos últimos e indirectamente una menor presión de herbivoría sobre el fitoplancton. Las variaciones bruscas de oxígeno entre el día y la noche en sistemas eutróficos dominados por fitoplancton también promueven la reducción del componente de peces piscívoros.

La alternancia de estados en escenarios similares de nutrientes, se debe a los mecanismos de retroalimentación positivos indicados y al control dual de la biomasa algal. En la Fig. 4.5 se indican los controles ascendentes de la biomasa algal (recursos: luz y nutrientes), mientras que los controles descendentes incluyen la presión de herbivoría la cual depende de la estructura de la trama trófica clásica (Carpenter et al. 1985).

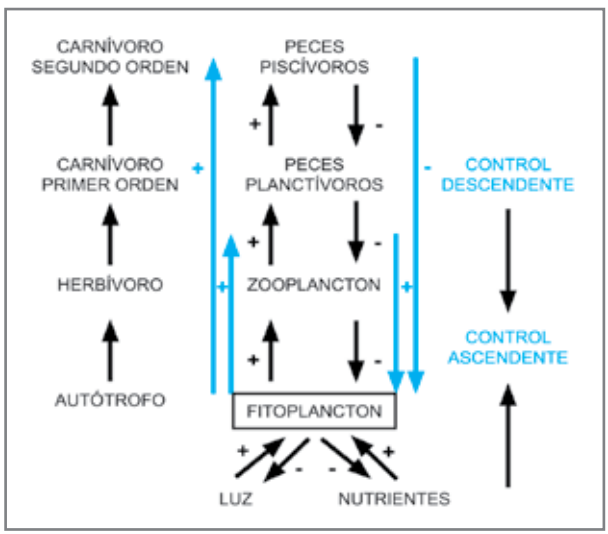


Fig. 4.5. Esquema representativo de las interacciones tróficas directas (por ejemplo herbivoría, depredación, entre otras, se indican en negro) e indirectas (por ejemplo cascada trófica, se indica en azul) que regulan la abundancia y biomasa del fitoplancton. Los signos señalan si los efectos son positivos o negativos. En este esquema se puede comprender por qué un aumento del stock de piscívoros provoca indirectamente un aumento de la presión de herbivoria sobre el fitoplancton.

4.4

Estados alternativos y su importancia en el suministro de agua potable

Los estados de aguas claras o turbias presentan diferencias importantes tanto en sus características físico-químicas del agua y sedimento, como en la diversidad de varias de sus comunidades, por ejemplo plantas acuáticas, peces y aves (Fig. 4.6). Los estados de aguas turbias con elevada biomasa de fitoplancton representan un riesgo en todos aquellos ecosistemas acuáticos cuya principal servicio ecosistémico es el suministro de agua potable. El riesgo radica principalmente en las interferencias en los procesos de potabilización que se ocasionan, los cuales son más complejos y costosos cuando la comunidad fitoplanctónica es dominada por cianobacterias potencialmente tóxicas. En este escenario es imprescindible contar con sistemas de tratamiento más sofisticados y costosos. Por ejemplo es necesario instalar dispositivos de carbón activado para la retención de gran parte de los cianotóxicos. La eutrofización ocasionada por el aporte excesivo de nutrientes en la cuenca de drenaje, sea por efluentes domésticos sin tratamiento terciario, uso de fertilizantes, ganadería o la combinación de ellos, es usualmente el proceso generador de los estados turbios.

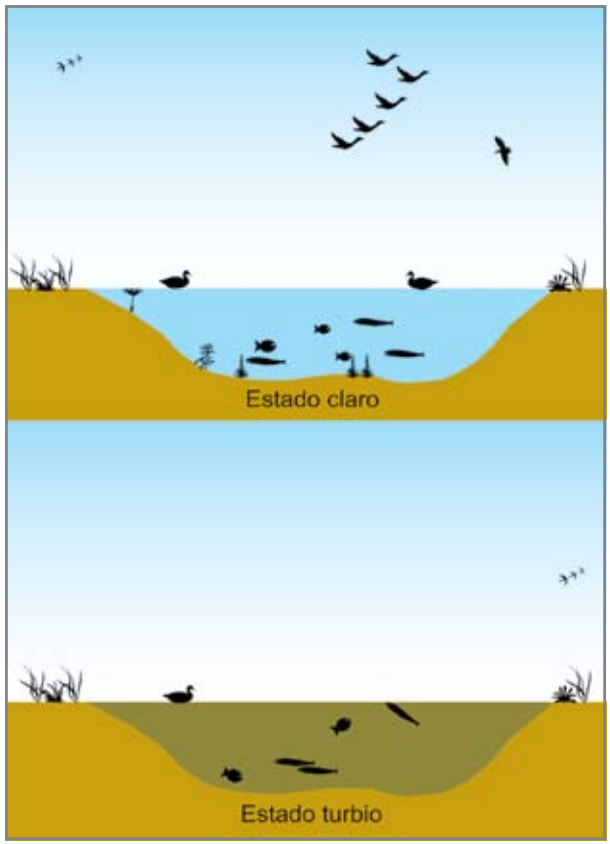


Fig. 4.6. Los estados claro y turbio no solamente difieren en las características físico-químicas indicadas, también presentan importantes diferencias en la diversidad de varias comunidades. Los estados tienen importancia en función del uso del sistema. A modo de ejemplo, un estado turbio con floraciones de cianobacterias tóxicas es uno de los escenarios más desfavorable para un cuerpo de agua destinado al suministro de agua potable. Adaptado de Scheffer (1998).

4.5

Aportes de la teoría al manejo del cuerpo de agua y la gestión de la cuenca asociada

La eutrofización depende de las condiciones actuales y pasadas. No es posible comprender las respuestas del sistema sin conocer su historia previa.

El sistema puede presentar cambios bruscos y repentinos, como ha sucedido anteriormente con Laguna del Diario.

Las consecuencias de las perturbaciones actuales no necesariamente se manifiestan en el corto o mediano plazo.

Revertir los cambios bruscos implica alcanzar umbrales (por ejemplo carga de nutrientes) muy diferentes a los que desencadenaron el cambio. En otras palabras, es necesario vencer diversos mecanismos de resiliencia de naturaleza físico-química y biológica.

Restaurar un sistema eutrófico implica el control de sus causas (entrada externa de nutrientes) y el manejo de sus consecuencias (por ejemplo control de la carga interna de nutrientes o modificación de la estructura de la comunidad de peces).

Las medidas de restauración no se traducen necesariamente en respuestas consideradas favorables en el corto o mediano plazo.

Referencias

Bayley S.E. & Prather C.M. 2003. Do shallow wetland lakes exhibit alternative stable states? Submersed aquatic vegetation and chlorophyll in western boreal shallow lakes. Limnology & Oceanography 48: 2335–2345

Beisner B.E., Haydon D.T. & Cuddington K. 2003. Alternative stable states in ecology. Frontiers in Ecology and the Environment 1(7): 376–382.

Brönmark C. & Hansson L.-A. 2003. Environmental issues in lakes and ponds: current state and perspectives. Environmental Conservation 29 (3): 290–306

Carpenter S.R. 2003. Regime Shifts in Lake Ecosystems: Pattern and Variation. Volume 15 in the Excellence in Ecology Series, Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.

Carpenter S.R., Kitchell J. F. & Hodgson J. R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. BioScience 35: 634–639.

Carpenter S.R., Christensen D.L., Cole J.J., Cottingham K.L., He X., Hodgson J.R., Kitchell J.F., Knight S.E., Pace M.L., Post D.M., Schindler D.W. & Voichic N. 1995. Biological control of eutrophication in lakes. Environmental Science & Technology 29: 784–786.

Dent C.L., Cumming G.S. & Carpenter S.R. 2002. Multiple states in river and lake ecosystems. Philosophical Transactions of the Royal Society B:357: 635–45.

Elser J. J., Sterner R.W., Galford A.E., Chrzanowski T.H., Findlay D.L., Mills K.H., Paterson M.J., Stainton M.P. & Schindler D.W. 2000. Pelagic C:N: P stoichiometry in a eutrophied lake: Responses to a whole-lake food-web manipulation. Ecosystems 3: 293–307.

Folke C., Carpenter S., Walker B., Scheffer M., Elmqvist T., Gunderson L., & Holling C.S. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 35:557–81.

Gulati R. D. & van Donk E. 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. Hydrobiologia 478: 73–106.

Holling C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 4: 1–24.

Janse J. 1997. A model of nutrients dynamics in shallow lakes in relation to multiple stable states. Hydrobiologia 342/343:1-8.

Kinzig A.P., Ryan P., Etienne M., Allison H., Elmqvist T. & Walker B.H. 2006. Resilience and regime shifts: assessing cascading effects. Ecology and Society 11(1):20.

Mazzeo N., Clemente J., García-Rodríguez F., Gorga J., Kruk C., Larrea D., Meerhoff M., Quintans F., Rodríguez-Gallego L. & Scasso F. 2002. Eutrofización: causas, consecuencias y manejo. En: Domínguez A. & Prieto R.G. (eds.). Perfil Ambiental, Nordan-Comunidad, Montevideo. pp: 39-55.

May, R.M. 1977. Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of states. Nature 269: 471–77

Meerhoff M. & Mazzeo N. 2004. Importancia de las plantas flotantes libres de gran porte en la conservación y rehabilitación de lagos someros de Sudamérica. (Review). Ecosistemas (http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=7&Id_Categoria=1&tipo=portada).

Moss, B. 2008. Water pollution by agriculture. Philosophical Transactions of the Royal Society B: 363, 659–666

Pauly D., Palomares M. L., Froese R., Sa-a P., Vakily M., Preikshot D. & Wallace S. 2001. Fishing down Canadian aquatic food webs. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58: 51–62.

Post J. R., Sullivan M., Cox S., Lester N.P., Walters C.J., Parkinson E.A., Paul A.J., Jakson L. & Shuter B.J. 2002. Canada's recreational fisheries: The invisible collapse? Fisheries 27: 6–17.

Schindler D.W. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. Limnology & Oceanography 51(1, 2): 356–363.

Scheffer, M. 1998. Ecology of shallow lakes. Population and Community Biology. Series 22. Chapman & Hall, London.

Scheffer, M. 2009. Critical Transitions in Nature and Society. Princeton University Press, Princeton.

Scheffer M., Hosper S. H., Meijer M. L., Moss B. & Jeppesen E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. Trends in Ecology & Evolution 8: 275-279.

Scheffer M., Carpenter S.R., Foley J. A., Folke C., & Walker B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. Nature 413: 591-596.

Scheffer M. & Carpenter S.R. 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. Trends in Ecology y Evolution 18(2): 648-656.

Scheffer M., Szabo S., Gragnani A., van Nes E.H., Rinaldi S., Kautsky N.,Norberg J., Rudi M. M. Roijacker R.M.M. & Franken R.J.M. 2003. Floating plant dominance as a stable state. PNAS 100(7): 4040-4045.

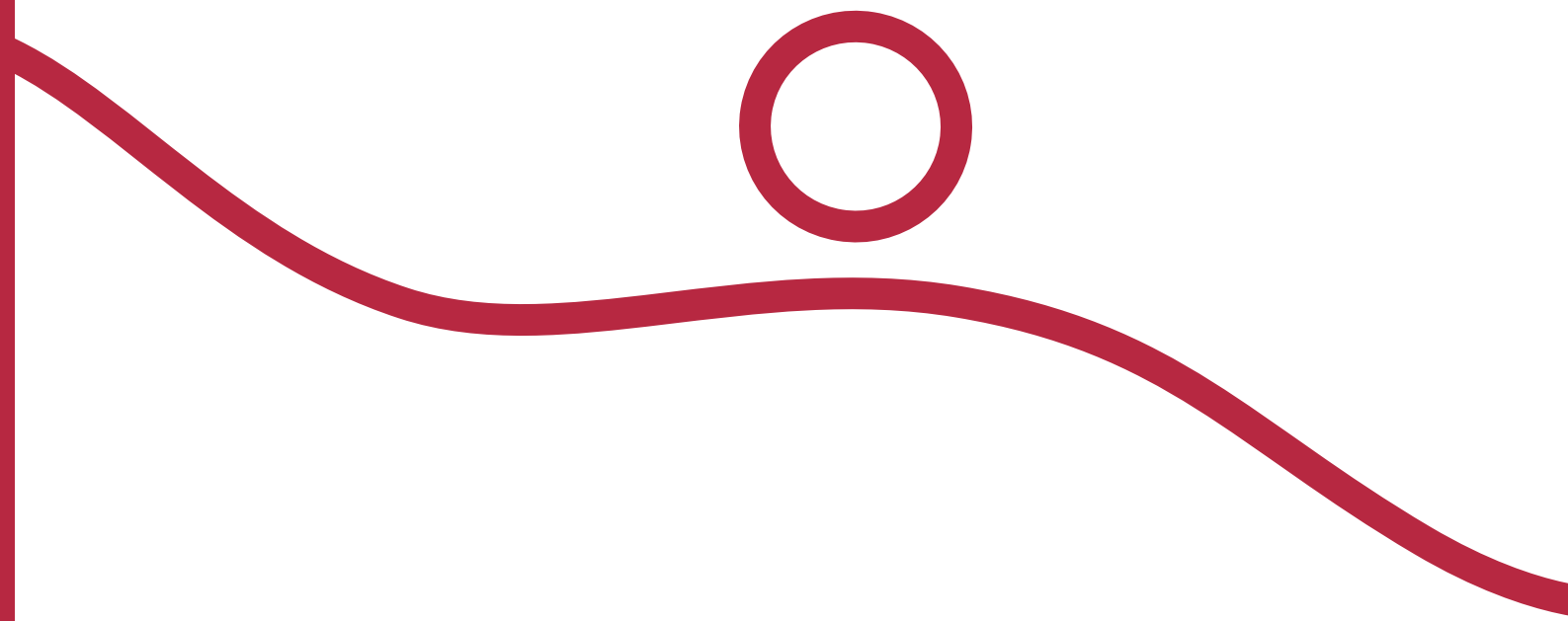
Schröder A., Persson L. & De Roos A. M. 2005. Direct experimental evidence for alternative stable states: a review. Oikos 110: 3-19.

Søndergaard M.J., Jensen J. P. & Jeppesen E. 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. The Scientific World 1: 427-442.

Søndergaard M.J., Jensen J. P. & Jeppesen E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. Hydrobiologia 506 (1-3): 135-145.

Walker B.H., Holling C.S., Carpenter S.R. & Kinzig A.S. 2004. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. Ecology and Society 9(2):5.

Fundamentos científicos: Certezas e Incertidumbres



5

Estado trófico de Laguna del Sauce y respuestas asociadas

Néstor Mazzeo, Felipe García-Rodríguez, Adriana Rodríguez, Gustavo Méndez, Carlos Iglesias, Hugo Inda, Guillermo Goyenola, Soledad García, Claudia Fosalba, Soledad Marroni, Carolina Crisci, Laura del Puerto, Juan Clemente, Juan Pablo Pacheco, Carmela Carballo, Alejandra Kröger, Mariana Vianna, Mariana Meerhoff, Manfred Steffen, Juan José Lagomarsino, Malvina Masdeu, Nicolás Vidal, Franco Teixeira de Mello, Iván González Bergozoni & Diego Larrea.

Resumen

La información analizada en el presente capítulo permite afirmar que Laguna del Sauce es un sistema eutrófico, que se encuentra en un proceso acelerado de enriquecimiento de nutrientes a partir de los últimos 100 años. La construcción de la presa contribuyó sustancialmente a la aceleración del proceso. Las respuestas del sistema al fenómeno de eutrofización son de dos tipos: floraciones microalgales o de cianobacterias y crecimiento excesivo de plantas sumergidas. Las floraciones fitoplanctónicas presentan importantes variaciones espaciales y temporales que no pueden ser explicadas exclusivamente en función de la disponibilidad de nutrientes y temperatura. La dinámica de otros recursos (luz) la baja presión de consumo o herbivoría condicionada por la estructura del zooplancton, y la variabilidad climática son factores claves en este proceso. La baja presión de herbivoría sobre el fitoplancton obedece a varios factores, entre los cuales la presión de pesca artesanal sobre los predadores topes (peces piscívoros) es uno de los más relevantes. Finalmente, la respuesta a la eutrofización en sectores del reservorio como Laguna del Potrero se relaciona con un crecimiento desmedido de plantas sumergidas que interfiere con usos como la navegación o la recreación.

Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada. Steffen M. & Inda H. (eds). 31-51

5.1

Introducción

En ecología se definen características claves de los ecosistemas para poder entender, cuantificar e investigar sus variaciones en el tiempo, asociadas a procesos naturales o actividades antrópicas. En este contexto, en limnología se identifican los indicadores del estado trófico y los factores que lo determinan (Carpenter & Pace 1997). Nauman (1919) introdujo los términos generales de oligotrofia y eutrofia, definiéndolos en función de la comunidad fitoplanctónica. Actualmente, se define oligotrofia como un estado que se caracteriza por su baja biomasa fitoplanctónica, una alta transparencia del agua y una limitada concentración de nutrientes. Por el contrario, eutrofia implica generalmente una elevada carga de nutrientes y biomasa algal, y una reducida transparencia del agua. Existen estados intermedios entre los extremos antes mencionados que se definen como mesotrofia. El presente capítulo ha sido organizado en función de tópicos claves identificados desde el ámbito académico, tomadores de decisión y gestores, y por parte de organizaciones de vecinos involucrados.

5.2

Estado trófico actual de Laguna del Sauce

Los niveles actuales de nitrógeno y fósforo total en la columna de agua y los valores de biomasa fitoplanctónica, permiten establecer que Laguna del Sauce es un sistema eutrófico. Algunos de estos indicadores en realidad se ubican en el límite entre la eutrofia y la hipereutrofia (Figs. 5.1, 5.2 y 5.3). En otras palabras, Laguna del Sauce presenta niveles muy elevados de nutrientes y biomasa microalgal. Es importante considerar que dicha evaluación no consideró la carga de nutrientes asociada a los sedimentos o a la biomasa

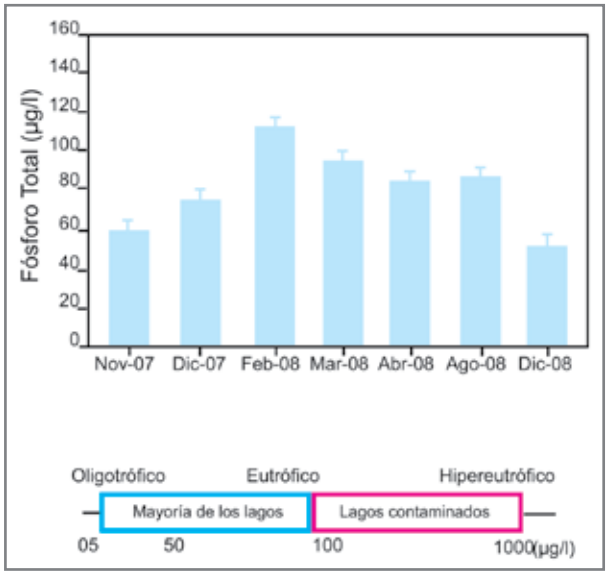


Fig. 5.1. Concentración de fósforo total en Laguna del Sauce considerando el promedio de las estaciones localizadas en el sector norte y sur (ver Anexo 1). Las barras indican los promedios y errores estándares asociados. La escala localizada en la parte inferior del gráfico permite evaluar si la concentración es baja o elevada.

de plantas acuáticas, de incorporarlos a la evaluación el estado trófico el sistema se encuentra sin lugar a dudas en el rango de la hipereutrofia.

Actualmente se dispone de suficiente evidencia científica para establecer que los sistemas someros con una misma carga de nutrientes (correspondiente a estados eutróficos o mesotróficos) pueden presentar elevadas o bajas biomasas microalgales dependiendo de una serie de condiciones actuales como históricas (ver capítulo 4 de este libro). Debido a ello resulta crucial comprender la trayectoria histórica del sistema, es decir, se deben conocer las condiciones actuales y su pasado.

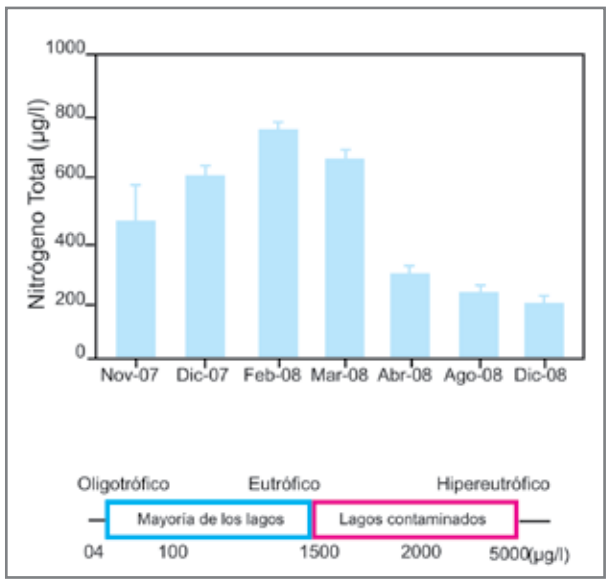


Fig. 5.2. Concentración de nitrógeno total en Laguna del Sauce considerando el promedio de las estaciones localizadas en el sector norte y sur (ver Anexo 1). Las barras indican los promedios y errores estándares asociados. La escala localizada en la parte inferior del gráfico permite evaluar si la concentración es baja o elevada.

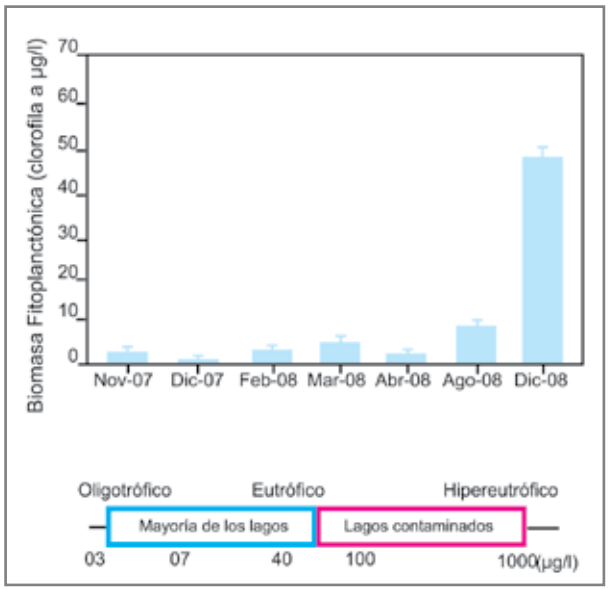


Fig. 5.3. Niveles de biomasa fitoplanctónica (estimada como la concentración de la clorofila a en la columna de agua) en Laguna del Sauce, considerando el promedio de las estaciones localizadas en el sector norte y sur (ver Anexo 1). Las barras indican los promedios y errores estándares asociados. La escala localizada en la parte inferior del gráfico permite evaluar si la concentración es baja o elevada.

5.3

Trayectoria histórica del proceso de eutrofización

De acuerdo a los análisis paleolimnológicos realizados sobre testigos de sedimentos (ver Anexo 1), este ecosistema se encuentra en un proceso de eutrofización acelerado. Dicha afirmación se sustenta en la siguiente evidencia: aumento del contenido de materia orgánica en los centímetros superficiales en los testigos de sedimentos analizados (Fig. 5.4), cambios asociados de la composición de la flora de diatomeas y del índice C:D (cuantifica la relación entre cistos de crisofitas y valvas de diatomeas) (Fig. 5.5). Estos indicadores biológicos responden directa o indirectamente al enriquecimiento o empobrecimiento de nutrientes, los indicadores estudiados confirmar el pasaje de la mesotrofia a la eutrofia.

Establecer el inicio de este proceso no resulta una tarea sencilla por dos razones principales. La dinámica natural de este sistema, al menos respecto a materia orgánica y carbonatos cálcicos, presenta un rango similar de variación al atribuible a la influencia de actividades antrópicas. Sin embargo, debe señalarse que si bien la escala de variación es similar, no lo es la velocidad del cambio, ya que en un lapso sedimentario muy restringido (ver la sección superior de la

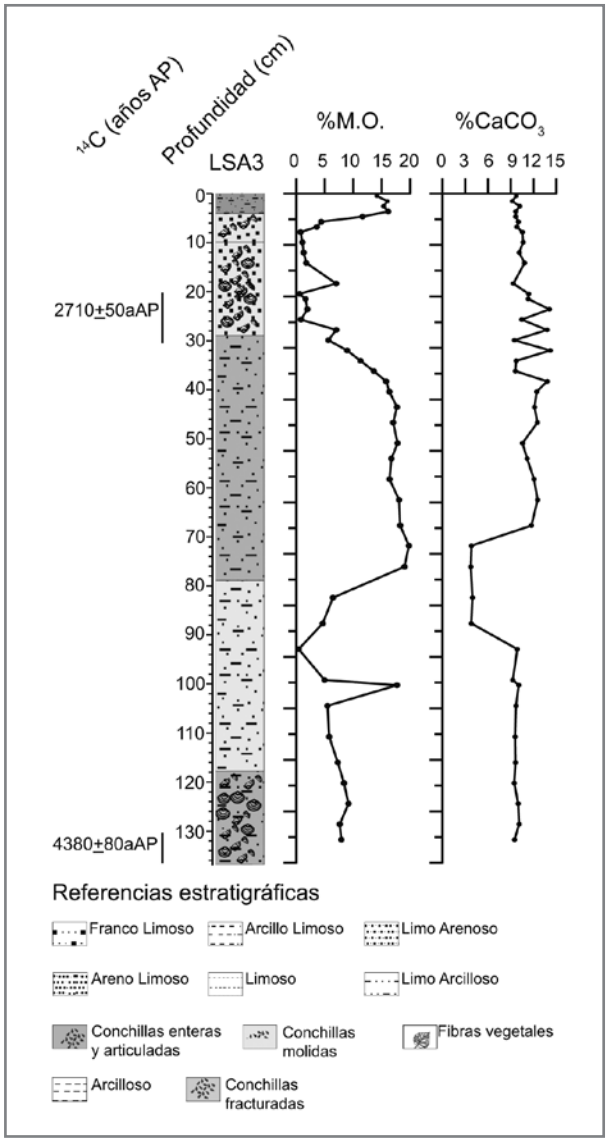


Fig. 5.4. Testigo sedimentario LSA3. Izquierda: edades radiocarbónicas. Derecha: contenido de materia orgánica y carbonatos cálcicos. La parte superior del corer representa los últimos años o décadas y la más profunda el período más antiguo (miles de años). Laguna del Sauce presentó en el pasado niveles de materia orgánica en el sedimento similares al presente, sin embrago no se observan variaciones en un período tan corto de tiempo como las registradas en el último siglo. Mayor detalle puede ser consultado en Inda (2009).

columna de sedimentos en la Fig. 5.4) se experimenta un aumento considerable de materia orgánica que no se observa en períodos anteriores. En segundo lugar, a partir de la datación de muestras del testigo, sólo se logró determinar la edad de la base del mismo (entorno a 4400 años antes del presente -AP-, es decir, cerca de 2400 años antes de Cristo) y de una porción cercana al tope (entorno a 2700 años AP entre los 20 y 30cm), mediante ^{14}C. Sin embargo, la porción superior del testigo, la cual debe contener los depósitos más modernos, aún aguarda que se establezca su antigüedad. Para establecer la edad de depósitos modernos, es necesario utilizar otras técnicas de datación, como la relación entre los isótopos de ^{137}Cs y ^{210}Pb (método de Cesio-Plomo). Actualmente, ya se enviaron muestras de sedimentos de un testigo tomado en la Laguna del Potrero para realizar este análisis. Sin embargo, los cambios bruscos de granulometría entre los 4 y 8 cm de profundidad (Fig. 5.4) y de los niveles de calcio, potasio y hierro, constituyen respuestas del sistema al represamiento. Los efectos del represamiento sobre los procesos de sedimentación y el efecto de dilución asociado al llenado del reservorio, pueden identificarse en los indicadores físicos y químicos utilizados. En pocas palabras, la sección desde los 6-8 cm de profundidad hasta la superficie correspondería al período de 1947 a la fecha. Más allá de estas aclaraciones, resulta evidente que la porción superior del testigo refleja las respuestas de un sistema que experimenta un proceso de eutrofización acelerado.

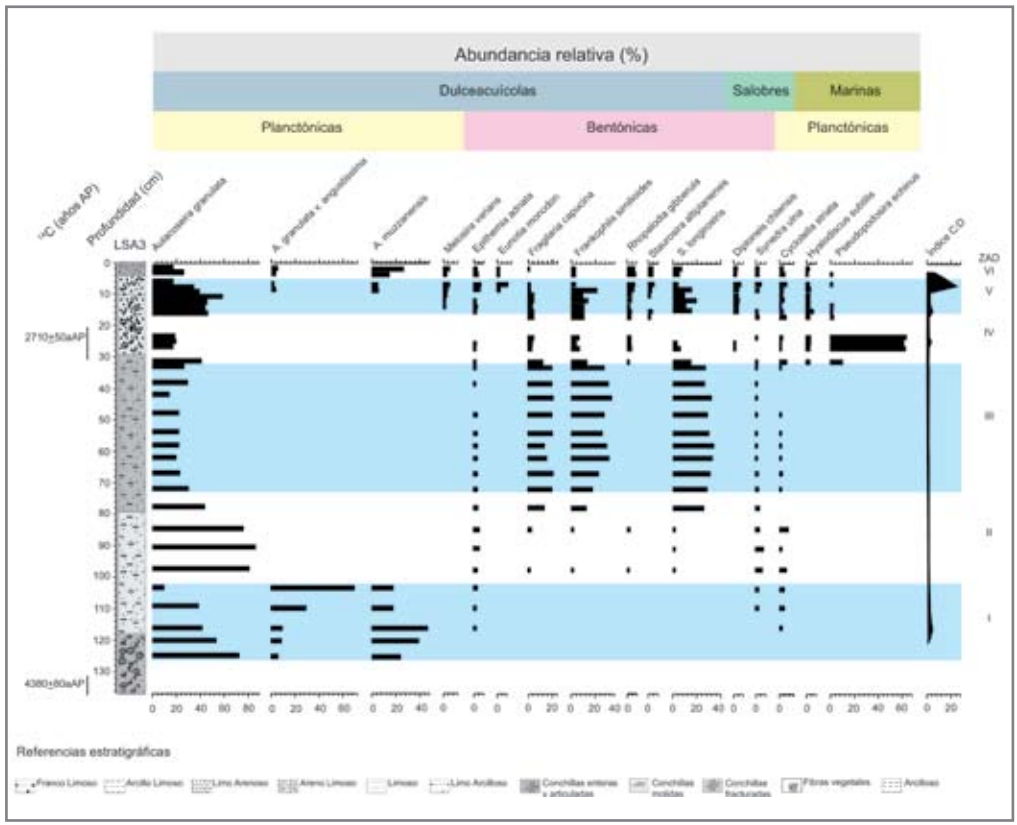


Fig. 5.5. Testigo sedimentario LSA3. Contenido de flora diatomológica e índice C:D (crisofitas versus diatomeas). La parte superior del corer representa los últimos años o décadas y la más profunda el período más antiguo (miles de años). Los proxies utilizados permiten inferir variaciones del estado trófico y de la salinidad del agua (asociado a variaciones pasadas del nivel del mar). Fuente: Inda (2009).

5.4

Estado trófico
Actividades antrópicas y variabilidad climática

En el análisis de este componente deben considerarse escalas temporales y espaciales muy diferentes. La escala espacial de análisis es la de la cuenca de drenaje. Los cambios climáticos (e igualmente las variaciones de los niveles del mar) poseen varios ciclos de diferentes escalas temporales: estacionales, anuales, decenales (fenómenos como El Niño), seculares e incluso milenarios.

Para abordar la relación entre el factor humano, que se restringe a los últimos siglos, y los cambios climáticos y eustáticos de escalas mayores, es necesario tener presente cuáles pueden ser atribuidos a variabilidad natural y cuáles al impacto antrópico sobre los sistemas. Los cambios definidos como eustáticos corresponden a variaciones del nivel del mar asociadas a ciclos climáticos de escalas milenarias, los cuales

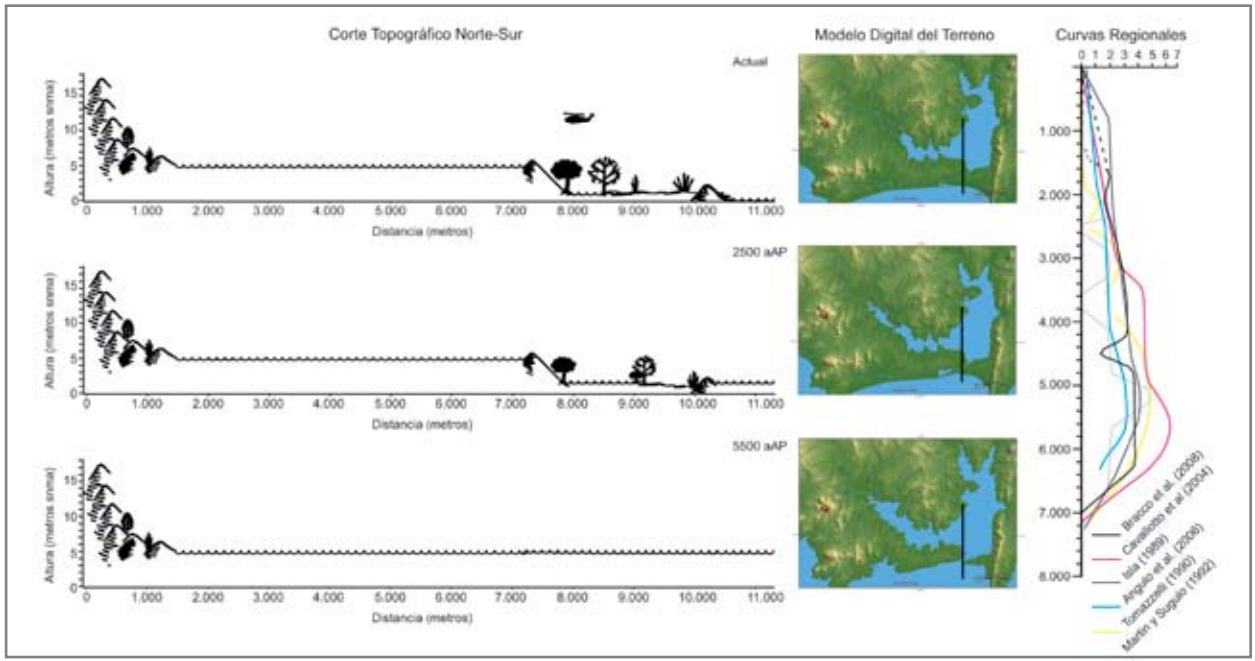


Fig. 5.6. Testigo sedimentario LSA3. Izquierda: estratigrafía del testigo. Centro: corte topográfico para los principales eventos transgresivos del Holoceno. Derecha: modelo digital del terreno para los principales eventos transgresivos del Holoceno y curvas de variaciones de los niveles marinos para la región. Un mayor nivel de detalle de la presente información puede ser consultada en Inda (2009).

involucran oscilaciones de la órbita terrestre, del eje del planeta, de las corrientes oceánicas y avances y retrocesos de las grandes masas de hielo.

En cuanto a los cambios propios de la dinámica natural, los más conspicuos son el cambio en la extensión y salinidad del sistema durante los últimos 5000 años (Fig. 5.6) y las fluctuaciones climáticas (Fig. 5.7). De acuerdo a los datos generados a partir de microrestos vegetales silicificados de gramíneas, fue posible establecer que el clima de la región fue más seco y/o marcadamente estacional hace alrededor de 4000 años, tornándose paulatinamente más cálido y húmedo hace alrededor de 2500 años. A partir de entonces el clima experimenta otros dos pulsos significativos: un episodio cálido cercano al 1000 de nuestra era, conocido como la Edad Cálida Medieval, y un pulso frío y árido entre el 1200 y el 1800 de nuestra era, conocido como la Pequeña Edad del Hielo (mayor detalle puede ser consultado en del Puerto 2009). Es precisamente durante la Pequeña Edad de Hielo que arriban al Río de la Plata los primeros adelantados europeos.

Esta dinámica climática y eustática natural posee un relacionamiento particular con el estado trófico del sistema, los períodos cálidos y húmedos se asocian a un incremento del estado trófico, patrón inverso ocurre en los períodos fríos y áridos. Sobre este factor se superponen las oscilaciones del nivel del mar, los niveles más altos coinciden con una disminución del

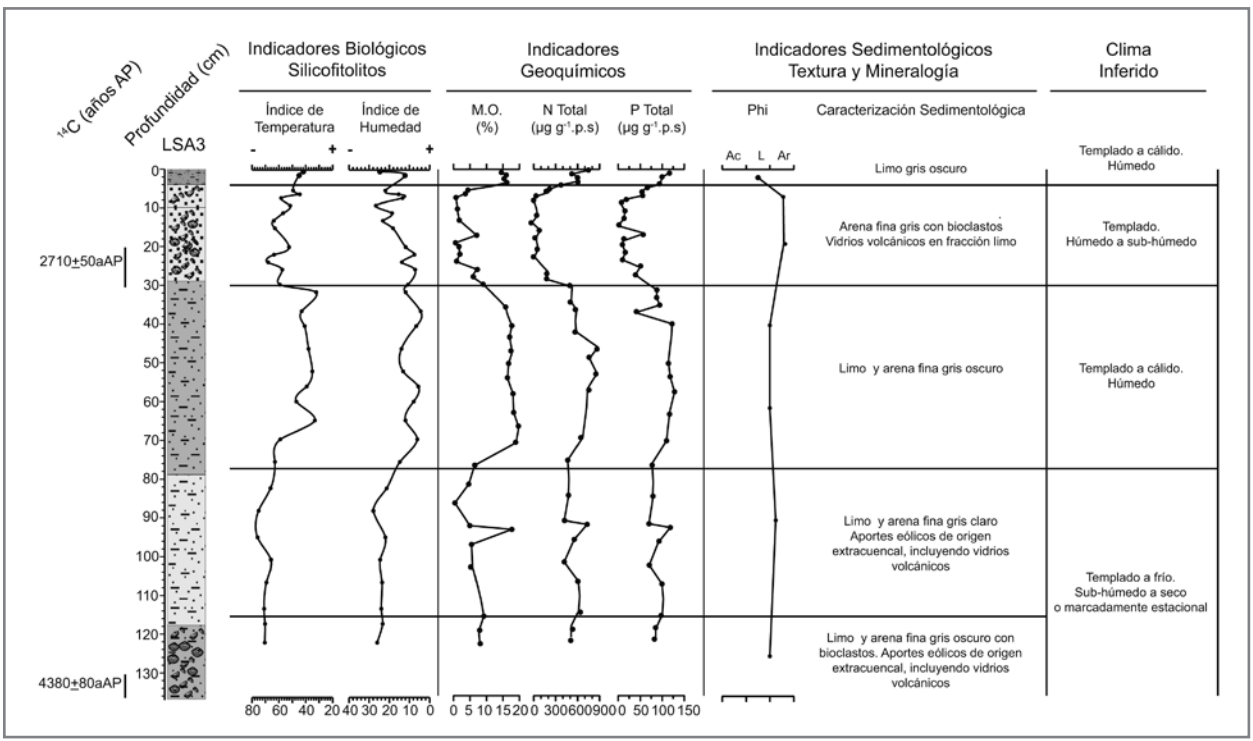


Fig. 5.7. Testigo sedimentario LSA1. Principales indicadores considerados y clima inferido a partir de los mismos. La información presentada puede ser analizada en profundidad en del Puerto (2009).

estado trófico y los más bajos con estados eutróficos. El aislamiento del mar favorece una mayor concentración de nutrientes y menor exportación de la biomasa de los productores primarios.

Cuando las poblaciones humanas modernas se establecen en la cuenca del sistema, comienzan a desarrollar actividades que gradual o abruptamente modifican el entorno. Lo importante a tener en cuenta es que tales actividades pueden modificar la dirección de la dinámica natural o intensificar procesos naturales (Fig. 5.8). A partir de la segunda mitad del siglo XIX, la concentración de ganado en espacios acotados debido al alambrado de los campos y la forestación de los cordones dunares con especies arbóreas exóticas impactaron sobre los sistemas en que tales actividades se desarrollaron. Estos impactos se traducen en un aumento del aporte externo de nutrientes y en una menor incidencia del viento en algunas regiones del cuerpo de agua. Estos factores pueden determinar por ejemplo la expansión de la vegetación litoral. En la mitad del siglo XX, la construcción de la represa y la urbanización se suman al desarrollo agrícola como fuentes de impacto. En síntesis, en este ecosistema un conjunto de factores operaron simultáneamente en los últimos 150 años: incremento de la temperatura, mayor aislamiento del mar, mayor aporte de nutrientes derivados de actividades agrícolas o de poblaciones sin saneamiento, mayor tiempo de retención de materia orgánica y nutrientes debido al represamiento. Todos los factores indicados promueven el aumento del estado trófico. El proceso de eutrofización responde a un conjunto de factores de origen natural y antrópico, cuya contribución relativa no es posible determinar por el momento.

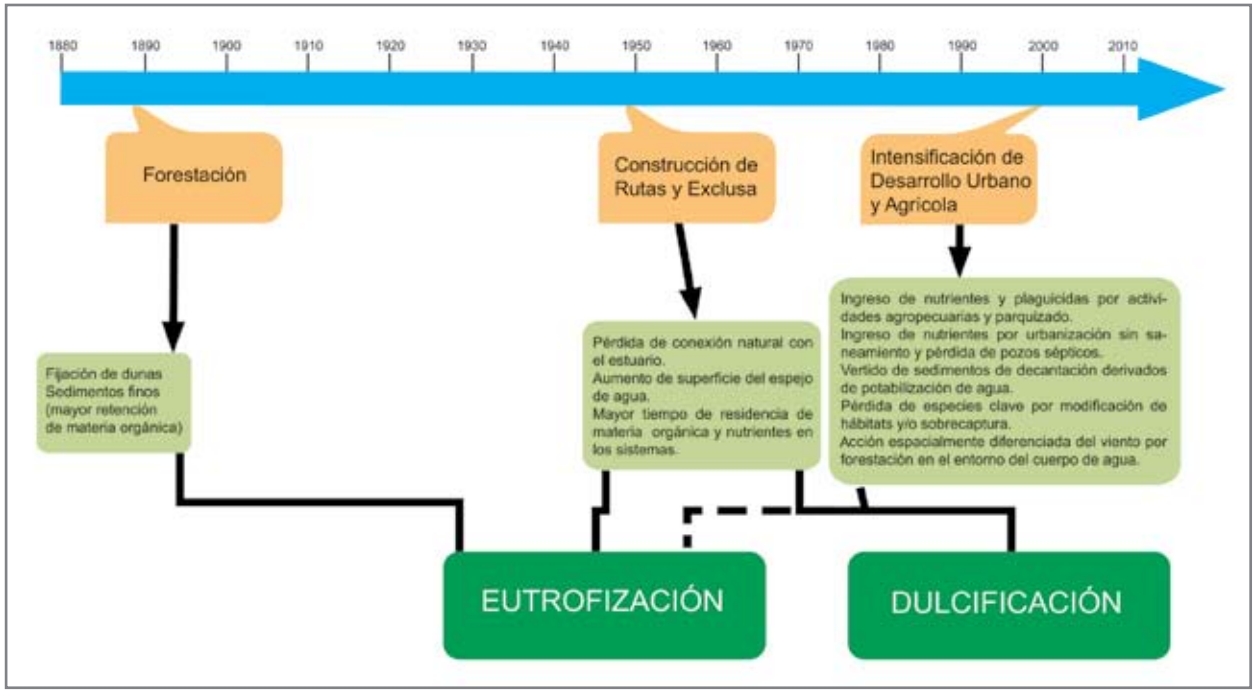


Fig. 5.8.- Principales actividades humanas desarrolladas en sistemas acuáticos del sudeste del Uruguay y su relación con los principales procesos inferidos para los mismos. Fuente: Inda, 2009.

5.5

Floraciones microalgales y rol de los recursos

El sistema Laguna del Sauce presenta un complejo patrón espacial de respuestas al fenómeno de la eutrofización, en algunos sectores se observan floraciones masivas de algas o cianobacterias, y en otros (Laguna del Potrero) extensos parches de plantas sumergidas que interfieren con la navegación y otras actividades de recreación.

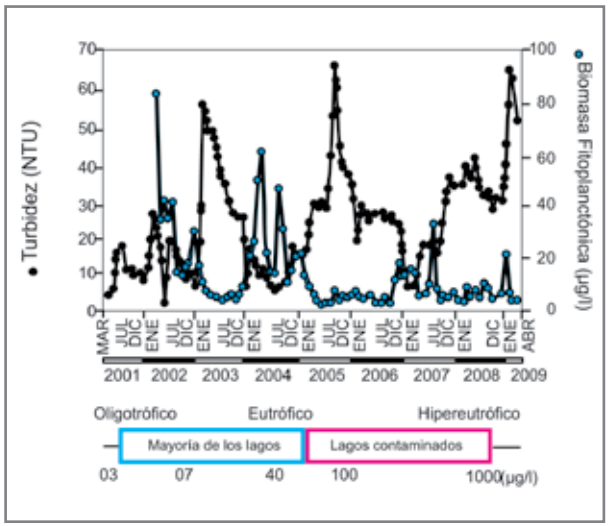


Fig. 5.9. Variación temporal de la turbidez y biomasa fitoplanctónica en Laguna del Sauce. La información presentada corresponde a los promedios mensuales del registro diario de la fuente de agua por parte de la OSE-UGD. La localización de esta estación de muestreo puede ser consultado en el Anexo 1. La escala inferior indica la correspondencia entre la biomasa fitoplanctónica y el estado trófico.

En Laguna del Sauce, sitio donde se localiza la toma de agua potable, domina el componente de microalgas y cianobacterias dentro del grupo de los productores primarios, destacándose la ausencia casi total de plantas acuáticas sumergidas. En este sistema se cuenta con una serie temporal muy detallada de las variaciones diarias del contenido de clorofila *a* en la zona aledaña a la toma de agua. El análisis del patrón temporal de clorofila *a* presenta características muy singulares, en primer lugar una ausencia de variación asociada a la estacionalidad del año, con una periodicidad de máximos en ciclos que abarcan 10 a 12 meses (Fig. 5.9). Es relevante destacar la relación inversa que se observa entre la clorofila *a* y la turbidez del agua (Fig. 5.10). Los estudios estadísticos demuestran que una parte importante de la variabilidad temporal de la biomasa fitoplanctónica (26%) puede ser explicada a partir de los patrones temporales de la turbidez (Fig. 5.10). En este sentido, es evidente que existe un umbral de turbidez por encima del cual la biomasa algal nunca supera los 10 µg/l (Fig. 5.10). Sin embargo, en valores de turbidez menores a 20 NTU pueden observarse condiciones de baja y elevada biomasa algal, y estos ocurren en diferentes estaciones del año.

En función de los resultados registrados se puede afirmar que la variación temporal de la turbidez, y su efecto en la disponibilidad de luz en la columna de agua, es uno de los controles clave de la dinámica del fitoplancton en este sistema. Sin embargo, la ocurrencia de floraciones microalgales o de cianobacterias no puede ser explicada en función solamente de la disponibilidad de recursos (luz y nutrientes) y régimen de temperaturas. Finalmente, es interesante destacar

que la fluctuación de la turbidez presenta transiciones bruscas (en un corto período de tiempo, 24 o 48 horas), por ejemplo a inicios del otoño del año 2003 o

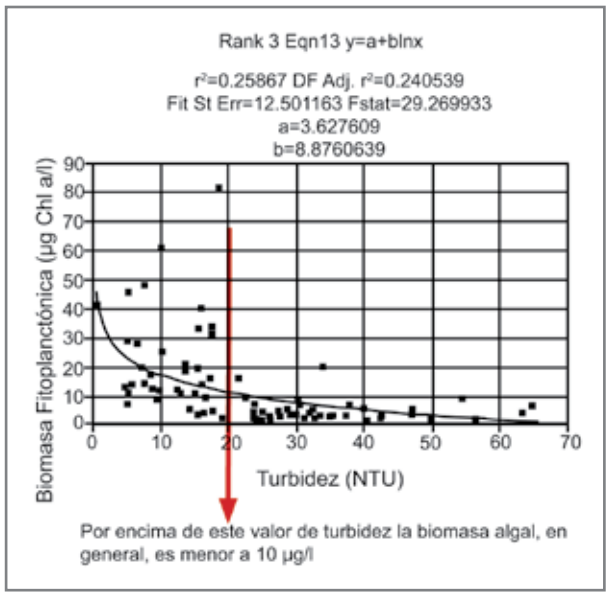


Fig. 5.10. Resultado del análisis de regresión entre la turbidez del agua y la biomasa fitoplanctónica. La variación temporal de la turbidez logra explicar un 26% de la variación temporal de la biomasa fitoplanctónica, sugiriendo un importante rol de la fluctuación temporal de la disponibilidad de la luz en la columna de agua. Finalmente es posible identificar un umbral de turbidez (> 20 NTU) por encima del cual la probabilidad de observar valores altos de biomasa algal es muy baja.

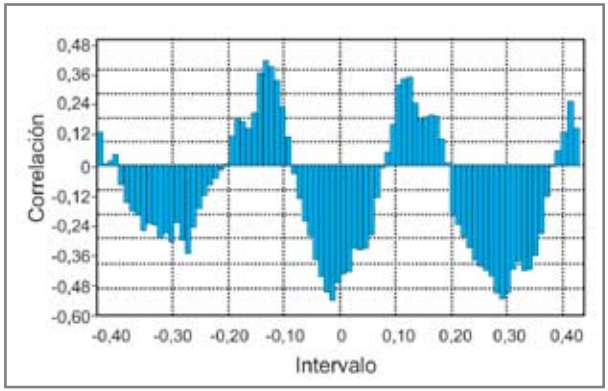


Fig. 5.11. Análisis de correlación cruzada de las series temporales de clorofila y turbidez. El resultado matemático permite establecer la relación inversa entre ambas variables e identificar el periodo de tiempo en que la correlación es positiva. De una forma simple podemos concluir que luego de los incrementos bruscos de turbidez el aumento de la biomasa algal ocurre a partir del año (máximo valor de correlacion positiva). El eje de los intervalos indican meses.

agosto-setiembre del 2005 se observan incrementos abruptos durante y luego de eventos meteorológicos extremos de precipitación y/o viento (Fig. 5.9). Estos eventos pueden aumentar sustancialmente el material particulado en la columna de agua y modificar drásticamente su turbidez. El sistema recupera los niveles previos a las transiciones bruscas luego de un largo plazo (año y medio), siempre que no ocurran nuevos eventos meteorológicos extremos (Fig. 5.11).

5.6

Factores determinantes en la variación espacial y temporal del fitoplancton

La información recabada recientemente (2007-2008) en Laguna del Sauce permite constatar niveles medios a muy altos de abundancia de microalgas (en términos de biovolumen), en especial de cianobacterias (Fig. 5.12). La magnitud de estas floraciones se refleja incluso en imágenes satelitales de baja resolución (Fig. 5.13). Dentro de las cianobacterias se destaca la elevada abundancia de especies productoras de cianotoxinas en diferentes zonas del cuerpo de agua (Fig. 5.12), destacándose *Microcystis aeruginosa*. Las floraciones de *M. aeruginosa* se encontraron presentes a lo largo de todo el ciclo 2007-2008, constatándose la producción de microcistina en la playa sur de Laguna del Sauce y otros sectores a partir del otoño del 2008.

La comunidad fitoplanctónica presenta una gran heterogeneidad espacial, por ejemplo en la zona de descarga del arroyo Sauce la comunidad fitoplanctonica presenta valores de abundancia sustancialmente menores, principalmente asociadas a diatomeas, criptofitas y clorofitas, grupos que no representan riesgo sanitario. En esta zona las cianobacterias nunca presentaron más del 10% de la abundancia total. En varias ocasiones se ha detectado la dominancia de especies de pequeña talla como nanoflagelados y picoplancton en Laguna del Potrero, patrón característico de sistemas con una elevada cobertura de plantas sumergidas, quienes favorecen especies de pequeño tamaño, móviles y capaces de utilizar la materia orgánica disuelta excretada por las plantas. Las lagunas del Cisne y del Potrero han registrado en el último tiempo menores abundancias de fitoplancton a las observadas en las zonas Norte y Sur de Laguna del Sauce, solamente se constató dominancia de cianobacterias de los géneros *Microcystis* y *Anabaena* en períodos cortos (1 mes). Sin embargo, en estos sectores algunas de las floraciones fueron de singular importancia, como la ocurrida en Laguna del Potrero en verano del 2008 con valores de biomasas muy altas de las especies *Anabaena spiroides* y *Anabaena crassa*, ambas potencialmente tóxicas.

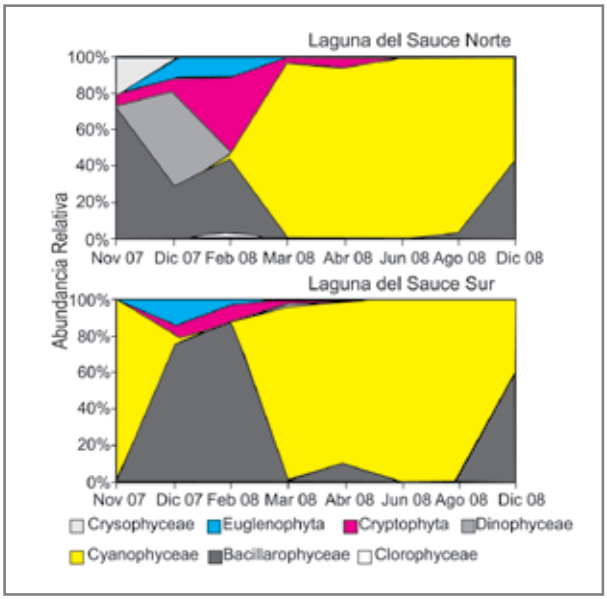


Fig. 5.12. Variación temporal de la composición fitoplanctónica en el último período de estudio analizado. En el ciclo 2007 y 2008 se destaca la predominancia de Microcystis aeruginosa (cianobacteria) incluso en la época invernal, fenómeno no registrado en el pasado. Es interesante destacar que este período coincide con una de las sequías más largas y severas desde que se lleva registro de las precipitaciones en el país.

La variación temporal, en términos de composición y abundancia de la comunidad fitoplanctónica, no presenta un patrón estacional definido. En Laguna del Sauce se constató la presencia de una floración de *M. aureginosa* durante todo el ciclo 2008, patrón que no fue observado en otros períodos del pasado.

Fig. 5.13. La imagen actual del Google Earth demuestra que las respuestas del sistema pueden observarse incluso desde el espacio. La mancha verde en el centro corresponde a una floración de Microcystis aeruginosa.

5.7

Floraciones microalgales y rol de la herbivoría

Las respuestas a los fenómenos de eutrofización no dependen exclusivamente de la oferta de recursos (luz y nutrientes), también son condicionados por la tasa de herbivoría o consumo de la biomasa generada por parte de los consumidores primarios (herbívoros). En el caso del medio acuático este factor presenta una relevancia sustancialmente mayor que en los ecosistemas terrestres. En los primeros puede llegar a consumirse hasta un 80% de la biomasa generada, mientras que en los sistemas terrestres el promedio se ubica entre el 15 y 20% (Shurin et al. 2006). La presión de consumo del fitoplancton en este tipo de ecosistemas se ejerce por componentes del zooplancton, principalmente cladóceros y copépodos calanoides, y por bivalvos filtradores localizados en el sedimento.

La estructura del zooplancton en este sistema está dominada, en términos de abundancia, por microfiltradores (rotíferos y nauplios) que ejercen una menor presión de herbivoría que los mesofiltradores (cladóceros y calanoides) (Fig. 5.14). Además de la menor abundancia de los mesofiltradores, este sistema se destaca por el reducido tamaño de sus principales especies (*Diaphanosoma birgei*, *Bosmina longirostris*, *Alona* spp y *Chydorus* spp). En ninguno de los muestreos se observaron las especies de mesofiltradores de mayor tamaño (por ejemplo *Daphnia*) observados en otras ecosistemas acuáticos de la región. Estos atributos son característicos de sistemas eutróficos donde existe una importante abundancia de peces potencialmente zooplanctívoros.

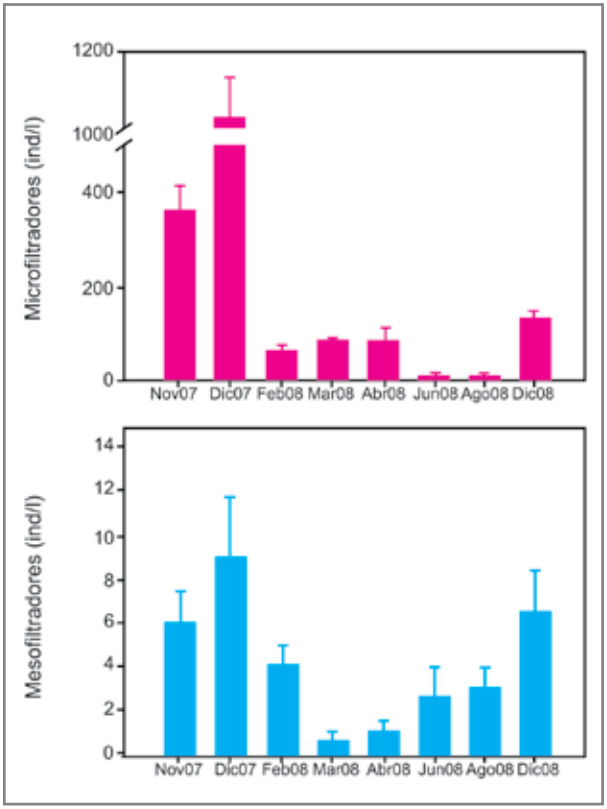


Fig. 5.14. Variación temporal del zooplancton considerando los principales grupo funcionales (microfiltradores= rotíferos y nauplios; mesofiltradores= copépodos calanoides y cladóceros). El gráfico indican el promedio del conjunto de estaciones analizadas y el error estándar.

En las artes de pesca pasiva utilizadas (ver Anexo 1) fueron colectadas 21 especies de peces. La Laguna del Potrero presenta la mayor riqueza (16 especies), seguida por el Sauce (13) y Cisne (10). Ocho de las especies fueron comunes a los tres sistemas, mientras en el Potrero fueron capturadas seis especies exclusivas, cuatro en el Sauce y una en Cisne (Tabla 5.1, Fig. 5.15). Los gremios tróficos mayoritarios (en términos de abundancia) fueron el de piscívoros (depredadores de peces), bentívoros (peces que se alimentan en el fondo) y zooplanctívoros (depredadores de zooplancton, ver glosario anexo). Considerando la captura total de peces clasificada según su dieta (Tabla 5.1), el grupo ampliamente dominante fue el de los peces potencialmente zooplanctívoros (Fig. 5.15).

Existen numerosos antecedentes científicos con relación al rol de los peces en la estructuración de las comunidades zooplanctónicas, y sus efectos indirectos en la biomasa fitoplanctónica y la calidad del agua (Carpenter & Kitchell 1993, Jeppesen 1998, Scheffer 2009). La presión por depredación ejercida por los peces piscívoros sobre los zooplanctívoros, condiciona indirectamente una disminución en la abundancia fitoplanctónica, lo que mejora indirectamente la calidad de agua (ver capítulo 4). Estas interacciones tróficas indirectas generan un efecto en cascada a lo largo de la trama trófica (McQueen et al. 1986). Como consecuencia del proceso de eutrofización, las especies planctívoras pasan a ser domi-

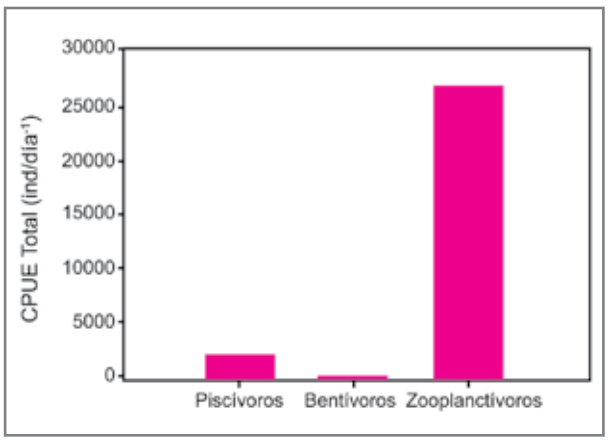


Fig. 5.15. Captura de peces expresada en base diaria (24 horas). La clasificación trófica enfatizó la potencialidad de incluir peces o zooplancton en la dieta. Se incluyen también los peces que se alimentan en el fondo (bentívoros). La información comprende las capturas de Laguna del Sauce, Cisne y Potrero.

Tabla 5.1. Listado de especies para cada uno de los sistemas. Se incluye información sobre dieta. En muestreos posteriores al presente estudio, fueron colectadas en Laguna del Potrero las siguientes especies, Crenicichla scottii, Gymnogeophagus meridionalis, Gymnotus omarorum, Jenynsia multidentata, Synbranchus marmoratus.

Especie	Nombre común	Sauce	Cisne	Potrero	Dieta
Oligosarcus jenynsii	Dientudo	X	X	X	Peces/macroinvertebrados
Oligosarcus sp	Dientudo	X	X	X	Peces/macroinvertebrados
Platanichthys platana	Mojarra	X	X	X	Zooplancton/insectos
Diapoma terofali	Mojarra	X	X	X	Zooplancton/insectos
Astyanax eigenmanniorum	Mojarra	X	X	X	Omnívoro
Cyphocharax voga	Sabalito	X	X	X	Bentívoro (Iliófago)
Heterocheirodon yatai	Mojarra	X	X	X	Zooplancton/insectos
Charax stenopterus	Dientudo Jorobado	X	X	X	Insectos/Peces
Hoplias malabaricus	Tararira	X		X	Peces/macroinvertebrados
Parapimelodus valenciennis	Bagre Porteño	X			Filtrador/Omnívoro
Odontesthes bonariensis	Pejerrey	X			Zooplancton/insectos/peces
Pimelodella australis	Bagre	X			Macroinvertebrados
Rhamdia quelen	Bagre Negro	X			Bentívoro (peces/macronvertebrados)
Bryconamericus iheringii	Mojarra		X	X	Omnívoro
Hypostomus commersoni	Vieja Del Agua		X		Bentívoro/omnívoro
Australoheros facetus	Castañeta			X	Omnívoro
Hyphessobrycon meridionalis	Mojarra			X	Omnívoro
Hyphessobrycon luetkenii	Mojarra			X	Omnívoro (zooplancton)
Characidium rachovii	Mariposita			X	Macroinvertebrados/zooplancton
Cheirodon interruptus	Mojarra			X	Omnívoro (Insectos)
Steindachnerina biornata	Sabalito			X	Bentívoro (Iliófago)

nantes y las piscívoras raras (Jeppesen, 1998). Este aumento de la abundancia de planctívoros (y de la relación planctívoros: piscívoros) determina un fuerte presión de consumo sobre el zooplancton, condicionando indirectamente un mayor desarrollo del fitoplancton. En el caso de Laguna del Sauce, la intensa pesca artesanal sobre los predadores topes (*H. malabaricus*, *R. quelen*) constituye un control adicional de la estructura comunitaria. La sobreabundancia de planctívoros es señalada como una de las causas de la resistencia biológica del sistema a regresar a un estado de aguas claras luego de la disminución de su carga de nutrientes (Moss et al. 1996, de Bernardi & Giussani, 1997).

Laguna del Sauce presenta otro componente de consumidores primarios y de materia orgánica del sedimento, la comunidad de bivalvos bentónicos compuesta tanto por especies nativas como exóticas (Fig. 5.16). *Diplodon parallelopipedon* (especie nativa) se

encuentra presente en todo el sistema independientemente de la naturaleza del sedimento (Marroni 2006), *Corbicula fluminea* (especie exótica) es colectada en mayores abundancias en los sectores más arenosos del reservorio (García 2006). En los últimos cinco años ha comenzado a observarse otra especie exótica invasora, *Limnoperna fortunei*, esta se encuentra principalmente asociada a sustratos duros y utiliza como sustratos a las otras especies de bivalvos. Estudios experimentales indican una importante tasa de consumo del fitoplancton por parte de los bivalvos (Fig. 5.17a), probablemente una parte sustancial de la producción primaria de Laguna del Sauce se canaliza por este componente. Sin embargo, cuando se compara el impacto del consumo en relación a mesofiltradores del zooplancton como *Daphnia* (ausente en este sistema), la contribución es sustancialmente menor (Fig. 5.17b). La evidencia experimental demuestra nuevamente el impacto de la presencia de mesofiltradores zooplanctónicos en el control de las floraciones algales.

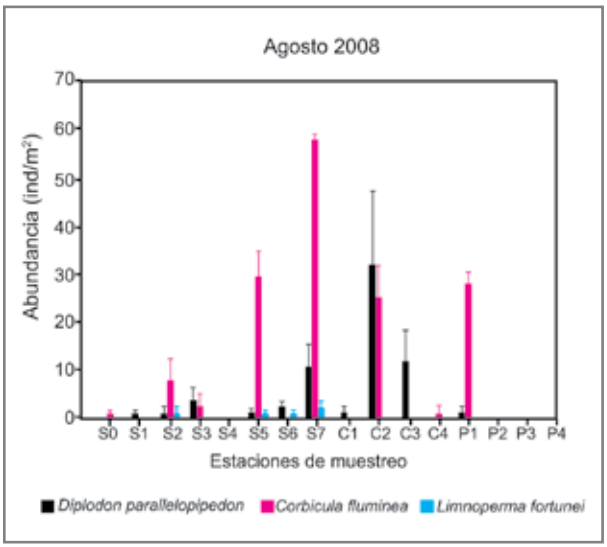


Fig. 5.16. Variación espacial de los principales bivalvos presentes en Laguna del Sauce durante el invierno de 2008. El gráfico indica el promedio del conjunto de réplicas analizadas y el error estándar.

Desde el punto de vista de las consecuencias de la eutrofización, la comunidad de bivalvos filtradores constituye un componente que contribuye al control de las floraciones microalgales y de cianobacterias, tanto de forma directa como indirecta. Estos organismos consumen directamente el fitoplancton favoreciendo la ocurrencia de fases de agua clara y la expansión de la vegetación acuática sumergida. Sin embargo, su filtración puede favorecer la dominancia de cianobacterias u otras especies con capacidad de regulación de la flotación (Raikow et al. 2004). *Microcystis aeruginosa*, por ejemplo, puede regular su posición en la columna de agua y escapar del consumo de todos los filtradores localizados en la interfase agua-sedimento. Los bivalvos al consumir sus competidores favorecen indirectamente la aparición de floraciones de cianobacterias. De forma indirecta, los bivalvos pueden consumir el zooplancton reduciendo la capacidad de refugio (en las aguas profundas) de estos organismos frente a los peces planctívoros. Las capas más profundas y oscuras de la columna de agua representan una de las principales zonas de protección del zooplancton herbívoro contra la depredación de peces durante el día, esta posibilidad desaparece cuando existe una comunidad de bivalvos como la observada en Laguna del Sauce. Por lo tanto, este factor puede contribuir también a explicar la estructura del zooplancton del sistema.

En los últimos dos años se han observado mortandades masivas de *C. fluminea* en Laguna del Potrero, estos eventos pueden exacerbar las consecuencias adversas de la eutrofización. Estudiar las posibles causas naturales o de origen antrópico resulta de gran importancia en la gestión de este recurso hídrico.

5.8

Crecimiento no controlado de plantas acuáticas

En Laguna del Potrero se observa una muy diversa comunidad de plantas sumergidas integrada por las siguientes especies: *Egeria densa*, *Ceratophyllum demersum*, *Cabomba carolineana*, *Myriophyllum aquaticum*, *Potamogeton pusillus*, *Potamogeton illinoensis*, y *Potamogeton gayi*. En términos de abundancia (estimada en términos de PVI) dominan *Egeria densa* y *Ceratophyllum demersum* (Fig. 5.18) Una pregunta clave a contestar es: ¿por qué solamente este sector del reservorio presenta plantas sumergidas? Varios factores contribuyen a explicar la distribución espacial observada. En primer lugar, Laguna del Potrero es poco profunda (Fig. 5.18a), el principal tributario del sistema (arroyo Pan de Azúcar) aporta aguas muy transparentes, ambos factores aseguran una buena disponibilidad de luz en la interfase agua-sedimento en gran parte de Laguna de Potrero (Fig. 5.18b). El buen estado de conservación del humedal asociado al arroyo Pan de Azúcar favorece la retención de material particulado lo que condiciona la considerable transparencia del agua aportada a Laguna del Potrero (Fig. 5.19). Al mismo tiempo, la vegetación sumergida presenta mecanismos de retroalimentación positiva (aumento de las tasas de sedimentación de partículas, amortiguación de la resuspensión por acción de las olas, entre otros) que incrementan aún más la transparencia del agua, los sectores con mayor transparencia presentan mayor riqueza de especies (Fig. 5.20).

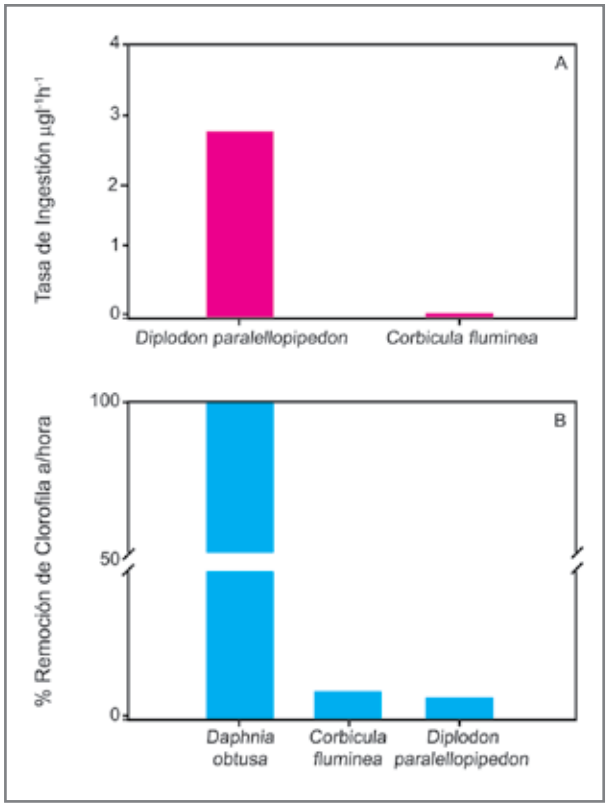


Fig. 5.17. A. Tasa de ingestión de fitoplancton (expresada en consumo de clorofila a) de los bivalvos presentes en Laguna del Sauce, estimada en experimentos de laboratorio con comunidades naturales de microalgas. B. Comparación del consumo de los bivalvos con Daphnia obtusa, asumiendo un cubo de 1 m² de superficie y 4.5 m³ de columna de agua. El cubo hipotético considera la densidad promedio de los bivalvos en Laguna del Sauce y una abundancia de 10 individuos de Daphnia por litro (valor observado en otros cuerpos de agua del Uruguay). El eje de las Y tiene un corte que dificulta la comparación de los valores, en el caso del cladócero es cercano a 100 y en los bivalvos es del orden de 0.1%.

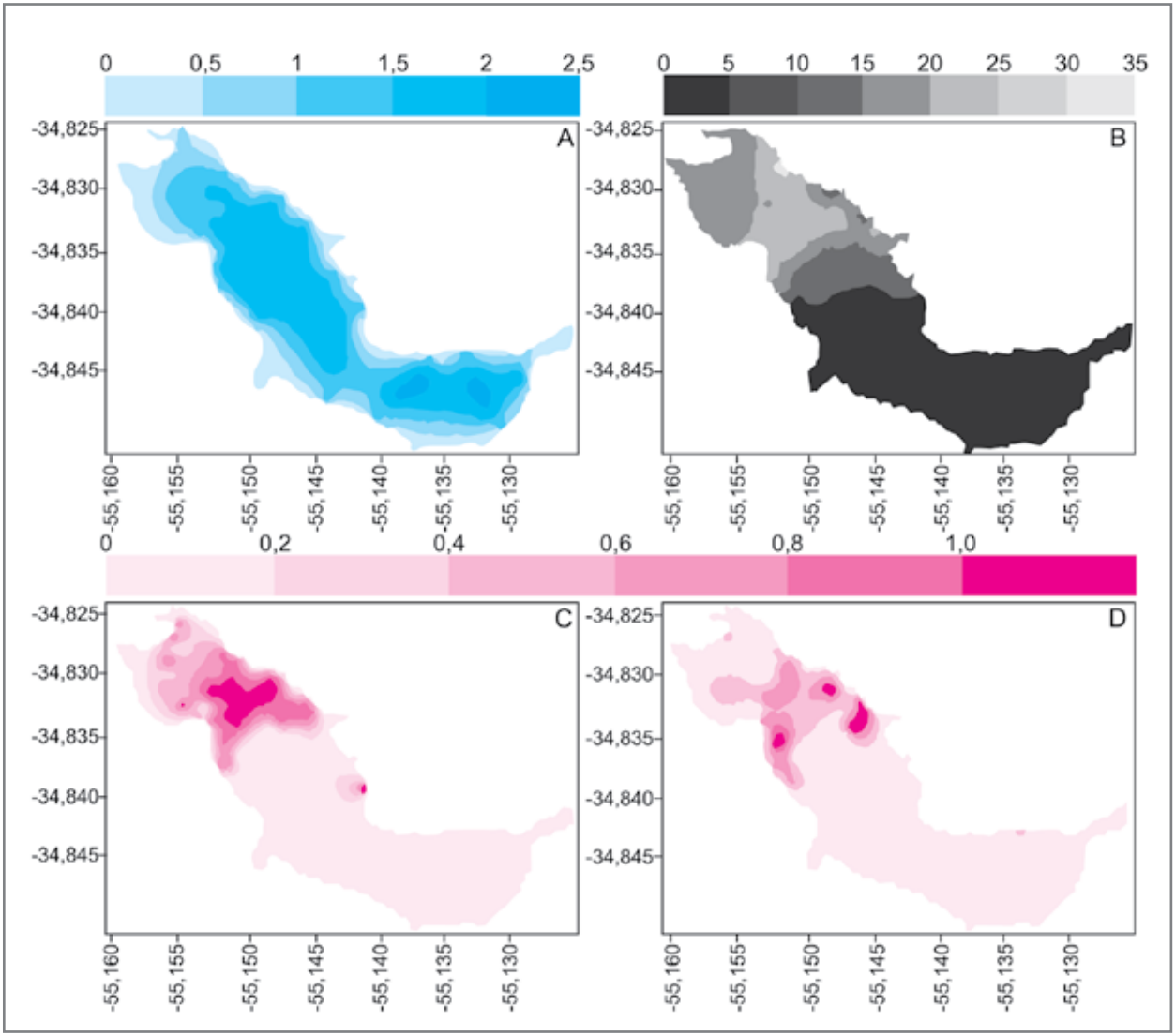


Fig. 5.18. A. Mapa batimétrico de Laguna del Potrero, la escala de profundidades indicada con el gradiente de colores corresponde a metros. B. Variación espacial de la transparencia del agua estimada como profundidad del minidisco de Secchi (en cm), mayor profundidad corresponde a mayor transparencia del agua. C y D. Distribución espacial de la abundancia de Egeria densa y Ceratophyllum demersum, respectivamente, en el otoño del 2008. La abundancia se expresa en porcentaje del volumen de la columna de agua ocupado por plantas (PVI), el 1 corresponde a 100% y el 0 a 0%.

Finalmente, la generación de olas es sustancialmente menor en Laguna del Potrero en comparación con Laguna del Sauce (debido a las diferencias importantes en el fetch -área de incidencia del viento-). La mayor profundidad y turbidez de Laguna del Sauce condiciona una menor disponibilidad de luz en la interfase agua-sedimento. La acción del oleaje y la turbidez previenen el establecimiento de vegetación sumergida en Laguna del Sauce.

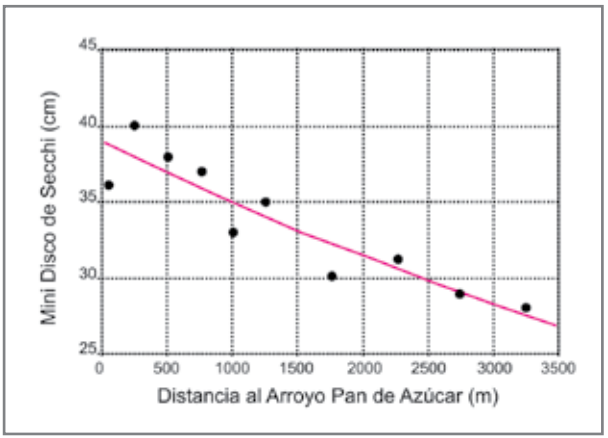


Fig. 5.19. Análisis de regresión entre la distancia a la desembocadura del arroyo Pan de Azúcar y la transparencia del agua evaluada mediante minidisco de Secchi en diversas estaciones de Laguna del Potrero. En pocas palabras, a medida que nos alejamos de la desembocadura el arroyo Pan de Azúcar el sistema presenta aguas mas turbias.

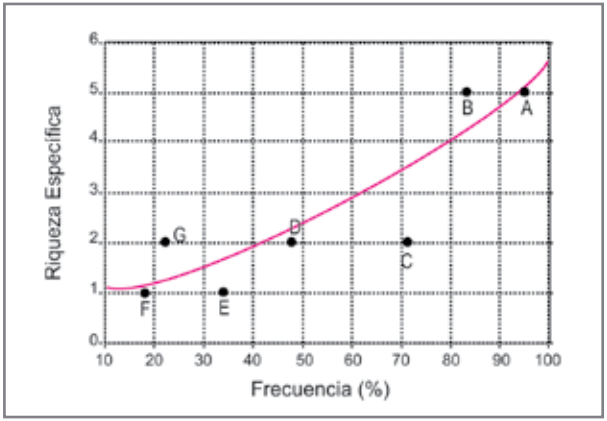


Fig. 5.20. Este gráfico presenta la relación entre la frecuencia de ocurrencia de plantas sumergidas y su riqueza de especies en diferentes transectos perpendiculares al eje máximo de Laguna del Potrero. El transecto A se encuentra sobre la desembocadura del arroyo Pan de Azúcar y el F en la unión de Laguna del Potrero y Laguna del Sauce. En términos simples se puede concluir que las aguas claras que aporta el arroyo Pan de Azúcar no solo favorece la ocurrencia de plantas sumergidas sino también una mayor diversidad de especies. En la tesis de Crisci (2006) puede consultarse más detalle de los posibles mecanismos causales.

Las observaciones de los últimos 10 años sugieren que los años de menor precipitación condicionan una mayor expansión de la vegetación sumergida, patrón inverso ocurre en los ciclos lluviosos. Posiblemente la mayor disponibilidad de luz en la interfase agua-sedimento en los años secos, debido al menor transporte de partículas por la escorrentía superficial y la disminución del nivel del agua, sea el factor clave de la oscilación temporal. Por último, es importante destacar el fuerte control que ejerce el Cisne de Cuello Negro (*Cygnus melancoryphus*) sobre las poblaciones de *Egeria densa*. En el ciclo 2003-2004 se pudo constatar el efecto de la llegada de una colonia, de más de 500 individuos, en la abundancia y largo de las plantas de *Egeria* (Fig. 5.21). Las colonias masivas permanecen períodos cortos de tiempo (2 a 3 meses) y de forma recurrente (cada 1.5 a 2 años), en últimos años se han detectado colonias menores establecidas de forma permanente.

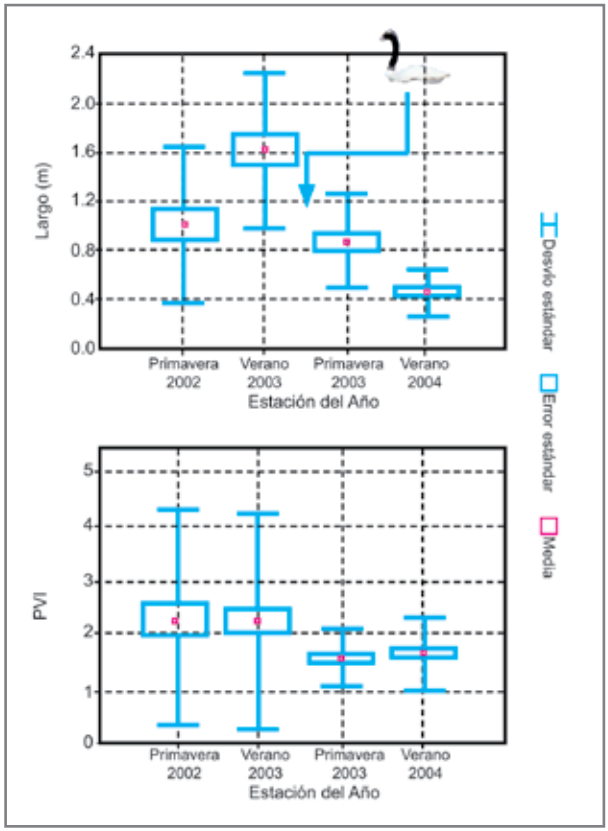


Fig. 5.21. Variación del largo de las plantas y abundancia (PVI) de Egeria densa antes y después de la estancia del Cisne de Cuello Negro durante medio año. Los valores indican la media, error estándar y desvio estándar de casi 100 puntos de muestreo localizado en Laguna del Potrero. Es interesante destacar la disminución de los valores medios y la reducción en la variabilidad de los dos atributos analizados de la población de Egeria densa. El Cisne remueve las hojas de las secciones superficiales, en algunos casos el tallo se corta generando considerables bancos de tallos (de 10 a 40 cm) sin hojas en los márgenes.

5.9

Aportes al manejo de Laguna del Sauce

La información científica disponible permite establecer que el reservorio de Laguna del Sauce es un sistema eutrófico, proceso que se intensificó a partir de mediados del siglo XX.

El sistema presenta respuestas al proceso de eutrofización desfavorables desde el punto de vista del suministro de agua potable para el Departamento de Maldonado. Las floraciones de cianobacterias se localizan principalmente en la zona de la toma de agua, están presentes la mayor parte del año, y desde el otoño del 2008 son recurrentes los episodios de producción de toxinas en zonas de acumulación.

Las floraciones de cianobacterias, y otros grupos de microalgas, responden a una combinación favorable de disponibilidad de recursos (luz y nutrientes) y un limitado consumo o tasa de herbivoría (fundamentalmente por parte del zooplancton).

En sectores como Laguna del Potrero el sistema responde a la eutrofización con un crecimiento excesivo de vegetación sumergida que interfiere con diversos usos del cuerpo de agua.

Referencias

Carpenter S.R. & Kitchell J.F. 1993. The trophic cascade in lakes. Cambridge University Press, Cambridge.

Carpenter S. R. & Pace M. L. 1997. Dystrophy and eutrophy in lake ecosystems: implications of fluctuating inputs. Oikos 78:3-14.

Crisci C. 2006. Principales factores que determinan el patrón espacial de plantas sumergidas en Laguna del Potrero (Maldonado-Uruguay). Tesis final de Licenciatura en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, Uruguay.

de Bernardi R. & Giussani G. 1997. La biomanipulación en la gestión de lagos y embalses. Directrices para la gestión de lagos. International Lake Environment Commitee-PNUMA, Vol 7. Kusatsu

del Puerto L. 2009. Silicofitolitos como indicadores paleoambientales: Bases Comparativas y Reconstrucción Paleoclimática a partir del Pleistoceno Tardío en el SE del Uruguay. Tesis de Maestría PEDECIBA. Montevideo

García S. 2006. Patrones de distribución espacial de la almeja asiática *Corbicula fluminea* en la Laguna del Sauce (Maldonado-Uruguay). Tesis final de Licenciatura en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, Uruguay.

Inda H. 2009. Paleolimnología de cuerpos de agua someros del sudeste del Uruguay: evolución holocénica e impacto humano. Tesis de Maestría PEDECIBA, Montevideo.

Jeppesen E. 1998. The ecology of shallow lakes. Trophic interactions in the pelagial. Doctor´s dissertation (DSc). National Environmental Research Institute. Silkeborg.

Marroni S. 2006. Distribución espacial de la almeja nativa *Diplodon parallelopipedon* (Bivalvia, Hyriidae) en la Laguna del Sauce (Maldonado). Tesis final de Licenciatura en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, Uruguay.

McQueen D. J., Post J.R & Mills E.L. 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 43:1571-1581

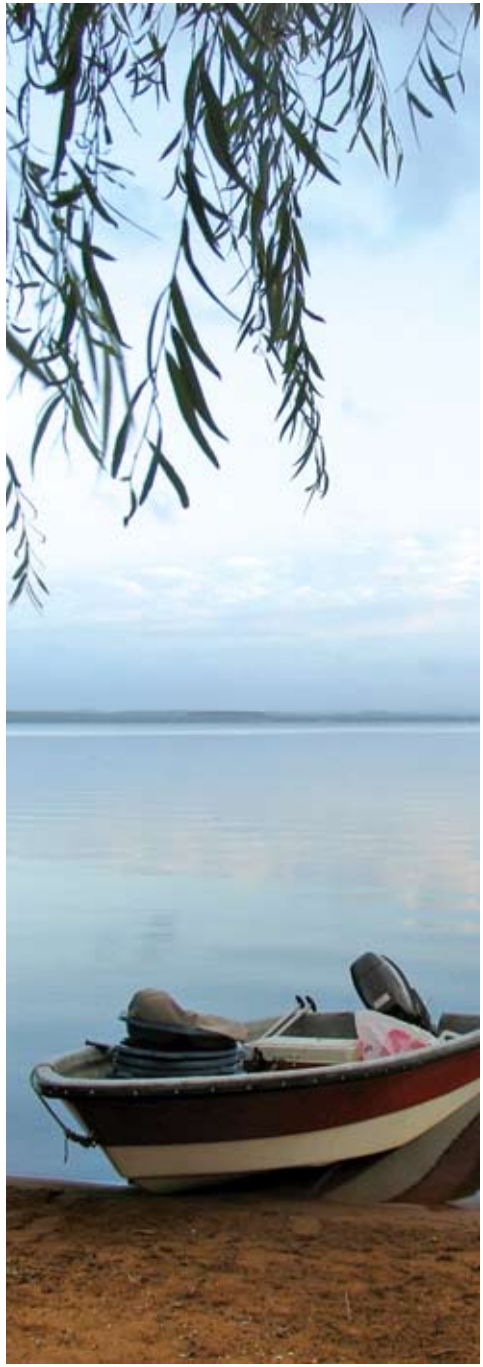
Moss B., Madgwick J., Phillips G. 1996. A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes. Environment Agency (CE), Norwich.

Naumann E. 1919. Nagra synpunkter angaende limnoplanktons ökologi med särskild hänsyn til fytoplankton. Svensk Bot. Tidskr. 13:129-163.

Raikow D.F., Sarnelle O., Wilson A.E. & Hamilton S.K. 2004. Dominance of the noxious cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in low-nutrient lakes is associated with exotic zebra mussels. Limology & Oceanography 49(2): 482-487.

Scheffer M. 2009. Critical Transitions in Nature and Society. Princeton University Press, Princeton.

Shurin J.B., Gruner D.S & Hillebrand H. 2006. All wet or dried up? Real differences between aquatic and terrestrial food webs. Proceedings of the Real Society. B 273: 1–9.



6

Importancia de la carga externa e interna de nutrientes en el estado trófico de Laguna del Sauce

Adriana Rodríguez, Gustavo Méndez, Susana Kausas, Juan Clemente, Alejandra Kröger & Néstor Mazzeo.

Resumen

La evaluación del estado trófico indica que Laguna del Sauce presenta concentraciones de nitrógeno y fósforo elevadas en la columna de agua, escenario desfavorable para el principal servicio ecosistémico del sistema (suministro de agua potable). La aplicación de modelos simples para estimar los aportes de fuentes importantes (población carente de saneamiento, agricultura y ganadería) predicen que las cargas aportadas desde la cuenca exceden los niveles recomendables para evitar alcanzar un estado de eutrofia. El sedimento representa en la actualidad un considerable sumidero de nutrientes cuyas condiciones físico-químicas previenen la exportación de fósforo hacia la columna de agua la mayor parte del tiempo. Sin embargo, en caso de controlarse los aportes externos es muy probable que el sistema solo vuelva a presentar niveles medios o bajos de nutrientes en el plazo de años a décadas. Esta hipótesis se sostiene en el pasaje de nutrientes desde el sedimento a la columna de agua, por gradiente de concentración, en el momento que se logre controlar los aportes.

Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada. Steffen M. & Inda H. (eds). 53-61

6.1

Introducción

La información científica analizada en el capítulo anterior indica que Laguna del Sauce presenta concentraciones elevadas de nitrógeno y fósforo, nutrientes limitantes de la producción primaria tanto en los ecosistemas acuáticos como terrestres (Elser et al. 2007). Uno de los aspectos claves en el proceso de rehabilitación de un sistema eutrófico es conocer las principales fuentes externas de nutrientes. Precisamente, en el presente capítulo se procura establecer, mediante modelos simples, la contribución de nitrógeno y fósforo de los asentamientos humanos en la cuenca carentes de saneamiento, de la agricultura y la ganadería, siguiendo una metodología clásica empleada por Uragua S.A. en una evaluación previa realizada en el año 2001. La estrategia presenta importantes limitaciones, por ejemplo no estimar el aporte de nutrientes asociado a la erosión de suelos, factor muy relevante en suelos superficiales como los de la cuenca estudiada. Sin embargo, el modelo permite contestar una pregunta crucial para los planes de gestión futuros: ¿en qué medida los aportes de las actividades antes indicadas son compatibles con un escenario de menor estado trófico? Un menor estado trófico (por ejemplo mesotrofia) disminuye la probabilidad de ocurrencia de respuestas adversas para el suministro de agua potable, como por ejemplo las floraciones de cianobacterias observadas en las últimas décadas.

Tabla 6.1. Cobertura del suelo en términos de área y de porcentaje relativo en la cuenca de drenaje. Información suministrada por el MGAP.

COBERTURA DEL SUELO	HECTÁREAS	%
Plantaciones de *Pinus*	659	0.9
Plantaciones de *Eucalyptus grandis*	141	0.2
Plantaciones de *Eucalyptus globulus*	6096	8.6
Otros montes de abrigo	972	1.4
Monte nativo	6788	9.6
Parque	430	0.6
Sub Total Área Forestación	15085	21.3
Cultivos cerealeros	1540	2.2
Rastrojos de cultivos recientes	1511	2.1
Hortifruticultura	451	0.6
Frutales y Olivos	95	0.1
Sub Total Área Agrícola	3597	5.1
Campo natural regenerado	43229	61.1
Bañados y otros humedales	659	0.9
Espejo de agua	4269	6.0
Suelo con escasa vegetación o muy superficiales	3427	4.8
Centros poblados	432	0.6
Área turística	45	0.1
TOTAL	**70743**	**100**

6.2

Usos del suelo

El análisis y clasificación de imágenes satelitales recientes (Landsat 5 del 11 de abril del 2009 que corresponde al path 223/084, suministrada por el INPE de Brasil), permiten identificar al menos 16 categorías de uso del suelo (Tabla 6.1). Para mapear los predios agropecuarios se utilizó el parcelario rural y la información de DICOSE 2008 suministrada por el Sistema Nacional de Información Ganadera.

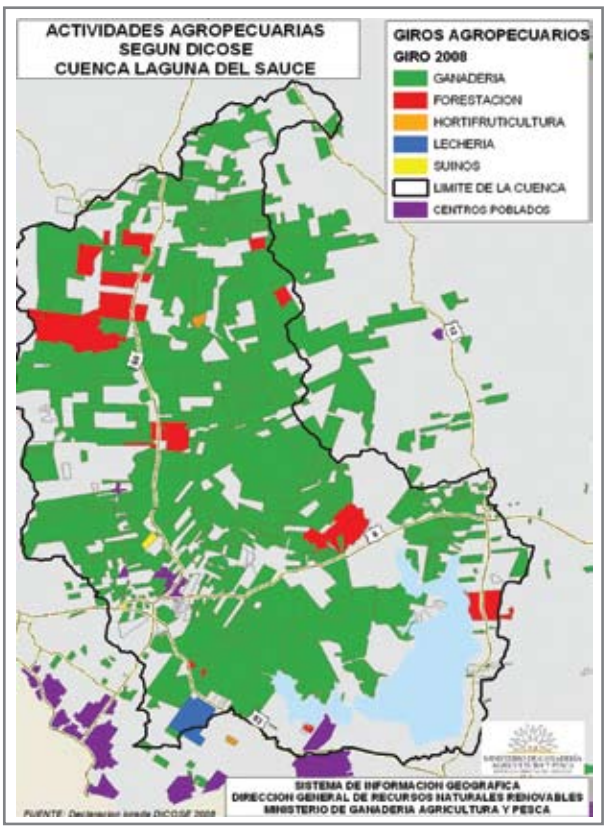


Fig. 6.1. Distribución espacial de las principales actividades agropecuarias de la cuenca.

La principal actividad agropecuaria es la ganadería de carne, le sigue en importancia la actividad forestal, ésta está mayormente incluida junto a la actividad pecuaria, en tanto que la actividad lechera actualmente es mínima (Fig. 6.1). La mayoría de los predios son criadores (44% de vacas de cría/stock), tienen una baja proporción de ovinos (0.6 de relación l/v), una dotación normal con un bajo porcentaje de área mejorada y una baja tasa de procreo que caracteriza a esta zona como de producción extensiva.

La aptitud de suelos de la cuenca bajo uso agrícola se indica en la Tabla 6.2. De acuerdo a la información re-

Tabla 6.2. Aptitud general del uso del suelo y su tamaño relativo en función del área de la cuenca.

%	**Aptitud general del uso del suelo**
24.1	Tierras cultivables, severas limitaciones de erosión y moderada disponibilidad de agua.
53.4	Tierras aptas para pasturas pero con muy severa limitaciones para otros cultivos, severas limitaciones de erosión, baja disponibilidad de agua y eventualmente baja disponibilidad de oxígeno.
18.1	Tierras aptas para pasturas y forestación, severas limitaciones por la erosión, condiciones de enraizamiento deficitaria y baja disponibilidad de agua.
3.8	Tierras no cultivables, inundaciones y baja disponibilidad de oxígeno.
0.7	Tierras de reserva de natural.
100	

cabada es importante destacar que todas las tierras cultivadas con fines agrícolas tienen severos riesgos de erosión, solo un 24% son consideradas como tierras cultivables, el resto posee una baja aptitud agrícola con un desempeño pobre para la producción.

El procesamiento de imágenes satelitales permite detectar la presencia de la forestación con aproximadamente 2 años de plantada, por lo que se estaría computando las plantaciones realizadas hasta el año 2007 (Fig. 6.2). A su vez, la misma se refiere al área efectiva u ocupada realmente por árboles. Aproximadamente

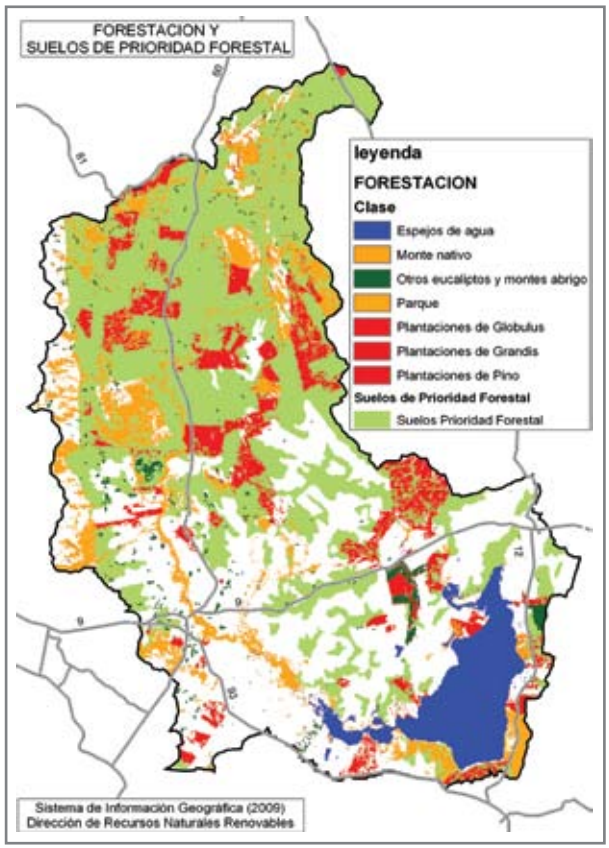


Fig. 6.2. Distribución espacial de la forestación y suelos de prioridad forestal en la cuenca de Laguna del Sauce.

el 30% de los suelos con prioridad forestal están plantados con bosques de rendimiento o de destino comercial, se estima que esta actividad pueda expandirse en el futuro ocupando entre un 30- 40% adicional de los suelos con prioridad forestal (alrededor de 12.000 has). Finalmente, se calculó la superficie de plantaciones de *Eucalyptus* con destino comercial que están situadas sobre los suelos de prioridad forestal, según la normativa vigente y los que no cumplen esta condición. Un 73% de estas plantaciones se ubican sobre suelos de prioridad forestal.

En los últimos dos años se constató una expansión del área cultivada de soja, principalmente en campos vecinos a los principales tributarios del sistema, Arroyo Pan de Azúcar y Sauce. En la temporada 2009-2010 el área cultivada fue cercana a las 500 ha, previéndose la duplicación de la superficie para la presente temporada.

6.3

Aportes de nutrientes asociados a los asentamientos humanos, agricultura y ganadería

El cálculo de los aportes se realizó de acuerdo a la metodología indicada en el Anexo 1. Este modelo fue empleado por Uragua S.A. en estimaciones previas, lo que permitió comparar los aportes entre 1990, 2000 y 2008 (Fig. 6.3). Esta aproximación puede considerarse muy conservadora ya que no considera los aportes generados por la erosión del suelo como en modelos más recientes (STEPL, EPA 2008).

Los resultados reflejan las tendencias generales de la producción agropecuaria del Uruguay en los últimos 20 años, constatándose un aumento del aporte de nutrientes por parte de la agricultura y una dis-

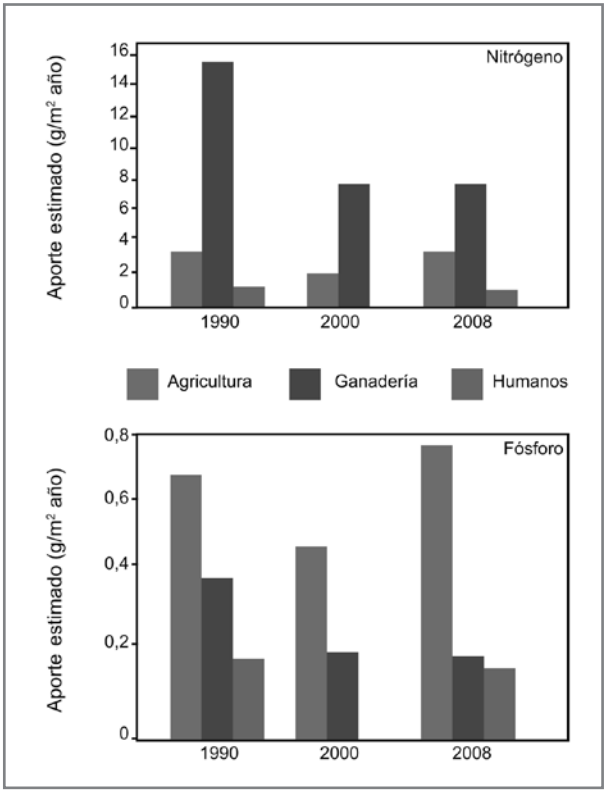


Fig. 6.3. Aportes estimados de nutrientes en Laguna del Sauce, superior nitrógeno, inferior fósforo, de acuerdo a la metodología indicada en el Anexo 1 y la información obtenida del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca para los años 1990, 2000 y 2008. Los aportes humanos fueron estimados en función de la información censal de 1996 y 2004, considerando el porcentaje de habitantes con saneamiento de la ciudad de Pan de Azúcar cuya planta de tratamiento vierte (a partir de su puesta en funcionamiento a finales de la década del 1980) sobre la cañada Tarariras (no forma parte de la cuenca de Laguna del Sauce). Estos últimos cálculos son representativos de la década del 1990 y la primera década del presente siglo, por ello fueron incluidos en los extremos del período estudiado. Debido al considerable crecimiento demográfico de La Capuera- El Pejarrey se estimó, exclusivamente para este caso, un promedio de habitantes entre el año 2004 y 2010.

minución de la ganadería. Es interesante destacar el comportamiento de los aportes humanos, a pesar del considerable aumento de la cobertura de saneamiento en la ciudad de Pan de Azúcar no se verifican cambios sustanciales en las últimas dos décadas. Este patrón se explica por el notorio aumento de la población de La Capuera y El Pejarrey, la cual carece de saneamiento.

El impacto de las cargas estimadas depende de numerosos factores, tamaño del cuerpo de agua, relación del área del cuerpo de agua versus área de la cuenca, entre otros. Estos factores son contemplados directamente en el modelo empleado. Sin embargo otros factores de gran relevancia deben ser considerados a posteriori, particularmente la profundidad media del sistema y la relación entre la profundidad media y el tiempo de residencia (Fig. 6.4).

A mayor profundidad del sistema existe una mayor probabilidad de no retorno de los nutrientes incorporados en el sedimento. En los sistemas poco profundos o someros, por ejemplo Laguna del Sauce, la conexión entre el conjunto de la columna de agua y el sedimento es permanente, considerando la ausencia de estratificaciones térmicas prolongadas. La estratificación térmica genera gradientes de densidad entre las capas superficiales y profundas que disminuyen el intercambio entre las zonas de producción (aguas superficiales) y las zonas más profundas donde predominan los procesos de descomposición. En la Fig. 6.4 se puede visualizar que el riesgo de eutrofización, a igual carga específica aportada, aumenta al disminuir la profundidad del sistema. En otras palabras, los sistemas poco profundos son más susceptibles a la eutrofización debido a la permanente y rápida circulación de nutrientes entre las zonas de producción y las de descomposición.

Considerando la relación entre la profundidad media/tiempo de residencia *versus* la carga específica aportada de fósforo (Fig. 6.4) resulta evidente que

los aportes actuales son excesivos y sustentan la predicción de eutrofia. El tiempo de residencia juega un rol clave, un menor tiempo favorece la exportación de nutrientes fuera del sistema y una menor capacidad de almacenamiento en el sedimento. Es por esta razón que todos los factores que pueden afectar el tiempo de residencia, por ejemplo los efectos de la potencial expansión de la forestación sobre el rendimiento hidrológico de la cuenca deben ser considerados en la Planificación Territorial. De forma similar deben ser analizadas las autorizaciones de permisos de riego.

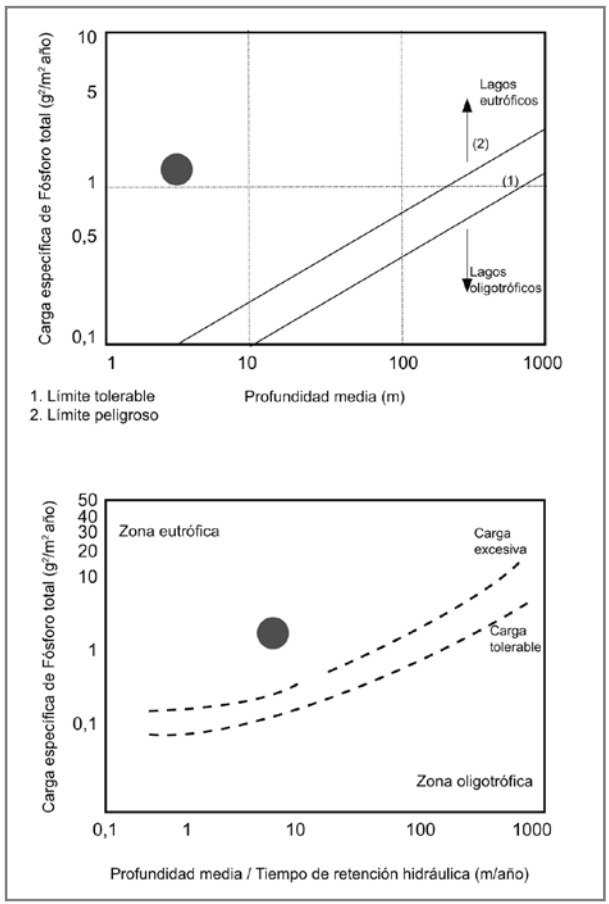


Fig. 6.4. Predicciones del estado trófico en función del aporte externo de nutrientes y características claves del ecosistema como la profundidad media y el tiempo de residencia.

Si bien el modelo utilizado es simple, su principal predicción se cumple totalmente, es decir, establece un estado eutrófico y los valores limnológicos corroboran dicha afirmación (ver capítulo 5). Sin lugar a dudas existen otros aportes no considerados, pero el modelo establece que las actividades evaluadas tienen la capacidad (por sí solas) de generar un estado eutrófico. Es importante destacar que la mayoría de las actividades evaluadas se concentran en zonas aledañas al cuerpo de agua, por lo tanto las cargas estimadas son subestimaciones debido a que el modelo asume una distribución regular en la cuenca.

En caso de existir la voluntad de rehabilitar la Laguna del Sauce es importante reducir los aportes de nutrientes de todas las actividades a la mínima expresión posible, en la fase actual del proceso no importa quién aporta más o menos. Esta afirmación se sustenta en dos características cruciales del fenómeno de la eutrofización. A) Los niveles actuales de concentración de nutrientes en la columna de agua son muy elevados y representan un riesgo considerable en la producción de agua potable. B) Los efectos de un control exhaustivo recién podrán ser visualizados en un periodo de 10 a 20 años (Søndergaard et al. 2001, 2003), ya que parte de la carga de nutrientes almacenada en el sedimento comenzará a difundir a la columna de agua a medida que el aporte externo se reduce. Es importante recordar que la carga de nutrientes almacenada en el sedimento es el resultado de décadas de aportes de origen antrópico. Un solo ejemplo al respecto, la ciudad de Pan de Azúcar aportó sus efluentes domésticos por varias décadas mientras no existía la planta de tratamiento actual y el vertido en la cañada Tarariras.

6.4

Rol de la carga interna de nutirentes

El sistema presenta una concentración media a elevada de nitrógeno y fósforo en el sedimento (Tabla 6.3). La información paleolimnológica (ver capítulo 5) indica un enriquecimiento de nutrientes en las últimas décadas, sugiriendo que el sedimento podría estar actuando como sumidero de nutrientes. Los factores que contribuyen a este comportamiento son diversos. En primer lugar, la mayor parte del tiempo la columna de agua en este sistema permanece mezclada, por lo que no se observan gradientes de oxígeno entre superficie y fondo, es decir, no se registran condiciones de hipoxia o anoxia en la interfase agua-sedimento. El análisis del gradiente de potencial de óxido-reducción permite profundizar en este aspecto, todos los registros hasta el presente indican una barrera de condiciones oxidadas en dicha interfase (Fig. 6.5). Sin embargo, esta barrera es delgada en los meses cálidos y más profunda en el invierno. Esta característica resulta fundamental en el comportamiento del sedimento como sumidero o fuente. Los complejos de fósforo-hierro son insolubles en condiciones de oxidación y solubles en condiciones de reducción. De acuerdo a ello, cuando las capas profundas presentan niveles de oxígeno correspondientes a la hipoxia o la anoxia (valores menores a +200 mv de potencial de óxido-reducción) se produce una masiva exportación de fósforo a la columna de agua, generando un mecanismo de retroalimentación positivo ampliamente conocido de la eutrofización. La evidencia disponible indica que este proceso no ocurre frecuentemente en Laguna del Sauce, en los últimos cinco años siempre se ha registrado una barrera de un centímetro o más de condiciones oxidadas en la interfase agua-sedimento, incluso en las estaciones con mayor contenido de materia orgánica y en los meses más cálidos (cuando la solubilidad del oxígeno en el agua es menor por el aumento de la temperatura). Finalmente el sedimento presenta valores medios a

Tabla 6.3. Contenido de nitrógeno y fósforo en el sedimento (g/kg de peso seco del sedimento) en las estaciones So y S7 en diferentes épocas del año. Las estaciones So y S7 representan regiones del Laguna del Sauce muy diferentes, el primer caso corresponde la desembocadura del arroyo Sauce y el segundo a la zona de comunicación entre Laguna del Sauce y del Cisne. La primera estación tiene un contenido de materia orgánica elevado debido al aporte de humedales circundantes (25%), la estación S7 el promedio alcanza valores de 4%.

	Diciembre/2007	Marzo/2008	Agosto/2008	Diciembre/2008
So				
N	4.7	4.8	4.7	3.3
P	1.1	0.9	1.1	1.3
S7				
N	3.0	6.6	0.5	2.2
P	0.4	1.8	0.2	0.7

elevados de hierro (19.3 y 16.9 g/Kg de peso seco en las estaciones S0 y S7 respectivamente) y aluminio (25.8 y 18.7 g/Kg de peso seco en las estaciones S0 y S7 respectivamente), aumentando la probabilidad de acomplejamiento y retención en el sedimento. En el caso del aluminio el acomplejamiento es aún más efectivo debido a su estabilidad independiente de las condiciones de óxido-reducción. Por último, los depósitos de carbonato de calcio en la cuenca y en la propia laguna, también favorecen la retención del fósforo en el sedimento.

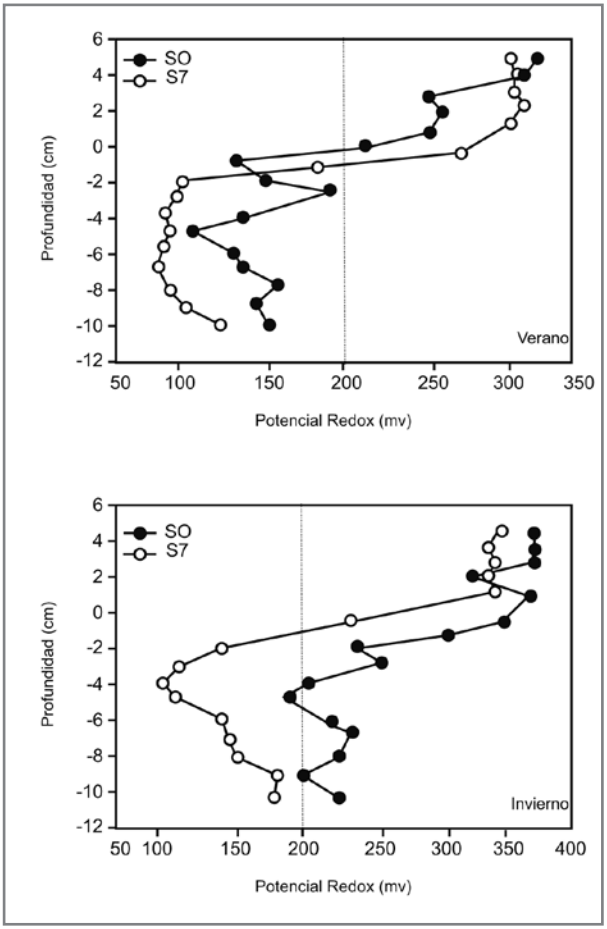


Fig. 6.5. Variación del potencial redox en la interfase agua-sedimento para dos estaciones de muestreo en dos épocas del año. Los valores de profundidad positivos indican la distancia desde el sedimento hacia la columna de agua, los valores negativos señalan la profundidad del sedimento analizada. El límite de +200 mV corresponde al límite entre las condiciones de oxidación y reducción.

La comunidad bentónica aporta información valiosa a la hora de evaluar el rol de la carga interna. La composición específica de esta comunidad vuelve a corroborar las buenas condiciones de oxigenación del sedimento. Sin embargo, varios taxas observados son característicos de ambientes pobres en oxígeno, adaptación clave en este sistema para poder colonizar y sobrevivir en el sedimento más allá de la interfase agua-sedimento. La presencia de grupos endobentónicos detritívoros (ej. *Chironomus*), tolerantes a la baja concentración de oxígeno y epibentónicos errantes con hábitos de alimentación predador (ej. *Coelotanypus*) son considerados indicadores funcionales de sistemas sometidos a procesos de estrés (Clemente, 2007). Esto se constata especialmente en *Chironomus* gr. *decorus* que muestra preferencia por sedimentos ricos en materia orgánica.

La elevada abundancia y biomasa de algunas especies como *Campsurus violaceus* refleja el alto nivel productivo del sistema, y seguramente también contribuye a la considerable biomasa de peces que presenta el sistema. El rol de *C. violaceus* en el intercambio de nutrientes entre el sedimento y la columna de agua es un aspecto importante a valorar, estos organismos construyen tubos en el sedimento generando un efecto dual sobre el intercambio. Promueven la oxigenación de la interfase agua-sedimento limitando la exportación de fósforo. Por otro lado, la resuspensión del sedimento asociado a la construcción de las galerías disponibiliza los nutrientes (originalmente retenidos en el sedimento) en la columna de agua. La resultante de este proceso deberá determinarse experimentalmente.

6.5

Mensaje final

Los aportes actuales de los asentamientos humanos no cubiertos por sistemas de saneamiento, de la agricultura y la ganadería exceden los niveles aceptables para alcanzar un estado mesotrófico, condición más adecuada para el suministro de agua potable.

La carga interna de nutrientes del sistema es considerable y representará un factor que amortiguará la disminución de la concentración de nutrientes en la columna de agua una vez que los aportes externos sean controlados.

Es recomendable validar el uso de modelos más sofisticados para estimar los aportes de nutrientes, los cuales serán de suma utilidad en la planificación de los usos del suelo.

Referencias

Clemente, J. 2007. Distribución espacial de la riqueza, abundancia y biomasa de la familia Chironomidae (Díptera) en un sistema somero y eutrófico. Tesis de Maestría. PEDECIBA, Subárea Ecología. Montevideo.

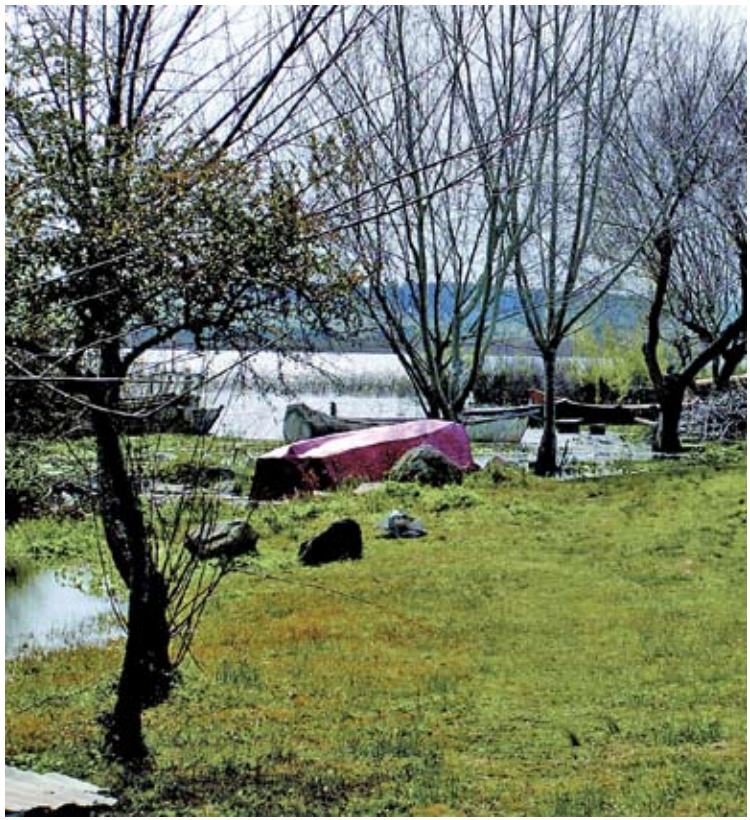
Elser J. J., Matthew E.S., Bracken M.E.S., Cleland E.E., Gruner D.S., _Harpole W.S., Hillebrand H., Ngai J.T., Seabloom E.W., Shurin J.B & Smith J.E. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. Ecology Letters 10: 1135–1142

EPA. 2008. Handbook for Developing Watershed Plans to Restore and Protect Our Waters. EPA 841-B-08-002. http://www.epa.gov/owow/nps/watershed_handbook.

Søndergaard M.J., Jensen J. P. & Jeppesen E. 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. The Scientific World 1: 427-442.

Søndergaard M.J., Jensen J. P. & Jeppesen E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. Hydrobiologia 506 (1-3): 135-145.

URAGUA 2001. Estimación de la eutrofia potencial de la Laguna del Sauce en el Departamento de Maldonado (Uruguay). Informe Técnico, Maldonado.



7

Estrategias de rehabilitación y conservación de servicios ecosistémicos claves de Laguna del Sauce

Guillermo Goyenola, Carlos Iglesias, Manfred Steffen, Gustavo Méndez, Hugo Inda, Nicolás Marchand, Carlos Acuña, Eleonora Leicht, Erik Jeppesen & Néstor Mazzeo.

Resumen

En virtud del proceso de eutrofización en que se encuentra Laguna del Sauce y de las respuestas del sistema observadas que determinan serios riesgos en el suministro de agua potable, se indican una serie de alternativas a implementar en el corto, mediano y largo plazo. La estrategia comprende eliminar las causas identificadas del proceso, mitigando a la vez las consecuencias adversas ya constatadas. Las recomendaciones incluyen:

Cobertura de saneamiento e instalación de sistemas terciarios de tratamiento en los principales conglomerados urbanos de la cuenca. En zonas rurales y suburbanas es necesario controlar que las cámaras sépticas existentes no filtren al terreno. Además, resulta imperioso exigir y regular la instalación de humedales artificiales acoplados a los pozos sépticos.

Es fundamental iniciar el control de los aportes de nutrientes vinculados a los usos del suelo de la cuenca. En este contexto se sugiere un conjunto de medidas, entre las cuales se destaca la implementación de una zona de Suelo Rural Natural en el espacio limitado por la propia laguna, Ruta N° 12, Ruta Interbalnearia y Ruta N° 9. En esta área, la actividad dominante debería ser la ganadería sustentada exclusivamente en el campo natural.

Las actividades económicas de la cuenca deben planificarse de forma tal que aseguren la protección de las principales zonas de humedales (bañados) y bosques riparios (monte nativo en galería, asociado a cursos y espejos de agua). Esta medida resulta fundamental para crear una mayor capacidad de amortiguación del sistema frente a los aportes externos de nutrientes y/o agrotóxicos.

Es fundamental asegurar el actual rendimiento y funcionamiento hidrológico de la cuenca. Por lo tanto, es necesario sofisticar los planes actuales de Ordenamiento Territorial, los cuales se basan exclusiva o primordialmente en la aptitud del suelo.

Se debe construir una nueva presa que permita implementar técnicas denominadas de lavado, fundamentales para reducir el tiempo de retención de nutrientes en el sistema, así como incrementar la exportación de biomasa de fitoplancton fuera del cuerpo de agua.

Otro aspecto importante del manejo de las consecuencias adversas de la eutrofización está asociado al control de la presión de pesca (pesca artesanal) sobre especies clave de peces (aquellas definidas en términos ecológicos como predadores tope). De este modo, al restablecer las poblaciones de tales especies, se provoca un efecto en cadena cuyo resultado indirecto es el aumento de consumo de fitoplancton (algas) con la concomitante reducción de floraciones algales. No obstante, controlar una actividad como la pesca artesanal implica necesariamente un complejo trabajo a mediano y corto plazo, el cual contemple los diversos aspectos socioeconómicos involucrados. Por lo tanto, resulta imprescindible la participación y cooperación tanto del MIDES como de la DINARA, y de los actores sociales involucrados en la actividad.

Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada. Steffen M. & Inda H. (eds). 63-73

7.1

Marco teórico: servicios ecosistémicos, manejo y gobernanza adaptativa

Los servicios ecosistémicos incluyen todos los bienes y servicios que las sociedades humanas obtienen de los sistemas naturales. Los mismos se clasifican en: aprovisionamiento (alimento, agua, madera, entre otros); regulación (purificación del agua y el aire, regulación del clima, desarrollo del suelo, entre otros); culturales (por ejemplo educacionales, recreacionales, espirituales); y de soporte (producción primaria, reciclado de nutrientes). Carpenter & Folke (2006) sostienen que las relaciones entre los ecosistemas y los sociedades cambian continuamente, dicho patrón limita seriamente la capacidad de predicción de las acciones de manejo que procuran alcanzar un uso sostenible de los servicios ecosistémicos. En este contexto, es completamente erróneo considerar que el manejo ecosistémico propuesto a continuación por sí solo es la solución de la problemática existente en Laguna del Sauce (Holling et al. 1998, Carpenter & Gunderson 2001, Hughes et al. 2005). La implementación de las acciones y el plan de manejo ecosistémico sugerido deben ser evaluados continuamente. Los textos más citados en la materia (Holling 1978, Gunderson & Holling 2002) sugieren considerar los planes de manejo como experimentos que incrementan nuestro conocimiento de la dinámica de los sistemas socio-ecológicos. Precisamente, el manejo adaptativo es un proceso formal de conducir, implementar y analizar este tipo de experimentos (Holling 1978, Berkes et al. 2003). Considerando el rol crucial de la gobernanza en el manejo ecosistémico, recientemente se ha introducido el concepto de gobernanza adaptativa. El mismo abarca las estructuras y procesos por los cuales los seres humanos deciden diferentes aspectos del manejo de los servicios ecosistémicos (Dietz et al. 2003, Folke et al. 2005).

Dentro del marco teórico mencionado, los capítulos 7, 8 y 12 abordan los principales componentes de la compleja relación entre los sistemas ecológicos y sociales. En el presente capítulo se analizan las herramientas de manejo ecosistémico conocidas para detener o revertir el fenómeno de la eutrofización. El análisis considera como unidad operativa la Laguna del Sauce y su cuenca asociada, considerando la multiplicidad de actividades antrópicas que en esta unidad tienen lugar y sus múltiples interacciones con el suministro de agua potable. Este enfoque puede denominarse manejo integral. En el capítulo 8 se profundiza en las barreras socioeconómicas que dificultan el uso sostenible de los servicios ecosistémicos y la implementación de las herramientas de manejo ecosistémico sugeridas. El capítulo 12 orienta sobre líneas de trabajo futuro para el análisis e implementación de medidas en el campo económico.

7.2

Punto de partida

La información científica analizada en el presente libro (ver capítulo 5) permite sostener que Laguna del Sauce es un sistema eutrófico, que se encuentra en un proceso acelerado de eutrofización a partir de mediados del siglo XX. La construcción de la presa contribuyó sustancialmente a la aceleración del proceso. El aporte de nutrientes asociado al uso de fertilizantes, a la ganadería y a los efluentes líquidos de asentamientos humanos ha sido retenido en gran medida en el sedimento, compartimento que funciona la mayor parte del tiempo como sumidero (retenedor) en las condiciones actuales (ver capítulo 6). Las respuestas al fenómeno de eutrofización son de dos tipos en este sistema: floraciones microalgales o de cianobacterias y crecimiento excesivo de plantas sumergidas. Las floraciones fitoplanctónicas presentan variaciones espaciales y temporales importantes que no pueden ser explicadas exclusivamente en función de la disponibilidad de nutrientes y temperatura, la disponibilidad de otros recursos (luz) y la baja presión de consumo o herbivoría (condicionada por la estructura del zooplancton) son factores claves en este proceso. Un mayor detalle de las conclusiones expuestas puede ser consultado en los capítulos 5 y 6.

La rehabilitación de este sistema, a efectos de asegurar un suministro de agua potable sin riesgos potenciales, implica eliminar las causas del proceso de eutrofización y mitigar las consecuencias adversas mientras desaparecen las causas. Las medidas sugeridas se sustentan en la evidencia científica actualmente disponible, entre la que destacamos los trabajos de: Carpenter et al. 1985, Carpenter et al. 1995, Gulati & van Donk 2002, Søndergaard et al. 2001, 2003, Carpenter 2003, Brönmark & Hansson 2003, Schröder et al. 2005, Schindler 2006 y Moss 2008. Por último, las recomendaciones y directrices sugeridas se enmarcan en los trabajos previos de planificación territorial de Acuña et al. 2008.

Respuestas a la eutrofización observadas en Laguna del Sauce, en la parte superior se puede observar una floración de Microcystis aureginosa en la desembocadura del arroyo Sauce, en la parte inferior se visualiza el crecimiento excesivo de plantas sumergidas en Laguna del Potrero y los métodos de control utilizados actualmente. Fotos: Guillermo Goyenola.

7.3

Control de las causas de la eutrofización

La disminución del aporte de nutrientes implica un conjunto de acciones que deben implementarse en el corto y mediano plazo a nivel de toda la cuenca de drenaje. En primer lugar **es indispensable que las principales ciudades y conglomerados urbanos cuenten con cobertura total de saneamiento con sistemas de tratamiento primario, secundario y terciario**, en caso que el efluente se vierta sobre el reservorio, sus afluentes u otros ambientes de la cuenca. Esta situación es particularmente crítica en la ciudad de Pan de Azúcar y otros centros poblados como La Capuera. En el caso de las zonas rurales o suburbanas es imprescindible **acoplar sistemas de humedales artificiales a los sistemas tradicionales de tratamiento primario y secundario existentes** (pozos sépticos). En pocas palabras, los sistemas de tratamiento de efluentes, además de ser capaces de degradar la materia orgánica, deben retener los nutrientes liberados en el proceso de descomposición.

Los aportes de efluentes domésticos líquidos constituyen una de las fuentes de nitrógeno y fósforo más importantes en este sistema, especialmente en aquellos fraccionamientos carentes de saneamiento apropiados como La Capuera. Foto: Néstor Mazzeo.

El control del aporte de nutrientes implica un manejo responsable de las actividades productivas en la cuenca de drenaje. El ordenamiento de estas actividades debería realizarse en función de una zonificación que tenga en cuenta la distancia al cuerpo de agua y sus tributarios, generando franjas *buffer* o amortiguadoras.

Forestación de eucaliptos en la margen noroeste de Laguna del Sauce. Esta actividad económica constituye un buen ejemplo de planificación territorial basado en un análisis exclusivamente sectorial. La afectación de este tipo de emprendimientos sobre el rendimiento hidrológico puede representar un problema para esta cuenca en caso que se foreste la totalidad de suelos definidos como prioridad forestal. Foto: Néstor Mazzeo.

Varios sectores aledaños a este cuerpo de agua presentan zonas residenciales con una intensa fertilización de jardinería y parques. **La fertilización debe ser manejada con extrema precaución**, aplicando exclusivamente las demandas de nitrógeno y fósforo requeridas, principalmente en todas aquellas zonas de fuertes pendientes (por ejemplo el margen vecino a la Ruta 12). Además las aplicaciones deben considerar las predicciones de las precipitaciones, a efectos de evitar pérdidas de nutrientes hacia el cuerpo de agua. Las cargas de ganado y su disposición espacial en la cuenca, la distribución territorial de la agricultura y dosis de fertilizantes utilizados, requieren de regulaciones especiales para las cuencas destinadas al suministro de agua potable. En este contexto y de acuerdo a la nueva Ley de Ordenamiento Territorial, es recomendable clasificar como Suelo Rural Natural a la región aledaña a Laguna del Sauce, limitada por las Rutas 9, 12 e Interbalnearia. En esta zona el régimen productivo compatible para asegurar los servicios ecosistémicos de Laguna del Sauce es la ganadería sustentada en campo natural. Las cargas de ganado permitidas deberían ser determinadas mediante estudios específicos diseñados e implementados de forma experimental en la propia cuenca. Mientras se desarrollan estas investigaciones el criterio de precaución debe prevalecer, por lo que todas las explotaciones no compatibles con la conservación del campo natural, no deben ser permitidas sin una evaluación del riesgo asociado o implementación de medidas mitigatorias. En este marco, **se recomienda la aplicación de medidas cautelares que establezcan mecanismos de evaluación y aprobación previa sobre toda actividad que pueda afectar potencialmente la calidad de agua o el régimen hídrico, como riego, construcción de tajamares, uso de fertilizantes y herbicidas, forestación, *feedlots*, tambos, urbanización, proyectos productivos en general.** Medidas similares han sido establecidas para los humedales de Santa Lucía.

En la margen este de la Laguna del Sauce se constata la presencia de chacras turísticas y clubes de campo con extensas áreas de jardinería y parques. La fertilización no controlada de estos sistemas constituye otra fuente adicional de nutrientes. Foto: Hugo Inda.

Adicionalmente debe profundizarse en el desarrollo de conocimiento sobre los efectos ecosistémicos del uso de agroquímicos, así como en la generación de herramientas de control de su uso. Esto último cobra particular importancia en el contexto del aumento de la concentración de herbicidas persistentes (como atrazina) encontrada recientemente en sistemas acuáticos utilizados para suministro de agua potable (Río Santa Lucía, datos OSE). El capítulo 10 profundiza sobre este particular.

El aporte externo de nutrientes asociado a las actividades humanas puede ser controlado parcialmente por los humedales naturales actualmente existentes, algunos de ellos en muy buen estado de conservación como el del Arroyo Pan de Azúcar, entre la ciudad del mismo nombre y Laguna del Potrero. Al mismo tiempo, las zonas riparias de los principales tributarios juegan un rol clave en la retención de material particulado, nutrientes y agrotóxicos transportados por la

escorrentía superficial. Por lo expuesto se recomienda utilizar todos los instrumentos del Ordenamiento Territorial para conservar estas zonas *buffer*, evitar su degradación o fragmentación, incluyendo el control exhaustivo de los permisos de explotación de leña de monte nativo en las zonas riparias de toda la cuenca de drenaje.

Humedales del arroyo Pan de Azúcar localizados entre la ciudad del mismo nombre y Laguna del Potrero. Estas tierras inundables juegan un rol clave en amortiguar los impactos de diversas actividades antrópicas sobre el sistema, actualmente presentan un buen estado de conservación. Foto: Hugo Inda.

La concentración de nutrientes en la columna de agua no depende exclusivamente de los aportes externos. El represamiento de este cuerpo de agua determina el funcionamiento hidráulico del sistema, repercutiendo negativamente en la calidad del agua al provocar la retención de los nutrientes. Eliminar la represa no puede considerarse una alternativa viable en el contexto socioeconómico actual y en función de las perspectivas de crecimiento de la región. El volumen embalsado representa aproximadamente 2/3 del volumen total del reservorio, permitiendo satisfacer la demanda actual y de los próximos años, incluso en escenarios de sequías prolongadas. Sin embargo, **la necesidad de construir una nueva represa debido a serios problemas en la estructura original representa una excelente ventana de oportunidad para incluir un sistema más complejo de vertido de agua.** Concretamente, la nueva represa debería incluir la posibilidad de desagüe de grandes volúmenes de agua tanto superficiales como profundos. **Esto permite la aplicación de técnicas denominadas de lavado que favorecen la exportación neta de nutrientes fuera del sistema y reducen la acumulación de biomasa fitoplanctónica, particularmente de aquellas especies que controlan su flotabilidad (*Microcystis aureginosa*).** Se recomienda a los gestores y tomadores de decisión considerar estos aspectos en el diseño y construcción de una nueva represa.

El rendimiento hidrológico de la cuenca (porcentaje del volumen de agua aportado por las precipitaciones que llega al reservorio) también juega un papel destacado en la determinación del tiempo de residencia del agua y en los procesos de dilución o concentración de nutrientes en el lago. Una disminución del rendimiento puede condicionar una mayor concentración de nutrientes en la columna de agua sin que se produzca un aumento de la carga externo. En este contexto, **resulta imprescindible que el ordenamiento territorial de la cuenca no se base exclusivamente en la aptitud de los suelos.** A modo de ejemplo, para la declaración de los terrenos forestales debe combinarse la información sobre aptitud del suelo (ley N° 15.939 del 28 de diciembre de 1987 y Decretos reglamentarios), con las proyecciones de afectación sobre el rendimiento hidrológico. En este caso **se recomienda no superar una disminución del 10% del rendimiento hidrológico, considerando el escenario de los años más secos registrados en el país.** En caso de ser necesario estudios específicos en esta cuenca para establecer el área a forestar con precisión, los criterios precautorios deben prevalecer mientras se realizan los proyectos de investigación.

7.4

Manejo de las consecuencias adversas

En caso de contar con la capacidad de eliminar todos los aportes externos de nutrientes de origen antrópico, el sistema no presentaría cambios significativos en la concentración de nutrientes en la columna de agua por un plazo de varios años o décadas. Dicha predicción se fundamenta en la elevada carga interna de nutrientes asociado al sedimento (ver capítulo 6). Al disminuir la concentración en la columna de agua se genera un gradiente favorable para el pasaje de nutrientes desde el sedimento al agua. En otras palabras, el sedimento pasaría del modo sumidero (o retenedor) a fuente. Este es un fenómeno ampliamente documentado en restauración de sistemas eutróficos (Søndergaard et al. 2001, 2003).

Esta capacidad de amortiguar los cambios externos asociados al control de los aportes externos determina la necesidad de aplicar medidas adicionales para acelerar el proceso de rehabilitación. Estas medidas pueden ser agrupadas en dos grandes categorías: eliminación o manejo de la carga interna y aplicación de técnicas de biomanipulación.

La eliminación de la carga interna por diversos métodos de dragado es económicamente inviable en este sistema debido a su tamaño. La escala del sistema también imposibilita la aplicación de las técnicas de aislamiento químico o físico del sedimento, sin embargo **es recomendable analizar la posibilidad de emplear nuevas técnicas de aislamiento químico (por ejemplo: www.phoslock.eu)**. En este escenario, **la aplicación de procedimientos de lavado del reservorio deben ser implementadas rápidamente,** ya que constituye una alternativa efectiva para acelerar la exportación fuera del sistema de los nutrientes acumulados en el sedimento. En este sentido, la construcción de la nueva represa adquiere una importancia crucial (ver párrafos anteriores). Contando con este medio pueden aplicarse medidas de retención o salidas bruscas de agua que faciliten la exportación neta de nutrientes que se movilizan desde el sedimento hacia la columna de agua.

El incremento de la presión de herbivoría del fitoplancton es una alternativa impostergable en Laguna del Sauce. Para ello es necesario reestructurar la comunidad de peces, reduciendo sustancialmente la presión de pesca artesanal y deportiva sobre los depredadores topes. El propósito es mejorar la relación de abundancia y biomasa entre los peces potencialmente piscívoros y los potencialmente planctívoros. Esta técnica se denomina biomanipulación (Shapiro et al. 1975) y se aplica exitosamente en numerosos países del Hemisferio Norte (Mehner et al. 2004). Una de las posibilidades involucraría la remoción intensiva de peces planctívoros, opción no aplicable en función de la escala del sistema y de las características de las tramas tróficas de sistemas subtropicales (Jeppesen et al. 2010). **Medidas biológicas alternativas como el cultivo y liberación de peces piscívoros** (Mazzeo et al. 2010) **o la regulación o prohibición de su explotación, permitirían magnificar la presión por depredación sobre los peces zooplanctívoros.**

El control de la pesca sobre los depredadores topes requiere de un complejo y laborioso trabajo de extensión y formación de los pescadores locales. Debido a ello, es importante desarrollar proyectos de comanejo. En el país existen ejemplos en esta área con pobladores que dependen económicamente de

la extracción de peces u otro tipo de recursos naturales, consultar Defeo et al. (2009). El comanejo permite generar mayor información de los recursos disponibles y su estado, permiten incorporar a los actores locales en el control de los recursos pesqueros e indirectamente en la calidad del agua del reservorio, y finalmente permite analizar las consecuencias de diferentes artes y presiones de pesca sobre los recursos. Para la implementación de estos planes es importante la participación activa de la DINARA (Dirección Nacional de Recursos Acuáticos) y del MIDES (Ministerio de Desarrollo Social).

La dinámica de los bivalvos nativos y exóticos debe ser analizada en mayor profundidad a efectos de predecir los posibles cambios y efectos asociados a especies invasoras detectadas recientemente (por ejemplo *Limnoperna fortunei*) así como las causas de las mortandades masivas observadas en algunos sectores del reservorio. Es crucial determinar si estas mortandades se encuentran asociadas a fenómenos naturales, a efectos de la eutrofización o la utilización de plaguicidas. Una reducción súbita de las poblaciones de bivalvos condicionaría el aumento de la biomasa fitoplanctónica.

Por último, **el control de la vegetación sumergida en Laguna del Potrero debe ser planificado y coordinado**. Este tipo de manejo en el presente responde exclusivamente a la iniciativa, capacidad de maquinaria y fondos económicos de vecinos del sistema. La remoción excesiva de vegetación sumergida puede promover las floraciones microalgales cuyos efectos adversos sobre la calidad del agua son más graves que las interferencias a la navegación y/o a la recreación. Los técnicos de OSE-UGD y la Intendencia Municipal de Maldonado deben coordinar este tipo de acciones, Laguna del Diario constituye un muy buen ejemplo en esta materia.

7.5

Recomendación final

Reducir los riesgos de los efectos adversos de la eutrofización implica la aplicación de una serie de técnicas dirigidas al control de las causas y mitigación de las consecuencias. Recuperar el sistema en el corto plazo requiere de la aplicación conjunta de las medidas sugeridas comenzando por el control del aporte externo de nutrientes, sin el cual todas las demás alternativas son completamente inútiles. El esfuerzo requiere de acciones por parte del Estado que debe "predicar con el ejemplo", las limitaciones en el uso del suelo deben ser acompañadas por medidas donde el Estado tiene un rol clave, por ejemplo, saneamiento. Sin lugar a dudas el ámbito privado y las redes sociales involucradas tienen un papel crucial a desempeñar, seguramente responderán en la medida que el Estado cumpla con su roles.

Referencias

Acuña C., de Souza L., Leicht E., Musso C., Vainer D. & Varela A. 2008. Construyamos el territorio entre todos. Montevideo.

Berkes F., Colding J. & Folke C. 2003. Navigating Social–Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change, Cambridge University Press.

Brönmark C. & Hansson L.-A. 2003. Environmental issues in lakes and ponds: current state and perspectives. Environmental Conservation 29 (3): 290–306.

Carpenter S.R. 2003. Regime Shifts in Lake Ecosystems: Pattern and Variation. Volume 15 in the Excellence in Ecology Series, Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.

Carpenter S.R., Kitchell J. F. & Hodgson J. R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. BioScience 35: 634–639.

Carpenter S.R., Christensen D.L., Cole J.J., Cottingham K.L., He X., Hodgson J.R., Kitchell J.F., Knight S.E., Pace M.L., Post D.M., Schindler D.W. & Voichic N. 1995. Biological control of eutrophication in lakes.Environmental Science & Technology 29:784-786.

Carpenter S.R. & Gunderson L. 2001. Coping with collapse: ecological and social dynamics in ecosystem management. BioScience 51: 451–457.

Carpenter S.R. & Folke C. 2006. Ecology for transformation. TRENDS in Ecology and Evolution 21 (6): 309-315.

Dietz T., Ostrom E. & Stern, P.C. 2003. The struggle to govern the commons. Science 302: 1902–1912.

Defeo O., Horta S., Carranza A., Lercari D., De Alava A., Gómez J., Martínez G., Lozoya J.P. & Celentano E. 2009. Hacia un Manejo Ecosistémico de Pesquerías. Áreas Protegidas en Uruguay. Facultad de Ciencias-DINARA. Montevideo.

Folke C., Hahn, T., Olsson, P. & Norberg, J. 2005. Adaptive governance of social–ecological systems. Annual Review of Environmental Resources 30: 441–473.

Gulati R. D. & van Donk E. 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. Hydrobiologia 478: 73–106.

Gunderson L.H. & Holling C.S. eds. 2002. Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems, Island Press.

Holling, C. S. ed. 1978. Adaptive Environmental Assessment and Management, John Wiley & Sons.

Holling C.S., Berkes F. & Folke C. 1998. Science, Sustainability, and Resource Management. In Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience. Berkes F. & Folke C.(eds). pp. 342–362, Cambridge University Press.

Hughes T.P., Bellwood D.R., Folke C., Steneck R.S. & Wilson J.E. 2005. New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. TRENDS in Ecology and Evolution 20: 380–386.

Jeppesen, E., Meerhoff M., Holmgren K., I. Gonza´lez-Bergonzoni, F. Teixeira-de Mello, S. A. Declerck, L. De Meester, M. Søndergaard, T. L. Lauridsen, R. Bjerring, J. M. Conde-Porcuna, N. Mazzeo, C. Iglesias, M. Reizenstein, H. J. Malmquist, Z. Liu, D. Balayla & X. Lazzaro. 2010. Impacts of climate warming on lake fish community structure and dynamics, and potential ecosystem effects. Hydrobiologia Special Volume Shallow Lakes. doi:10.1007/s10750-010-0197-8.

Mazzeo N., Iglesias C, Teixeira-de Mello F., Borthagaray A., Fosalba, C. Ballabio R., Larrea D., Vilches J., García S., Pacheco J.P. & Jeppesen E. 2010. Trophic cascade effects of *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) in subtropical lakes foodwebs: a mesocosm approach. Hydrobiologia (2010) 644:325–335.

Mehner, T., R. Arlinghaus, S. Berg, H. Do¨rner, L. Jacobsen, P. Kasprzak, R. Koschel, T. Schulze, C. Skov, C. Wolter & Wysujack K 2004. How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. Fisheries Management and Ecology 11: 261–275.

Moss, B. 2008. Water pollution by agriculture. Philosophical Transactions of the Royal Society B: 363, 659–666.

Shapiro J., Lamarra V. & Lynch M. 1975. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In Water Quality Management through Biological Control, Report No. ENV-07-75-1, Brezonic PL, Fox JL (eds). University of Florida: Gainesville; 85–96.

Schindler D.W. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. Limnology & Oceanography 51(1, 2): 356–363.

Schröder A., Persson L. & De Roos A. M. 2005. Direct experimental evidence for alternative stable states: a review. Oikos 110: 3-19.

Søndergaard M.J., Jensen J. P. & Jeppesen E. 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. The Scientific World 1: 427-442.

Søndergaard M.J., Jensen J. P. & Jeppesen E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. Hydrobiologia 506 (1-3): 135-145.

8

Barreras socioeconómicas que limitan el uso sustentable de servicios ecosistémicos

Manfred Steffen, Hugo Inda, Jorge Hourcade & José Sciandro.

Resumen

La disponibilidad de los servicios ecosistémicos es generalmente considerada como garantizada, y recién cuando dichos servicios son afectados o desaparecen como consecuencia de actividades antrópicas, la sociedad toma conciencia de su importancia. Los seres humanos interactúan continuamente con los sistemas naturales de lo que resultan sistemas socioeconómicos y naturales acoplados de gran complejidad organizacional tanto espacial como temporalmente. Existen características fundamentales de los sistemas acoplados que dificultan el proceso de toma de decisiones, entre los principales: efectos diferidos geográfica y temporalmente; dinámicas no lineales y cambio de régimen asociados a umbrales no conocidos; cambios y respuestas no conocidos previamente que generan un marco considerable de incertidumbre y sorpresa; entre otros. La inclusión de las características indicadas en los procesos de toma de decisión constituye el mayor desafío intelectual para la comprensión de los procesos y su comunicación a los operadores.

El análisis de la implementación de las directrices indicadas en el capítulo 7 entre dependencias del ámbito local y nacional vinculadas a la gestión de los recursos hídricos, demuestra que la información científica presentada por el ámbito académico es en gran parte entendida, compartida y utilizada. Esto permite concluir que las dificultades para la implementación del Plan de Gestión no se sitúan, por lo menos principalmente, en el terreno de los conocimientos de los actores, sino en las diferencias de intere-

ses de los involucrados en general, y en las limitaciones de algunas actividades productivas en la cuenca.

La implementación de las medidas sugeridas implicará la limitación de ciertos usos del suelo, las barreras socioeconómicas para su puesta en práctica constituyen el principal escollo para el proceso en que se encuentra actualmente la implementación del Plan de Gestión de Laguna del Sauce. En este análisis resulta crucial definir cómo distribuir los costos asociados a las medidas de protección de la cuenca. Esto seguramente replanteará el tema de las externalidades en el uso del agua de la Laguna y la internalización de los costos a través de impuestos generales o específicos a los usuarios y habitantes de la cuenca. Finalmente, habrá que analizar si el precio del agua que paga el consumidor no debe incluir dichas externalidades, así como otros costos inherentes al uso sustentable del recurso.

Para la administración de una cuenca de las dimensiones y complejidades como la de la Laguna del Sauce, parece indispensable avanzar en el proceso de institucionalización, es decir contar con una Autoridad de Cuenca con competencias claras que garanticen su status y recursos que permitan una acción coherente y continuada en el tiempo. La Autoridad de Cuenca sería un instrumento fundamental en la superación de las barreras en la implementación del Plan de Gestión, al articular una red de trabajo entre todos los actores sociales e institucionales por un lado, y mejorar la comunicación de los conocimientos científicos a los operadores y tomadores de decisión por otro.

Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada. Steffen M. & Inda H. (eds). 75-87

8.1

Introducción

Los servicios ecosistémicos comprenden los beneficios que las sociedades obtienen de los ecosistemas (Millenium Ecosystem Assessment 2003), incluyendo los servicios de suministro, de regulación, culturales o espirituales, sustentados por los servicios denominados de base o soporte de la vida, sin los cuales los anteriormente nombrados serían imposibles (Carpenter & Folke 2006) (Fig. 8.1). Los servicios de suministro

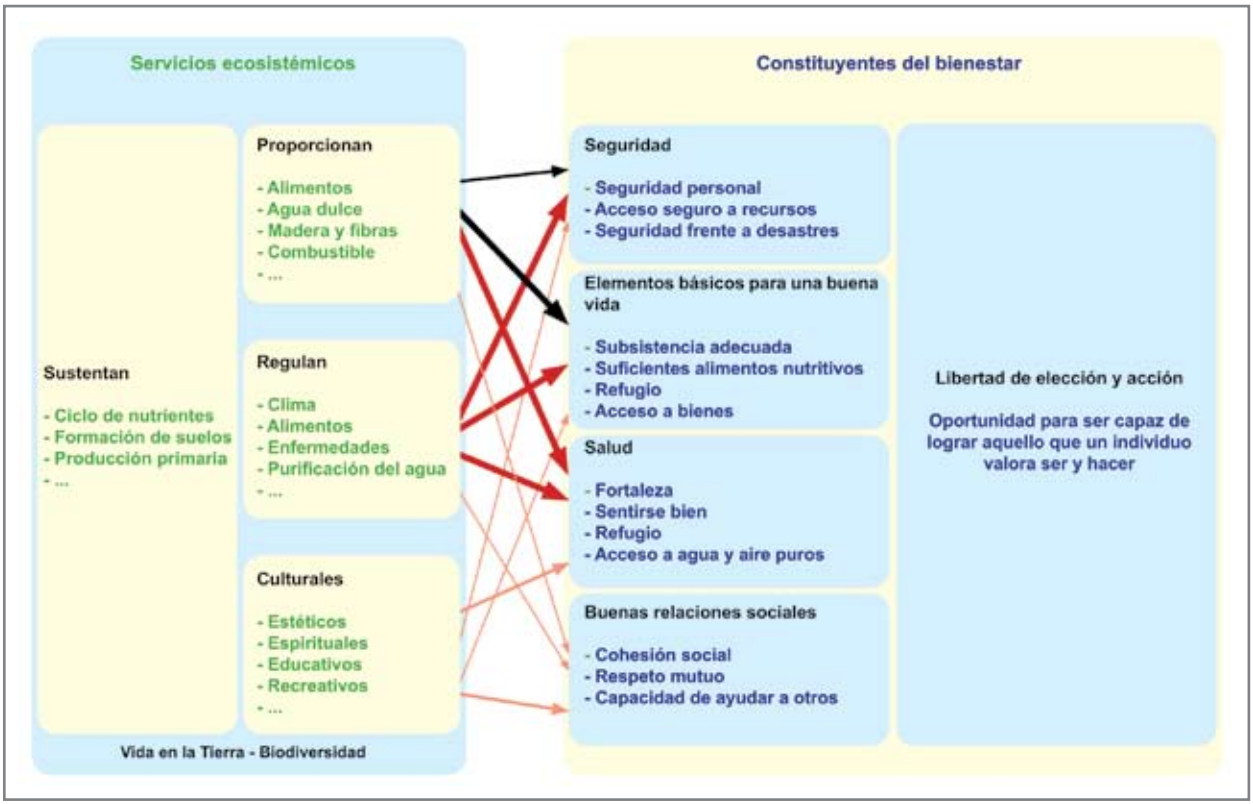


Fig. 8.1. Vínculos entre los servicios ecosistémicos y el bienestar humano, el grosor de las flechas indican la intensidad de estas conexiones (finas a gruesas indican un gradiente de débiles a muy importantes). El color refleja la mediación potencial de los factores socioeconómicos (intensidades claras a oscuras representan baja a alta respectivamente). A modo de ejemplo, si es posible adquirir un substituto del servicio ecosistémico, la capacidad de mediación de los factores socioeconómicos es alto. Tomado y adaptado de Carpenter & Folke (2006).

abarcan productos o materias primas que se obtienen de la naturaleza y que pueden ser incorporados a una cadena productiva, o comercializados directamente en el mercado. El régimen de propiedad de los productos de estos servicios es fácilmente determinable y regulable, por lo tanto su intercambio en el mercado también lo es. Por el contrario, los servicios de base, así como los de regulación y los culturales, no son identificables en forma inmediata. La disponibilidad de estos servicios ecosistémicos es generalmente considerada como garantizada, y recién cuando dichos servicios son afectados o desaparecen como consecuencia de actividades antrópicas, la sociedad toma conciencia de su importancia y comienza la discusión sobre su valor. Generalmente se los considera de libre acceso lo que facilita su apropiación y la consiguiente privatización de sus beneficios por parte de algunos actores económicos. Esto dificulta la sujeción de su uso a alguna regulación jurídica o incluso técnica. La identificación y cuantificación de los servicios ecosistémicos es importante porque muchos de estos no son visibles para el ciudadano o incluso por los tomadores de decisión. En particular los servicios de regulación son ignorados frecuentemente aunque sean cruciales para los otros servicios ecosistémicos.

En general, los precios o costos subestiman el valor social de los servicios ecosistémicos. El mejoramiento de los mercados para dichos servicios es un área particularmente relevante de la investigación en la economía ecológica, así como de la innovación en el mundo de los negocios (Carpenter & Folke 2006). Es importante recordar que las actividades económicas pueden tener consecuencias externas al marco en que se toma la decisión (Deleage 1991). Estas consecuencias

La construcción de la represa es un buen ejemplo de como una decisión adoptada en la década del 40 en función de objetivos militares y geopolíticos determina efectos en la actualidad, tanto en el suministro de agua potable en el Departamento de Maldonado como en la calidad del agua del reservorio creado. Foto: Hugo Inda.

pueden ser perturbaciones de los ecosistemas cuyos costos de recuperación, restauración o sustitución deben ser asumidos por la sociedad en su conjunto, aún por aquellos que por motivos sociales, geográficos o temporales no tuvieron ningún beneficio de dicha actividad económica.

8.2

Sistemas humanos y naturales acoplados

El funcionamiento de los procesos naturales tiene algunas características contraintuitivas que provocan una discrepancia entre la percepción humana y el funcionamiento de los sistemas naturales. Esta discrepancia se expresa en dos errores:

- Asumir que la respuesta de los ecosistemas al uso humano es lineal, predecible y controlable.
- Asumir que los sistemas humanos y naturales pueden ser tratados en forma independiente.

Los seres humanos interactúan continuamente con los sistemas naturales de lo que resultan sistemas socioeconómicos y naturales acoplados de gran complejidad organizacional tanto espacial como temporalmente (Folke et al. 2006). En este contexto, los servicios ecosistémicos constituyen una herramienta que facilita el análisis de los sistemas humanos y naturales acoplados y la interacción entre disciplinas como la ecología, la sociología y la economía, entre otras. Sin embargo, existen características fundamentales de los sistemas acoplados que dificultan el proceso de toma de decisiones:

Efectos diferidos geográfica y temporalmente

Las consecuencias de las afectaciones a un ecosistema de hoy puede que sean observables recién en un futuro incierto o en otro lugar al del origen de la perturbación. La creciente globalización aumenta la cantidad de este tipo de interrelaciones y retroalimentaciones.

Relaciones no lineales – sinergias

Los sistemas acoplados presentan dinámicas de cambios no lineales y transiciones bruscas a partir de umbrales que por el momento pueden resultar desconocidos (Liu et al. 2007). Intuitivamente se tiende a pensar que existe una relación directa y lineal entre las perturbaciones de origen humano y sus consecuencias en los ecosistemas. Sin embargo, la existencia de múltiples equilibrios y de umbrales entre diversos estados o conformaciones posibles

Extracción de arena en el extremo sur de la cuenca de Laguna del Sauce. En este sector se puede ilustrar un proceso histórico en donde diferentes acciones no contemplaron los efectos potenciales en los servicios de los sistemas naturales. La forestación de los campos dunares afectó seriamente el balance de arena en playas como Portezuelo (con la consecuente pérdida de su belleza paisajística). En la actualidad y luego de la afectación indicada sobre la playa, se desforesta y se extrae la arena para el relleno de terrenos y la construcción de viviendas sin considerar los efectos adversos de estas prácticas. Foto: Néstor Mazzeo.

constituye un desafío ineludible en la toma de decisiones.

Irreversibilidad, umbral y cambio de régimen

Los cambios funcionales y estructurales de los ecosistemas pueden ser reversibles o no. La existencia de umbrales es difícilmente comprobable sin traspasarlos y cuando esto sucede, el daño ya es un hecho. Además, resulta difícil experimentar a nivel de ecosistemas y éticamente es cuestionable. Esto mantiene en el terreno de la incertidumbre la discusión sobre las perturbaciones y los impactos de las actividades, dificulta la evaluación de los riesgos, y condiciona el análisis sobre las medidas de prevención. La ciencia puede proveer indicadores de la cercanía de un umbral, como por ejemplo la lentitud en la recuperación de un sistema después de una perturbación (ver más detalle en el capítulo 11). Sin embargo, sigue siendo casi imposible probar previamente la existencia y ubicación de un umbral. En este escenario de desarrollo del conocimiento es imperativa la prevalencia de los principios de precaución frente a las incertidumbres. Por otra parte, algunos cambios pueden ser irreversibles. La intuición sugiere que toda evolución es reversible y todo estado es recuperable. Sin embargo, una vez que se produjo el pasaje de un estado al otro, puede ser que la vuelta al régimen anterior sea imposible o muy dificultosa (ver capítulo 4).

Escala – unidad de medida y unidad de representación

En el estudio y la gerencia de los sistemas socioeconómicos y naturales acoplados aparecen múltiples escalas de medida y de representación. La correcta evaluación de los problemas y diseño de estrategias de manejo, solamente serán posibles considerando las diferentes escalas espaciales y temporales que actúan simultáneamente. Incluso dentro de un mismo sistema, por ejemplo en las dinámicas ecosistémicas, pueden observarse varias escalas temporales. Los índices de los procesos ecosistémicos cambian constantemente debido a las fluctuaciones en el ambiente y en las actividades de los organismos en escalas de tiempo de milisegundos hasta millones de años (Chapin et al. 2002). En otras palabras, existe un tiempo ecológico en la historia, junto al tiempo económico, cultural y político, entre otros (Deleage 1991).

Incertidumbre y sorpresa

La disponibilidad de los servicios ecosistémicos estará asegurada en el futuro solamente si existe entre los tomadores de decisión una comprensión profunda del funcionamiento de los ecosistemas y un consenso básico respecto a responsabilidades y prioridades. En los procesos de toma de decisión se deberán incorporar los conocimientos científicos disponibles, lo que constituye un desafío complejo por la utilización no solamente de nuevas terminologías, sino también de sistemas de pensamiento diferentes entre la academia y los operadores. Este diálogo ocasionará inevitables tensiones entre el conocimiento científico y las urgencias provenientes de la agenda política. Para la academia el principal desafío será proveer a los operadores de información en formato adecuado a la urgencia e importancia de las decisiones. El esfuerzo de los operadores deberá, por lo tanto, centrarse en la articulación de las demandas de los usuarios actuales con las disponibilidades futuras de los servicios ecosistémicos. Esto llevará a conflictos por el uso que deberán ser resueltos en un área, aún por desarrollar, de diálogo de la ciencia con la política. Finalmente ambos lados deberán tomar conciencia de la incertidumbre respecto a los conocimientos disponibles y aquellos que no se han identificado (*unknown unknowns*).

La inclusión de las características indicadas en la toma de decisiones constituye el mayor desafío intelectual para la comprensión de los procesos y su comunicación a los operadores, algunos de los cuales carecen de formación científica. Al mismo tiempo, significa

desafiar mecanismos socioeconómicos basados en consensos políticos entre grupos generalmente difusos de beneficiarios de los servicios ecosistémicos, y grupos pequeños y bien organizados de "afectadores" de los mismos. Dichos consensos pueden ser viables desde la perspectiva política, pero no aseguran la disponibilidad futura de los servicios ecosistémicos (Scheffer et al. 2000).

8.3

Ecosistemas y Economía

El paradigma hegemónico del crecimiento económico determina una forma de gerenciamiento de los ecosistemas que ignora las consecuencias de las actividades humanas, externaliza los costos en caso de que éstos sean notorios, o desarrolla una estrategia de estabilización de procesos ecológicos claves (con propósitos económicos o sociales) que determinan la pérdida de resiliencia (Liu et al. 2007). Este paradigma parte de la base de la ausencia de límites para la apropiación y explotación de la naturaleza por parte de los seres humanos. El crecimiento económico, es decir el aumento de la producción, constituye el objetivo primordial, ya que es la única forma de responder al aumento de la demanda de servicios por parte de una población creciente. El principal indicador de la consecución de dicho objetivo es el PBI, que engloba el valor de todos los bienes y servicios producidos a lo largo de un período determinado. Dicho indicador es criticado desde el punto de vista social por no integrar las condiciones de la producción, la equidad en la distribución de los productos, ni distinguir si los productos o servicios en sí mismos son convenientes o no para el bienestar humano. Desde el punto de vista ecosistémico este indicador es cuestionable por considerar producción a lo que en realidad es una actividad extractiva, y por no respetar los límites inherentes al funcionamiento de los ecosistemas.

El crecimiento ilimitado carece de mecanismos de retroalimentación negativos por lo que la disminución de la disponibilidad de un bien o servicio en vez de poner en marcha la moderación, aumenta su valor marginal y acelera aun más su agotamiento. Este modelo se fundamenta en que los procesos ecológicos que sostienen el desarrollo económico persisten. Esto limita la capacidad de percepción y de alerta de señales de vulnerabilidad por parte de las

En la cuenca de la Laguna del Sauce existen múltiples actividades e intereses que no necesariamente son compatibles con el suministro de la calidad del agua. Algunos emprendimientos o actividades (además de la OSE-UGD) requieren de una muy buena calidad del agua, ejemplo la industria hotelera instalada. Foto: Néstor Mazzeo.

sociedades humanas, generando al mismo tiempo respuestas lentas frente a nuevos cambios ambientales (Holling 2004).

Las consecuencias no deseadas del proceso productivo son externalizadas, se trata del agotamiento del recurso mismo que está siendo explotado, de la perturbación de ecosistemas cercanos a la actividad productiva, o de la generación de residuos. De acuerdo a la visión económica hegemónica todos estos problemas serían regulados o compensados por los mecanismos del mercado. Sin embargo, el mercado es incapaz de enfrentar temas de equidad intra o intergeneracional (Folke 2006), ni de aminorar o evitar las consecuencias de una actividad determinada que pueden presentarse diferidas geográficamente. De esta manera, las consecuencias de una actividad productiva de hoy puede originar una limitación de la disponibilidad de un servicio ecosistémico en el futuro. Estas características actuales de los sistemas naturales y humanos acoplados han motivado la búsqueda de mecanismos extra mercado que permitirían disminuir los impactos ambientales, como por ejemplo cargas impositivas crecientes según el impacto ambiental, incentivos a actividades de bajo impacto, o directrices de implementación voluntaria para el aseguramiento de la calidad ambiental (Normas ISO 14000). A pesar de la extensión de dichos mecanismos, en la actividad económica prevalece una visión cortoplacista, y la precaución frente a los nuevos emprendimientos es vista como una imposición externa a la racionalidad económica y por lo tanto ajena al ideal de progreso y desarrollo.

Si bien el desarrollo tecnológico permitió aumentar la eficiencia en la explotación de los servicios ecosistémicos, resolver problemas operativos y mejorar la calidad de vida de los seres humanos, en última instancia, el desarrollo y la vida de los seres humanos siguen dependiendo de los servicios ecosistémicos que proporciona la biósfera (Balvanera & Bennett 2007). La fuerte interconexión de los sistemas naturales y sociales hace que su estudio por separado tenga un significado limitado. Por un lado los sistemas ecológicos constituyen la base y los límites del desarrollo de los sistemas humanos. Por otro, la creciente globalización y la apropiación de la biósfera por parte de los seres humanos (Vitousek et al. 1986) colocan al ser humano como origen de las mayores perturbaciones en el funcionamiento de los ecosistemas. La gerencia sustentable de los ecosistemas y de sus servicios pasa entonces a estar indisolublemente unida a la de los sistemas sociales, la comprensión de su funcionamiento es ineludible en el diseño de cualquier plan de gerencia y desarrollo social.

La visión hegemónica del crecimiento valora los bienes comercializables en el mercado mientras que externaliza las consecuencias negativas de su producción. Mientras que los beneficiarios de las actividades en cuestión constituyen grupos determinados con posibilidades de expresarse electoralmente o como lobby, los perjudicados por las pérdidas de los servicios de regulación o de base se diluyen geográfica y temporalmente.

La aproximación ecosistémica implica el reconocimiento de los problemas como consecuencia de una evolución histórica. Uno de los avances conceptuales más importantes en la ecología ecosistémica fue el reconocimiento creciente de la importancia de los sucesos pasados y de las fuerzas externas en la conformación actual de los ecosistemas. Desde esta perspectiva de no equilibrio reconocemos que la mayoría de los ecosistemas exhiben ganancias y pérdidas, sus dinámicas están influenciadas por factores tanto externos como internos, no presentan un equilibrio estable, el disturbio es un componente natural de sus dinámicas, y las actividades humanas tienen una influencia persistente (Walker et al. 2006). La dificultad principal, obvia pero no por ello menos cierta, es que es relativamente fácil determinar las causas o correlaciones hacia atrás pero mucho más difícil diseñar una estrategia adecuada anticipadora de conflictos socioambientales. Además, la disponibilidad de infor-

mación precisa y actual para los operadores suele ser escasa, limitando la calidad de sus decisiones respecto al aseguramiento de funciones clave de un ecosistema. En la administración de los ecosistemas es particularmente evidente que las decisiones no tomadas hoy pueden ser las causas de pérdidas de opciones en el futuro.

Finalmente cabe llamar la atención sobre los problemas que presenta el uso colectivo de un recurso finito, presentado hace años como "La tragedia de los comunes" (Hardin 1968). En dicho trabajo el autor sostiene que el acceso de muchos a un recurso limitado puede llevar a su agotamiento irreversible, ya que cada usuario utilizará el recurso de acuerdo a su derecho particular y de acuerdo a su conveniencia sin tener en cuenta los límites. Para este caso de estudio cabe concluir que el manejo inadecuado de este cuerpo de agua y su cuenca asociada puede reducir significativamente (o limitar) el suministro de agua potable y el desarrollo turístico de la zona en un futuro cercano. Asimismo, los problemas existentes en el proceso de potabilización aumentan sustancialmente los costos de producción. Por lo expuesto, es imprescindible una gestión integrada que compatibilice los usos productivos y recreacionales de la cuenca y del ecosistema acuático con el suministro de agua potable.

8.4

Laguna del Sauce como caso de estudio

El aumento de la población y de la urbanización, así como de diferentes actividades agropecuarias, turísticas e industriales en la cuenca de la Laguna del Sauce origina problemas en el suministro de agua potable y constituye una presión creciente sobre el ecosistema y su capacidad de resiliencia. La administración de estas presiones está determinada por múltiples autoridades e instituciones en un complejo marco jurídico, en el que actúan operadores de variada composición, status jurídico y nivel de capacitación. Con la finalidad de administrar de forma sustentable el recurso y asegurar la disponibilidad de la fuente de agua potable en el futuro se puso en marcha el Plan de Gestión Integrada de la Laguna del Sauce, proceso liderado por la Intendencia Municipal de Maldonado, con la participación de diversas Direcciones Nacionales, la UdelaR y organizaciones sociales de la zona. El Plan de Gestión Integrada de la Laguna del Sauce tiene como objetivo evitar el desarrollo masivo de microalgas y los problemas asociados en el suministro de agua, procurando asegurar un servicio de buena calidad y de menor costo económico para el Departamento de Maldonado. La rehabilitación de este sistema, a efectos de asegurar un suministro de agua sin riesgos potenciales, implica eliminar las causas del proceso de eutrofización y mitigar las consecuencias adversas mientras desaparecen dichas causas (ver capítulo 7).

En junio de 2009 la Intendencia Municipal de Maldonado y las Asociaciones de Vecinos de Punta Ballena, Laguna del Sauce y Laguna del Diario organizaron un taller de dos días de duración, con el objetivo de analizar la información disponible sobre la Laguna del Sauce y las posibles alternativas de recuperación y manejo.

En dicho taller participaron las siguientes instituciones del ámbito local:

- Intendencia Municipal de Maldonado – División Ambiental
- OSE Maldonado – Unidad de Gestión Desconcentrada (UGD)
- Vecinos y sociedad civil de Laguna del Sauce y su cuenca y las siguientes del ámbito nacional:
- Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA)
  Dirección Nacional de Aguas y Saneamiento (DINASA)
  Dirección de Medio Ambiente (DINAMA)
- Dirección de Ordenamiento Territorial (DINOT)
- Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP)
  Recursos renovables (RENARE)
  Dirección Forestal
  Oficina Regional de Suelos y Aguas
- Ministerio de Transporte y Obras Públicas (MTOP)
  Dirección Nacional de Hidrografía (DNH)
- Obras Sanitarias del Estado (OSE)
- Universidad de la República (UDELAR)
  Facultad de Ciencias
  Facultad de Arquitectura

En este taller se analizó una serie de directrices y recomendaciones provenientes del ámbito científico, identificándose una serie de factores muy auspiciosos:

- El principal uso y destino de la Laguna del Sauce es la provisión de agua potable para el Departamento de Maldonado.
- Se debe compatibilizar el uso del suelo de la cuenca con el suministro de agua potable.
- Es deseable y aceptada la participación de todas las instituciones presentes.
- La iniciativa radica en el ámbito local y está coordinada por cargos técnicos sin responsabilidad política.
- El tema es tomado como de prioridad nacional (incluso mencionado por el ex presidente Tabaré Vazquez en su discurso de evaluación de la gestión de gobierno).

Es destacable el consenso respecto al uso principal del ecosistema en cuestión, hecho que no ocurre en otros casos similares y constituye una buena base para la aplicación del Plan de Gestión. Además, la casi totalidad de la cuenca de drenaje se localiza en el Departamento de Maldonado, característica que facilita la implementación de la directrices indicadas.

A partir del taller se implementaron reuniones de trabajo entre los tomadores de decisión y la academia, y luego entre los tomadores de decisión de diferentes ámbitos. A pesar del consenso básico, se observaron diferencias entre los tomadores de decisión del ámbito local y nacional en cuanto a las restricciones del uso del suelo. Sin embargo, en marzo de 2010 la Intendencia Municipal de Maldonado organizó un nuevo taller con los actores directamente involucrados en el que fue presentado un preacuerdo entre las entidades locales y nacionales que comprende una serie de recomendaciones sugeridas en el primer taller de trabajo. Es importante destacar que dicho acuerdo aguarda su firma final al momento de la publicación de este libro (diciembre del 2010). El análisis del preacuerdo demuestra que la información científica presentada por el ámbito académico es en gran parte entendida, compartida y utilizada. Esto permite concluir que las dificultades para la implementación del Plan de Gestión no se sitúan, por lo menos principalmente, en el terreno de los conocimientos de los actores, sino en las diferencias de intereses de los involucrados en general, y en las limitaciones de algunas actividades productivas en la cuenca en particular.

La implementación de las medidas sugeridas en el capítulo 7 implicará la limitación de ciertos usos del suelo, las barreras socioeconómicas para su puesta en práctica constituyen el principal escollo para el proceso en que se encuentra la implementación del Plan de Gestión de Laguna del Sauce. En este análisis resulta crucial de-

finir cómo distribuir los costos asociados a las medidas de protección de la cuenca. Esto seguramente replanteará el tema de las externalidades en el uso del agua de la Laguna y la internalización de los costos a través de impuestos generales o específicos a los usuarios y habitantes de la cuenca. Finalmente habrá que analizar si el precio del agua que paga el consumidor no debería incluir dichas externalidades, así como otros costos inherentes al uso sustentable del recurso.

La puesta en práctica de nuevos impuestos, medidas regulatorias o limitadoras de actividades económicas exacerbará las diferencias de intereses. En este contexto se deberán explicar a sectores más amplios, menos informados y por lo tanto menos motivados, los problemas generados por la eutrofización y el mantenimiento de servicios ecosistémicos claves como el suministro de agua potable. Además, explicitar la compleja dinámica no lineal de la eutrofización, su causalidad, la existencia de umbrales y estados alternativos. Tarde o temprano se deberán tomar medidas impopulares -y asumir su costo político- lo que los tentará a postergar su aplicación hasta no tener información de todos los detalles de la fenomenología.

Los estados claro y turbio de los reservorios poco profundos no solamente difieren en las características físico-químicas indicadas (ver capítulo 4), también presentan importantes diferencias en la diversidad de varias comunidades. Estas diferencias tienen gran importancia en función del uso del sistema. A modo de ejemplo, un estado turbio con floraciones de cianobacterias tóxicas es uno de los escenarios más desfavorable para un cuerpo de agua destinado al suministro de agua potable. Este cambio de régimen provocaría mayores costos tanto en medidas correctivas como en la potabilización de un agua de menor calidad (ver capítulo 9).

A pesar que el proceso de eutrofización fue documentado por sólidas evaluaciones en 1990 (OSE-VIAK) y 1993 (SEINCO), la implementación de medidas concretas de manejo y rehabilitación han sido muy limitadas hasta el presente. Esto puede ser explicado en parte por la estrategia actualmente denominada *Bush*. Esta estrategia se basa en la postergación de la aplicación de medidas hasta no tener información de todos los detalles de la fenomenología. Si bien la postergación de dichas medidas puede tener como consecuencia que la laguna cambie de régimen, la certeza de conflictos dificultará el proceso de toma de decisión. Para evitar esta postergación es fundamental explicar a los tomadores de decisión que no es relevante determinar con extrema exactitud que actividad humana aporta más nutrientes (ver capítulo 6). Para lograr revertir el proceso de eutrofización en este sistema se necesita cortar todos los aportes en el menor tiempo posible, aun sabiendo que las consecuencias de esta medida no se notarán sino pasadas varias décadas (ver capítulo 7).

La Intendencia Municipal de Maldonado y las Agrupaciones de Vecinos han generado conexiones y redes de trabajo con varias Direcciones Nacionales y la Universidad de la República para resolver problemáticas de interés general, por ejemplo recuperación de Laguna del Diario. Para la administración de una cuenca de las dimensiones y complejidades como la de la Laguna del Sauce, parece indispensable avanzar en el proceso de institucionalización, es decir contar con una Autoridad de Cuenca con competencias claras que garanticen su status y recursos que permitan una acción coherente y continuada en el tiempo. Esta Autoridad podría basarse en las capacidades humanas localizadas en la IMM o en la OSE-UGD, y en el nivel de información que ya manejan las Asociaciones de Vecinos. La Autoridad de Cuenca sería un instrumento fundamental en la superación de las barreras en la implementación del Plan de Gestión, al articular una red de trabajo entre todos los actores sociales e institucionales por un lado, y mejorar la comunicación de los conocimientos científicos a los operadores y tomadores de decisión por otro.

8.5

Síntesis

Los seres humanos interactúan continuamente con los sistemas naturales de lo que resultan sistemas socioeconómicos y naturales acoplados de gran complejidad organizacional tanto espacial como temporalmente. Los sistemas socioeconómicos y naturales acoplados presentan dinámicas de cambios no lineales y transiciones bruscas a partir de umbrales que por el momento no son conocidos. Los servicios ecosistémicos constituyen un concepto que facilita el análisis de los sistemas socioeconómicos y naturales acoplados, y la interacción entre disciplinas como la ecología, la sociología y la economía. Uno de los más claros ejemplos es el suministro de agua potable, de fácil comprensión por técnicos y/o personas sin formación científica vinculadas a la administración y gestión de los recursos hídricos, o población en general.

El modelo de estudio considerado, Laguna del Sauce, es la fuente de agua potable del departamento de Maldonado y centenas de miles de turistas que visitan la zona durante el verano. En la cuenca se observan diferentes usos de la tierra y del cuerpo del agua, algunos de los cuales son incompatibles entre sí o con el funcionamiento del ecosistema lacustre. El aumento de la población y de la urbanización, así como de diferentes actividades agropecuarias y turísticas en la cuenca, origina problemas en el suministro de agua potable y constituyen una presión creciente sobre el ecosistema y su capacidad de resiliencia. La administración de estas presiones está a cargo de múltiples autoridades e instituciones en un complejo marco jurídico, en el que actúan operadores de variada composición, status jurídico y nivel de capacitación. Con la finalidad de administrar de forma sustentable el recurso y asegurar la disponibilidad de la fuente de agua potable en el futuro se puso en marcha el Plan de Gestión Integrada de la Laguna del Sauce, proceso liderado por la Intendencia Municipal de Maldonado, con la participación de diversas Direcciones Nacionales, la Universidad de la República y Organizaciones Civiles. El objetivo general de este Plan es revertir el proceso de eutrofización actual de este cuerpo de agua, asegurando el suministro de agua potable para el Departamento de Maldonado. Existe un amplio consenso en que el principal uso y destino de la Laguna del Sauce es la provisión de agua potable para el Departamento de Maldonado. Dicho consenso quedó en evidencia en dos talleres con una amplia participación de actores del ámbito estatal (nacional y departamental) así como de vecinos de la zona. Las interacciones en los talleres demuestran que la información científica presentada en el Plan es en gran parte entendida, compartida y utilizada. Esto permite concluir que las dificultades para la implementación del Plan de Gestión no se sitúan, por lo menos principalmente, en el terreno de los conocimientos de los actores, sino en las diferencias de intereses de los involucrados en general y en la forma de implementar las limitaciones de algunas actividades económicas en la cuenca. Una Autoridad de Cuenca sería un instrumento fundamental en la superación de las barreras en la implementación del Plan de Gestión Integral, al articular una red de trabajo entre todos los actores sociales e instituciones, por un lado y mejorar la comunicación de los conocimientos científicos a los operadores y tomadores de decisión por otro.

Referencias

Balvanera,P. & Bennett E. 2007. The future of production systems in a globalized word. Frontiers in Ecology and the Environmental 5 (4):191-198.

Carpenter S. & Folke C. 2006. Ecology for transformation. TRENDS in Ecology and Evolution (21)6: 309-315.

Chapin F., Matson P. & Vitousek P. 2002. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. Springer Verlag.

Deleage J. P. 1991. Historia de la Ecología, Nordan Comunidad, Montevideo.

Folke K. 2007. Social–ecological systems and adaptive governance of the commons. Ecological Research 22: 14–15.

Folke C., Carpenter S., Elmqvist T., Gunderson L., Holling C.S. & Walker B. 2002. Resilience and Sustainable Development: Building Adaptive Capacity in a World of Transformations. Ambio 31(5): 437-440.

Hardin, G. 1968. The Tragedy of the Commons. Science. 162: 1243-1248.

Holling C. S. 2004. From complex regions to complex worlds. Ecology and Society 9(1): 11[online]. Liu J., Dietz T., Carpenter S., Folke C., Alberti M., Redman C., Schneider S. H., Ostrom E., Pell A., Lubchenco J., Taylor W., Ouyang Z., Deadman P., Kratz T. & Provencher W. 2007. Coupled Human and Natural Systems. Ambio 36 (8): 639-649.

Millenium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment. 2003. Island Press.

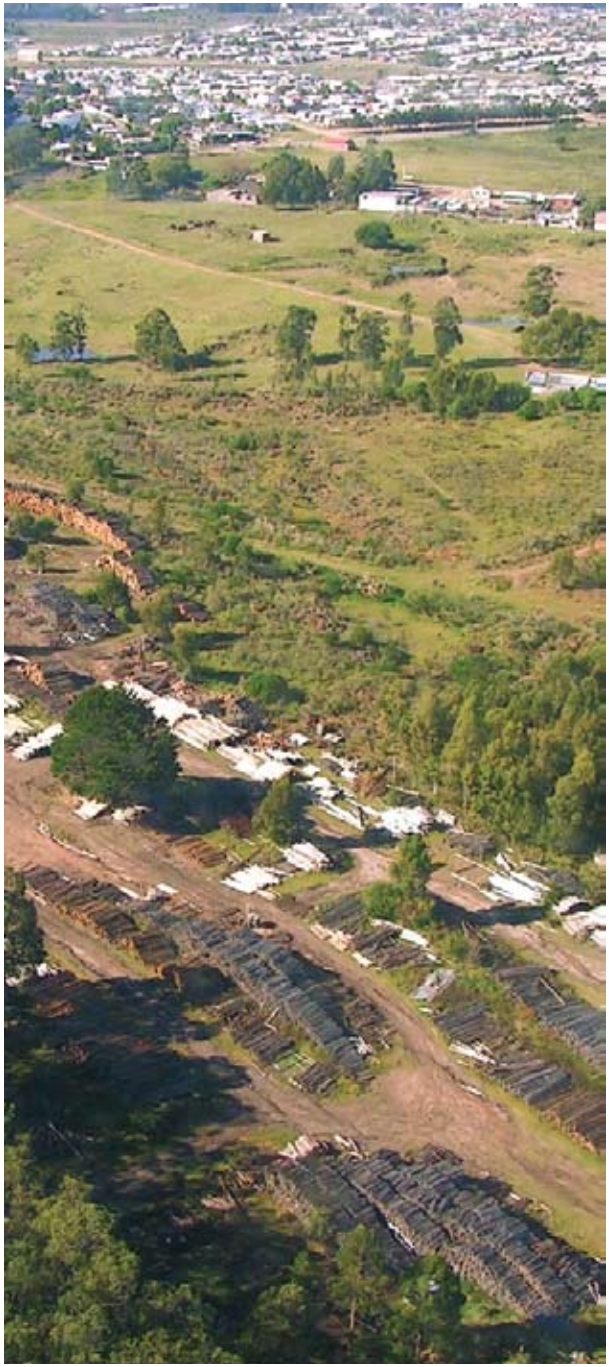
OSE-VIAK. 1990. Review of Laguna del Sauce water supply. Montevideo.

Scheffer M., Brock W. & Westley F. 2000. Socioeconomic mechanisms preventing optimum use of ecosystem services: An interdisciplinary theoretical analysis. Ecosystems 3: 451–471.

SEINCO 1993. Revisión de antecedentes y estudio de evaluación del estado trófico del sistema Laguna del Sauce. Montevideo.

Vitousek P.M., Ehrlich P.R., Ehrlich A.H. & Matson P.A. 1986. Human Appropriation of the Products of Photosynthesis. BioScience 36 (6): 368-373.

Walker B. H., Gunderson L. H., Kinzig A. P., Folke C., Carpenter S. & Schultz L. 2006. A handful of heuristics and some propositions for understanding resilience in social-ecological systems. Ecology and Society 11(1): 13. [online]



9

Mitigación de las consecuencias adversas en el proceso de potabilización

Gustavo Méndez, Juan Carlos Lagomarsino & Ricardo Alcorta.

Resumen

Las consecuencias de la eutrofización, por ejemplo floraciones microalgales o de cianobacterias, ocasionan una serie de interferencias en el proceso de potabilización y posterior suministro de agua potable. La mitigación de estas interferencias condiciona un conjunto de medidas vinculadas al monitoreo del cuerpo de agua y al funcionamiento de la unidad potabilizadora. En este capítulo se describen y fundamentan las estrategias actualmente implementadas y aquellas proyectadas en el corto, mediano y largo plazo. El análisis se focaliza principalmente en el componente de cianobacterias por sus riesgos potenciales asociados a la producción de toxinas y generación de mal olor y sabor.

Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada. Steffen M. & Inda H. (eds). 89-93

9.1

Introducción

Se considera al agua potable como aquella adecuada para el consumo humano durante toda su vida (UNIT 833:90), sin generar un riesgo para la salud del consumidor tanto a corto, mediano o largo plazo. El agua potable debe estar exenta de microorganismos patógenos y los elementos nocivos que pudiere contener deben estar en una concentración lo suficientemente pequeña como para no presentar problemas sanitarios a la población que la recibe.

El agua en estado natural contiene impurezas que deben ser eliminadas o reducidas a una concentración que esté dentro de los límites de tolerancia establecidos por la definición de agua potable.

El proceso de potabilización del agua permite la transformación de esa agua natural, denominada técnicamente como agua bruta, en agua apropiada para el consumo humano. Dicho proceso comienza con la extracción de agua bruta mediante la utilización de bombas proveedoras, la adición de sustancias químicas que favorecen la coagulación y floculación de impurezas contenidas en esa agua, la filtración de la misma y su posterior desinfección con agentes químicos competentes.

Las grandes etapas de estos procesos son:

- Coagulación- Floculación
- Sedimentación o Flotación
- F iltración
- Desinfección

9.2

Usina Laguna del Sauce

La usina de OSE Laguna del Sauce está ubicada en la costa Este de ese cuerpo de agua. Construida a principios del año 1969, abastece de agua a una población estable cercana a los 120.000 habitantes, aunque en la época estival sus usuarios se incrementan a alrededor de 400.000 personas. La red de distribución de agua con fuente en Laguna del Sauce incluye a las ciudades de Maldonado, Punta del Este, San Carlos, Piriápolis y a sus zonas aledañas, Pan de Azúcar, Gregorio Aznarez, Cerros Azules, incorporándose en breve Balneario Solís y la costa Este de Canelones.

El reservorio de Laguna del Sauce presenta una importancia estratégica para el Departamento de Maldonado y probablemente para otros departamentos vecinos. Constituye la segunda fuente de agua potable en Uruguay de acuerdo al número de personas abastecidas. La planta potabilizadora de la OSE-UGD, construida en 1969, ha sido modificada en la presente década con el propósito de mantener un adecuado suministro de agua potable de acuerdo a la calidad de agua actual del reservorio. Foto: Gustavo Méndez.

Originalmente construida como una planta de sedimentación y proyectada para abastecer a un promedio de 40.000 habitantes, el aumento de la población y las crecientes exigencias en cuanto a calidad de agua potable, sumadas al deterioro en los niveles de calidad de la fuente (asociado al proceso de eutrofización) condicionaron la necesidad de incorporar nuevos procesos tecnológicos más eficientes en el nuevo escenario.

En el año 1998 comienza el proceso de remodelación de la Usina Laguna del Sauce, sustituyendo las unidades de manto de lodo por celdas de flotación de aire disuelto, así el flóculo no sedimenta sino que mediante la utilización de aire disuelto se separa del agua por flotación. Este sistema mejoró sustancialmente la remoción de fitoplancton y zooplancton presentes en el agua bruta, así como también ha disminuido la cantidad de sólidos suspendidos. Estas mejoras en el proceso se han obtenido logrando una sensible economía en los productos químicos utilizados. Es relevante considerar que la modificación y ampliación de la Usina requirió de una inversión del orden de los 10 millones de dólares, llevándose la capacidad de producción aproximadamente a 140.000 m^3/día.

En esta fotografía se pueden contemplar dos etapas del proceso de potabilización. Las piletas (parte superior) cubiertas con una capa marrón corresponden a la fase de flotación del flóculo previamente formado. En las piletas del sector inferior se acumula el agua filtrada de las piletas donde ocurre la flotación del flóculo mediante suministro de aire disuelto. La filtración se realiza gracias a mantos de arena y antracita. Es importante destacar las excelentes condiciones que brinda el lugar, en la Sierra de la Ballena se localizan grandes depósitos de agua que luego se distribuye por gravedad. Foto: Gustavo Méndez.

9.3

Problemas asociados a las floraciones de fitoplancton

La Unidad de Gestión Desconcentrada de OSE Maldonado posee registros de la aparición de floraciones algales en aguas de Laguna del Sauce desde el principio de la década de 1960. Estas floraciones han provocado perjuicios físicos, económicos y de calidad en el proceso y en el producto:

- Bajos rendimientos en el proceso de floculación.
- Oclusión de los mantos filtrantes.
- Disminución en la eficiencia del proceso de desinfección.
- Variaciones organolépticas del agua producida.
- Riesgo de toxicidad.

Desde el año 2000, las floraciones de cianobacterias han aumentado en frecuencia y abundancia; los principales géneros registrados en los últimos diez años son:

Orden Chroococcales
Microcystis, Merismopedia, Aphanocapsa, Chroococcus y *Spaerocavum*

Orden Oscillatoriales
Planktolyngbya, Pseudoanabaena y *Raphidiopsis*

Orden Nostocales
Anabaenopsis, Cuspidothrix, Cylindrospermopsis, Dolichospermum y *Nodularia*

Algunas de la especies observadas, como *Microcystis aeruginosa* o *Cylindrospermopsis raciborskii,* representan un riesgo sanitario importante por su capacidad de producir toxinas. En este sentido, a partir del 2008 se ha constatado la presencia de la toxina microcystina en zonas de acumulación de cianobacterias en el cuerpo de agua; hasta el presente no ha sido detectada en la zona de toma de agua localizada a 4.5 m de profundidad.

9.4

Medidas mitigatorias, líneas de trabajo y acción futura

En función de las condiciones ambientales actuales, ha sido desarrollado un plan estratégico de medidas preventivas para asegurar la calidad del agua producida. El esquema de trabajo descripto a continuación contempla las recomendaciones más recientes en la materia (Bonilla 2009).

Mediante el monitoreo continuo de la Laguna del Sauce se logra la detección temprana de floraciones algales, y de esta manera activar y optimizar la batería mitigatoria que tiene la Unidad de Gestión Desconcentrada de OSE Maldonado para estos episodios. Este monitoreo incluye muestreos sistemáticos en todo el cuerpo de agua y el análisis diario del agua extraída en la toma. En estos análisis se identifica a nivel específico las cianobacterias presentes en el sistema. En caso de observarse la presencia de especies potencialmente tóxicas se realizan análisis de presencia y rango de concentraciones de cianotoxinas.

La Unidad de Gestión Desconcentrada de OSE Maldonado cuenta con un Laboratorio localizado en la propia Usina de Laguna del Sauce con la capacidad analítica necesaria para realizar diariamente análisis de calidad en agua bruta, en los diferentes puntos críticos del proceso de producción y distribución de forma de garantizar la calidad del producto suministrado.

Previendo en un futuro la eventual presencia de cianotoxinas en la toma de agua, se aplica carbón activado en la primeras fases del proceso de potabilización. El carbón activado y la toxinas adsorbidas son retirados en la formación del flóculo. Por otra parte se estudian, en condiciones de laboratorio, la optimización en la dosificación de los diferentes productos químicos que mejor promuevan la remoción de los elementos perjudiciales presentes en el agua bruta: carbón activado en polvo (PAC), sulfato de aluminio, poli electrolitos, oxidantes.

Durante el año 2009 se realizaron cambios en los mantos filtrantes (arena por arena + antracita) mejorando sustancialmente las carreras de filtración, eficiencia de los lavados y la calidad del agua filtrada.

Considerando la duración de los procesos de recuperación de estos sistemas eutróficos (décadas) es importante seguir mejorando las capacidades insta-

ladas para mitigar posibles escenarios de floraciones masivas de cianobacterias tóxicas. En este sentido, actualmente se investiga por parte del Departamento de Ingeniería de la Unidad de Gestión Desconcentrada de OSE Maldonado la futura construcción de filtros de carbón activado.

Si bien la mayoría de las cianotoxinas conocidas pueden ser adsorbidas por los sistemas de carbón activado, existe un porcentaje que no es posible retener. Asimismo, en un escenario de elevada carga de cianotoxinas en el agua bruta podría sobrepasarse la capacidad de retención de los sistemas instalados. En función de ello y considerando hipotéticos futuros escenarios adversos, se ha contemplado un programa de información al cliente para prevenir situaciones críticas.

Dispositivo experimental para evaluar características fundamentales de los nuevos sistemas de carbón activado a construirse. El uso de carbón activado permite adsorber cianotoxinas y otros compuestos como residuos de plaguicidas. Foto: Gustavo Méndez.

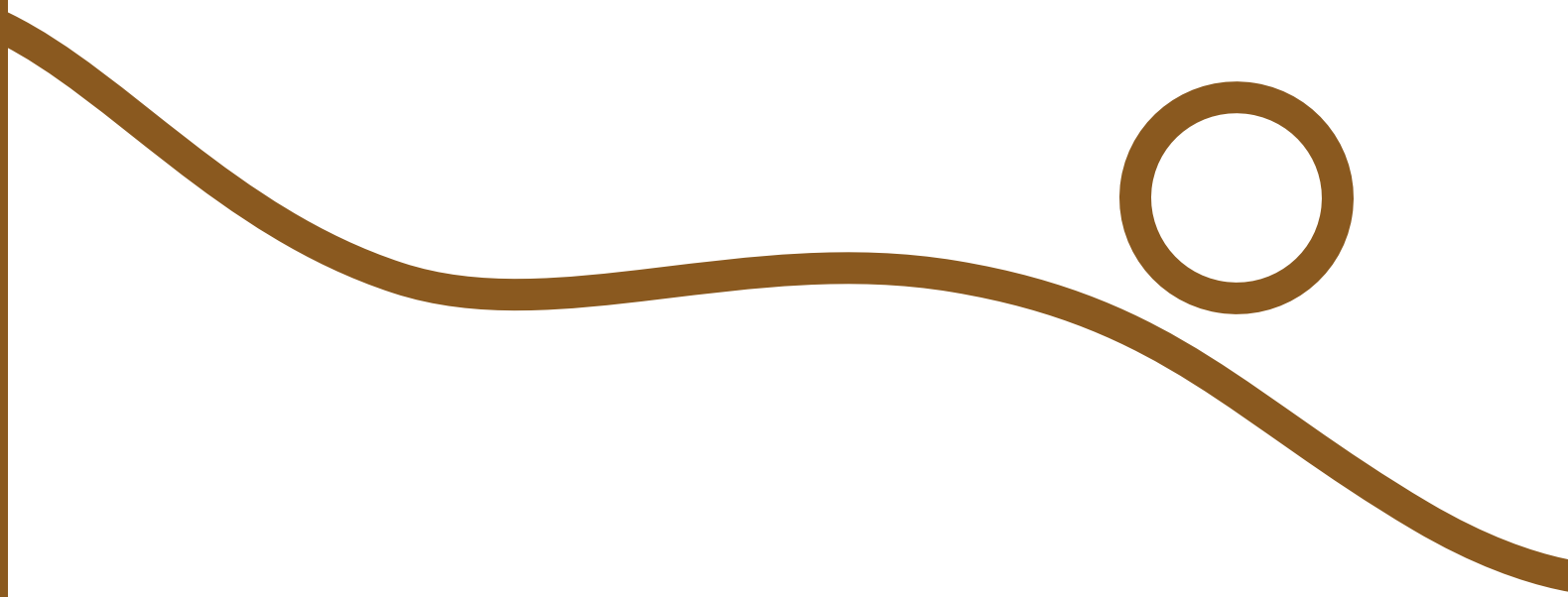
9.5 Mensaje final

La infraestructura y procedimientos actualmente disponibles permiten responder satisfactoriamente a la demanda de suministro de agua potable. La OSE-UGD trabaja en la instalación de nuevos componentes a efectos de mitigar posibles escenarios adversos de floraciones masivas de cianobacterias. Los medios y capacidades para contrarrestar los efectos adversos no son infinitos, por lo que la recuperación de la fuente de agua resulta crucial.

Referencia

Bonilla S. 2009. Cianobacterias Planctónicas del Uruguay: Manual para la identificación y medidas de gestión. Documento Técnico PHI N° 16. Unesco, Uruguay.

Nuevas líneas de trabajo



10

Estrategias para la evaluación del riesgo potencial de plaguicidas y sus efectos

Valeria Pérez Güida & Franco Teixeira de Mello.

Resumen

El uso de plaguicidas en las actividades agrícola-ganaderas presenta problemas potenciales para la salud humana, así como para la integridad de los ecosistemas y los servicios que estos brindan. El análisis de este componente es particularmente complejo debido a la diversidad y cantidad de plaguicidas utilizados, a la multiplicidad de interacciones entre estos compuestos, y a las interacciones entre los plaguicidas y los factores ambientales asociados. Por ello, la evaluación de los efectos implica, en primer lugar, la selección de aquellos compuestos que tienen afinidad por el medio acuático. En este capítulo se expone una serie de herramientas que permiten identificar los plaguicidas (o compuestos originados de su degradación) que tienen como destino final los ecosistemas acuáticos. Estas herramientas simplifican considerablemente el análisis de las muestras, permitiendo concentrar los esfuerzos de monitoreo y evaluación de los efectos potenciales a nivel de la biota en aquellos compuestos más relevantes. El capítulo expone, además, las estrategias y herramientas empleadas en la evaluación de los efectos biológicos, indicando sus fortalezas y debilidades. Finalmente, se presenta el análisis de un caso de estudio en la propia Laguna del Sauce, ilustrando la aplicación y utilidad de los estrategias propuestas.

Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada. Steffen M. & Inda H. (eds). 95-105

10.1

Introducción

La presencia de plaguicidas en los cuerpos de agua es una de las perturbaciones más importante de los ecosistemas acuáticos localizados en cuencas agrícolas (Schulz 2004). Una vez aplicados en los sistemas de producción, existe la posibilidad de que los plaguicidas sean transportados hacia aguas superficiales por procesos de escorrentía superficial o sub-superficial. La presencia de plaguicidas o sus metabolitos (resultantes de los procesos de degradación química y biológica) en los cuerpos de agua pueden desencadenar efectos a diferentes niveles de organización biológica (molecular, individual, poblacional, comunitario y ecosistémico) representando un riesgo potencial para el ecosistema acuático así como para la salud humana.

El efecto de los plaguicidas o sus metabolitos dependerá de las concentraciones de estos productos en el medio, de su persistencia, toxicidad y potencial de bioacumulación (Barra 2002). Asimismo, existen factores que modifican la toxicidad de una sustancia, incluyendo factores bióticos -características relacionadas al organismo- y abióticos -características fisicoquímicas del hábitat- (Sprague 1985). Además, se debe considerar que en condiciones naturales los organismos se encuentran expuestos a una mezcla de sustancias y no a una sustancia aislada, pudiendo haber efectos aditivos, antagónicos o sinérgicos en la toxicidad (Rand et al. 1995, Fernández-Alba et al. 2001, 2002, Downing et al. 2004). La diversidad de sistemas agrícola-ganaderos, características ambientales y plaguicidas utilizados condicionan una compleja red de problemáticas asociadas de muy difícil manejo y control.

Dada esta complejidad, para la gestión de estas sustancias en las cuencas agrícola-ganaderas, es conveniente priorizar aquellas que requerirán análisis más profundos de acuerdo a objetivos preestablecidos. La evaluación de riesgo de los plaguicidas utilizados, así como la evaluación de los posibles efectos en aquellos casos de que exista un riesgo significativo, son herramientas claves para realizar esta priorización. En este sentido, el presente capítulo se focaliza en el análisis del ingreso de plaguicidas al cuerpo de agua y sus efectos en la salud de los organismos y poblaciones humanas, así como las posibles vías de evaluación de dichos efectos.

10.2

Uso de plaguicidas en Uruguay y en la cuenca de Laguna del Sauce

Las características ambientales de la región, principalmente en lo referente a temperatura y precipitación, hacen a Uruguay un lugar propicio para el desarrollo de plagas y enfermedades. Esta realidad, junto a la importancia del sector agrícola-ganadero en la matriz productiva del país se refleja en un intenso uso de plaguicidas, en cantidad y variedad. Según datos de la Dirección General de Servicios Agrícolas (2010) en Uruguay ingresaron en el primer semestre de 2009 aproximadamente 5000 toneladas de herbicidas, 602 toneladas de funguicidas y 326 toneladas de insecticidas. El elevado uso de herbicidas ha sido asociado con la modalidad de producción de siembra directa, ampliamente extendido en Uruguay (PNUD 2008).

En el caso de la cuenca de la Laguna del Sauce la actividad agrícola-ganadera representa una pequeña proporción del área total (5%) en comparación con otros usos del suelo, como el campo natural con ganadería extensiva (61.1%) o la forestación (21.3%), entre otros (ver capítulo 6). Sin embargo, al igual que en otras regiones del país, se constata en los últimos años un pronunciado proceso de desarrollo de la agricultura en la cuenca, principalmente el cultivo de soja transgénica con resistencia al glifosato mediante siembra directa.

Agricultura en la margen Oeste de Laguna del Sauce. La probabilidad de transporte de plaguicidas desde el sistema productivo hacia el cuerpo de agua se incrementa inversamente a la distancia entre ambos y directamente en función a la pendiente del terreno. Foto: Néstor Mazzeo.

10.3

Evaluación y análisis del riesgo de plaguicidas

La evaluación de riesgo (ER) de las sustancias tóxicas en el ambiente incluye: (i) la identificación y cuantificación de los riesgos para la biota y (ii) la determinación de la aceptabilidad de los mismos de acuerdo a criterios preestablecidos (Suter 1993).

La identificación y cuantificación del riesgo se realiza a través de los análisis de peligrosidad (AP) y análisis de riesgo (AR). Los AP evalúan las propiedades físico-químicas de los compuestos que condicionan un potencial daño en el ambiente o en el hombre. Los AR estiman la probabilidad de que algún daño ocurra al considerar la concentración a la que se verá expuesto un organismo (Esther 1987). Los AP y AR son herramientas efectivas y de bajo costo en el manejo estratégico de los recursos hídricos y sus cuencas asociadas. Permiten identificar los compuestos que representan un mayor riesgo para el ecosistema de interés o los niveles tróficos más susceptibles. De esta manera se pueden identificar situaciones de conflicto potencial en el uso del recurso, guiar la definición de las principales líneas de investigación de laboratorio y campo, y definir las acciones en cuanto a selección de plaguicidas y manejo de los sistemas agrícolas.

Clasificación del riesgo de plaguicidas

Considerando la diversidad de variables que influyen en los efectos de un plaguicida o sus metabolitos en los ecosistemas acuáticos (concentraciones ambientales, persistencia, toxicidad y potencial de bioacumulación, entre otros) son de utilidad los índices de clasificación del riesgo de plaguicidas. Estos índices permiten hacer una clasificación de los plaguicidas de acuerdo al riesgo que representan para el ambiente. Los índices resumen una gran cantidad de variables en un solo valor. Esto permite establecer prioridades de gran utilidad cuando existe una situación donde varios plaguicidas son empleados en una misma área geográfica o cuenca de drenaje.

Varios índices para la clasificación del riesgo de productos químicos, y en particular de plaguicidas, han sido desarrollados (Calliera et al. 2001). Ejemplos de estos índices son el índice de riesgo ambiental (IRA) de Finizio et al. (2001) y el coeficiente de impacto ambiental para uso en campo (CIA*) de Kovach et al. (1992). Bruno (2003) propone una metodología simplificada para el cálculo de estos índices. El IRA modificado considera características de los plaguicidas en relación al medio acuático (coeficiente de partición octanol-agua, persistencia y toxicidad acuática) y aspectos de su aplicación (número de aplicaciones, superficie de aplicación y dosis media). A cada una de estas variables se le asigna un factor entre 1 y 3 correspondiente a tercios equivalentes según los valores manejados. Estas puntuaciones se promedian para obtener el IRA de cada plaguicida. El CIA* modificado utiliza el mismo criterio, sin embargo las variables que considera son número de aplicaciones, superficie de aplicación, dosis media y el valor de CIA específico del compuesto, sin ponderar ningún ambiente en particular. A partir de estos índices se puede establecer un ranking de plaguicidas de acuerdo al riesgo que representan para el ambiente. Recomendamos al lector consultar el glosario para comprender términos científicos de uso restringido como coeficiente de partición octanol-agua.

Estimación de las concentraciones ambientales de plaguicidas

Los modelos multicompartimentales basados en el concepto de fugacidad han sido una de las principales herramientas para predecir la distribución y comporta-

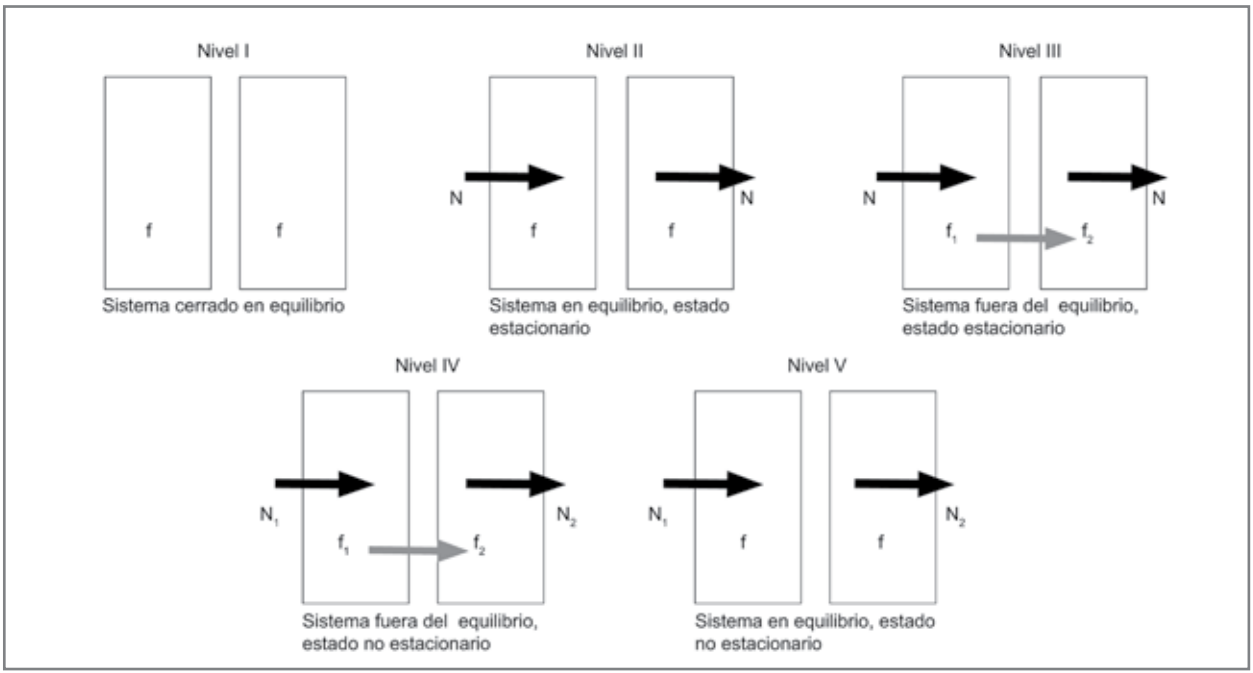


Fig. 10.1. Niveles de complejidad de los modelos de fugacidad (siendo N la tasa de advección y f la constante de fugacidad). Fuente: Wania 2001.

miento de plaguicidas una vez que ingresan al ambiente y estimar las concentraciones ambientales esperadas (PEC por su sigla en inglés). La fugacidad se refiere a la tendencia al escape que presenta una sustancia desde una fase dada, por ejemplo la tendencia a acumularse en el agua, sedimento o biota.

Se pueden distinguir varios niveles del modelo de fugacidad, de acuerdo a cuales sean las condiciones del sistema, si es un sistema cerrado o presenta intercambios con el ambiente, si existen o no condiciones de equilibrio y si se encuentra o no en estado estacionario (Fig. 10.1) (Mackay 1991, Di Guardo et al. 1994). A continuación se detallan las principales características de estos modelos:

• Nivel I (sistema cerrado y en equilibrio): predice las concentraciones relativas en los distintos compartimientos. No considera procesos de degradación, transporte advectivo (por ejemplo, transporte de sustancias químicas asociadas a sedimentos o partículas) y reacciones de transformación del químico.

• Nivel II (sistema en equilibrio y estado estacionario): incluye procesos de degradación y transporte advectivo, pero no considera procesos de transformación. Permite estimar el tiempo de residencia, los mecanismos dominantes de pérdida por advección o reacción y transporte hacia fuera por agua y aire.

• Nivel III (no equilibrio y estado estacionario): contempla procesos de degradación, transporte advectivo y transformación. Permite obtener información sobre cómo el destino del contaminante es afectado por las descargas, cuáles son los procesos de transformación más importantes, qué procesos son responsables de la contaminación en medios distintos a los que

reciben las descargas y finalmente la persistencia del contaminante.

- Nivel IV (no equilibrio y estado no estacionario): se obtiene información sobre el tiempo necesario para alcanzar una determinada concentración.
- Nivel V (equilibrio y estado no estacionario): para este modelos se considera un sistema abierto donde es en los eventos de lluvia cuando el químico es potencialmente movilizado y redistribuido a las distintas fases del ambiente.

Análisis de riesgo de plaguicidas

El análisis de riesgo se genera a partir de la comparación de los datos disponibles sobre efectos ecotoxicológicos y las concentraciones ambientales esperadas (PEC). El objetivo es acercarse al concepto de razón de exposición toxicológica (TER por su sigla en inglés), el cociente entre los efectos ecotoxicológicos (toxicidad crónica o aguda sobre organismos representativos) y la concentración ambiental prevista (PEC), estimada a partir de modelos predictivos (Calliera et al. 2001). La TER indica en que situaciones existe un riesgo potencial (TER<1) al ser el valor de PEC mayor a los valores de toxicidad conocidos para los organismos considerados. Criterios más severos se pueden utilizar para identificar estos riesgos, por ejemplo empleando un factor de diez respecto al nivel de toxicidad aguda (Calamari & Zhang 2002). La determinación de estos criterios forma parte de la evaluación del riesgo.

10.4

Evaluación de efectos de plaguicidas en ecosistemas

Un correcto plan de manejo debería contemplar métodos adecuados de evaluación de posibles efectos. A grandes rasgos existen dos formas de evaluar la contaminación en la biota:

Análisis directo de contaminantes en la biota

Este método mide las concentraciones de contaminantes o sus metabolitos directamente en los organismos, por ejemplo en músculo o hígado de peces. Esta estrategia será efectiva para evaluar aquellas sustancias que tengan afinidad por dichos tejidos. Las concentraciones encontradas en los tejidos analizados son el resultado de procesos como la bioacumulación, bioconcentración y biomagnificación. El aumento progresivo de una sustancia en un organismo, cuando el ritmo de ingreso supera la capacidad de eliminación, se denomina bioacumulación. Cuando esa concentración es mayor en el organismo que en el ambiente al que está expuesto se designa como bioconcentración (la relación entre la concentración de un contaminante en un organismo y la concentración en el medio que lo rodea, se titula factor de bioconcentración). Por otra parte, la tendencia de los contaminantes a concentrarse en los niveles tróficos sucesivos a lo largo de las cadenas tróficas, incluyendo el hombre, se denomina biomagnificación. Sin embargo, la determinación de concentraciones de contaminantes que existen en los organismos no indica que exista un daño pero si un riesgo.

Evaluación de indicadores de efecto

Debido a que la cuantificación directa de los contaminantes en los organismos no indica la existencia de un daño, desde la década de 1960 se trabaja sobre el efecto que ejercen los contaminantes sobre las comunidades acuáticas y se inicia el desarrollo e implementación de estrategias basadas en atributos biológicos (Livingstone 1993). Los organismos pueden estar

expuestos de manera continua o periódica a dosis no letales provocando efectos crónicos, o a eventos puntuales de elevadas concentraciones (ejemplo lavado de maquinaria en sistemas acuáticos naturales) denominada exposición aguda la cual puede provocar efectos letales. Estas exposiciones diferenciales (crónicas o agudas) desencadenan en los organismos respuestas que se manifiestan en diferentes niveles de organización biológica: molecular, individual, poblacional, comunitario y ecosistémico. Por otra parte, dependiendo del nivel de organización jerárquico afectado dependerá la relevancia ecológica del efecto a nivel ecosistémico (Fig. 10.2). Cabe resaltar que la exposición prolongada y en bajas dosis del ser humano a plaguicidas en aguas de uso recreativo o en fuentes de agua para consumo humano puede generar a largo plazo efectos crónicos negativos (Burger et al. 1989). Los efectos crónicos sobre la salud humana se pueden manifestar como cáncer, leucemia, necrosis de hígado, malformaciones congénitas, cefaleas persistentes, debilitamiento de la memoria, reacciones depresivas, esquizofrenia, malformaciones del sistema nervioso, entre otros. Por otra parte, la exposición a elevadas dosis, por ejemplo en accidentes laborales, provoca efectos agudos sobre la salud humana los que se pueden manifestar como vómitos, diarrea, abortos, cefaleas, somnolencia, alteraciones del comportamiento, convulsiones, coma y hasta la muerte (Salterain 1992).

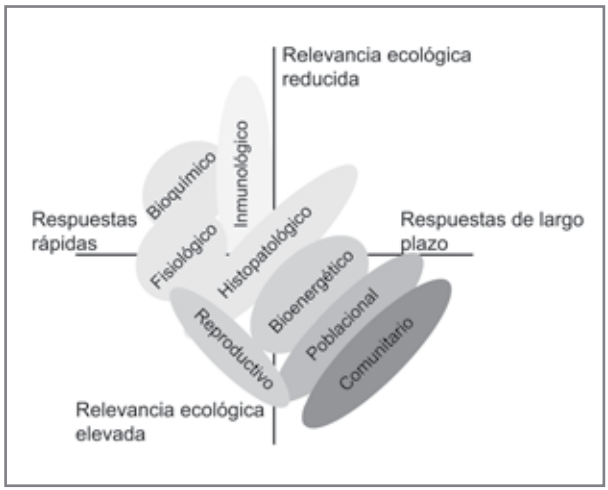


Fig. 10.2. Niveles jerárquicos de respuestas biológicas y su relación con la relevancia ecológica y el tiempo de generación de la respuesta. Fuente: Barra 2002.

Bioensayos

Todos los compuestos químicos pueden alterar alguna función o producir la muerte en algún organismo dependiendo de la dosis aplicada. El término dosis se emplea cuando se desea determinar el potencial de un químico de causar efectos adversos sobre el organismo receptor. La dosis se determina como la cantidad de sustancia administrada a un organismo, por unidad de peso corporal, en un tiempo determinado y bajo condiciones controladas. La relación dosis-respuesta es el objeto central de los bioensayos, los cuales constituyen experimentos que tienen como objetivo determinar el efecto de un compuesto o sustancia a partir de respuestas producidas en organismos biológicos. Hay que tener en cuenta que la dosis administrada generalmente no es la dosis absorbida por el organismo y que a su vez todo lo absorbido no llega al órgano blanco. En términos generales, a medida que se incrementa la dosis también lo hace la respuesta, aunque generalmente no existe una relación lineal.

Los bioensayos se pueden clasificar en dos tipos: exposición aguda y crónica. Los de exposición aguda son aquellos ensayos donde se exponen los organismos durante un corto periodo de tiempo (hasta 96 hs) a concentraciones elevadas del tóxico, evaluando efectos letales o subletales. En cambio en los ensayos crónicos se expone a los organismos por períodos más largos a bajas concentraciones del tóxico y se evalúa el potencial del mismo para provocar efectos a largo plazo. La evaluación final de un bioensayo se realiza a través de la medición de respuestas enmar-

cadas dentro de parámetros toxicológicos. Los principales parámetros toxicológicos que se evalúan en los bioensayos se pueden dividir en tres tipos: (i) Dosis o concentración letal 50 (LD_{50}, LC_{50}): dosis o concentración de un agente en la que se produce la muerte del 50% de los organismos, luego de un determinado período de exposición; (ii) Concentración efectiva 50 (EC_{50}): dosis o concentración de un agente tóxico que causa un efecto agudo (distinto de la mortalidad) al 50% de los organismos, durante un determinado periodo de tiempo; (iii) NOEL: dosis o concentración máxima de un agente químico que no provoca efectos tóxicos observables. Por otra parte y de manera general las respuestas también pueden clasificarse, según el método de medición, en cuantitativas y de porcentajes. En las cuantitativas se evalúa en cada individuo una variable discreta o continua, en las de porcentajes se mide para cada nivel de dosis la proporción de individuos que presentan una respuesta determinada.

Utilización de señales de alarma temprana: biomarcadores

Según Benson et al. (1990), los biomarcadores son mediciones a nivel molecular, bioquímico o celular, que indican que el organismo ha estado expuesto a sustancias tóxicas y la magnitud de la respuesta del organismo al contaminante. Es así que solo se consideran biomarcadores a las respuestas analizadas a nivel molecular y celular. Es en estos niveles donde ocurre la primera interacción entre los contaminantes y los organismos. De acuerdo a ello los biomarcadores se pueden utilizar como medidas sensibles que sirvan como señales de alarma temprana de posibles efectos a niveles superiores de organización biológica (individuo, población, comunidad o ecosistema). Cabe resaltar que no proporcionan información acerca de la magnitud que ese efecto tendrá a niveles de organización superiores. Los biomarcadores se pueden clasificar en dos tipos: los biomarcadores que indican exposición y aquellos que indican el daño producido por la exposición.

La lista de biomarcadores utilizados en estudios ecotoxicológicos puede ser muy extensa. Ejemplos de biomarcadores ampliamente utilizados son: actividad de las enzimas colinesterásicas, ATPasa Na^+-K^+ y Mg dependientes y detoxificadoras, respuestas genotóxicas, parámetros hematológicos, proteínas de estrés, estudios histopatológicos, respuestas fisiológicas y morfológicas, parámetros endocrinos y expresión de genes relacionados con la detoxificación, entre otros. Muchos de estos biomarcadores se han utilizado con éxito en peces: concentración de colinesterasas cerebrales (AChe, BChe) (Abdel-Halim et al. 2006), niveles de hormonas en sangre (Kukkonen et al. 1999), inducción de enzimas de detoxificación (EROD, BPMO) (Jiménez et al. 1999), metabolitos biliares (Pikkarainen 2006) y porfirinas (De Matteis & Lim 1994, Leonzio et al. 1995, Casini et al. 2001, Carrasco-Letelier et al. 2006).

Utilización de señales de alarma tardía: bioindicadores

A diferencia de los biomarcadores, que solamente consideran los niveles inferiores de organización biológica, los bioindicadores de calidad de agua son definidos como una especie o ensamble de especies que poseen requerimientos particulares de calidad de agua. Los cambios a nivel de las poblaciones o de la comunidad reflejan cambios en las condiciones naturales del sistema (Rosenberg & Resh 1993). Evaluaciones a nivel poblacional incluyen el estudio de variaciones en el crecimiento y reproducción, a nivel comunitario cambios en estructura y composición. Estas aproximaciones presentan una dificultad crucial, se deben discriminar cuales de los cambios observados obedecen a variaciones naturales debido a la biología de las especies y cuales a cambios inducidos por contaminantes.

10.5

Evaluación de riesgo de plaguicidas: un caso práctico

Pérez Güida (2005) evaluó el riesgo de plaguicidas asociados al cultivo de papas en Laguna del Sauce. Se caracterizó el sistema de producción de papa en esta cuenca durante el período noviembre 2002 a abril 2003. Durante este período se registraron diecinueve principios activos.

Utilizando un modelo de fugacidad Nivel I (Modelo Mackay) y los índices IRA e CIA* modificados, se identificaron siete plaguicidas con mayor peligro potencial para el ambiente acuático: Metamidofos, Clorpirifos, Cipermetrina, Carbofuran, Propamocarb, Trifenil hidróxido de estaño y Metribuzin. Con estos plaguicidas se realizó un AR. Para ello se compararon valores de las concentraciones predichas (PEC) en el agua, estimados a partir de un modelo de fugacidad nivel V (Modelo Soilfug) con parámetros toxicológicos (EC_{50}, LC_{50}) para tres niveles tróficos (fitoplancton, zooplancton, peces).

El AR permitió identificar tres plaguicidas (Cipermetrina, Trifenil hidróxido de estaño y Metribuzin) que podrían representar un riesgo potencial para la biota, por encontrarse sus PEC por encima o en el mismo rango de toxicidad para algunos de los niveles tróficos estudiados. La Fig. 10.3 indica el AR para el Trifenil hidróxido de estaño.

Este trabajo representa un caso real del análisis de riesgo y estimación de concentraciones ambientales de un plaguicida mediante un modelo. En este caso fue posible utilizar modelos complejos debido a la contribución de los productores en el registro de las dosis aplicadas, régimen de precipitaciones y riego durante el cultivo. La validación de la capacidad predictiva del modelo Soilfug puede realizarse analizando la concentración de los plaguicidas seleccionados en el agua, y comparando estas concentraciones con las PEC estimadas para el mismo período de estudio con el modelo Soilfug (Di Guardo 1994). La utilización de este modelo predictivo sería de gran utilidad para la Laguna del Sauce y para Uruguay donde las principales actividades productivas utilizan diversos plaguicidas y los recursos disponibles para evaluar la exposición a los mismos son escasos.

La estimación de las concentraciones ambientales puede ser complementada con un análisis de la variación temporal de biomarcadores de exposición en diferentes especies de peces. Entre los biomarcadores de exposición más utilizados se encuentran las por-

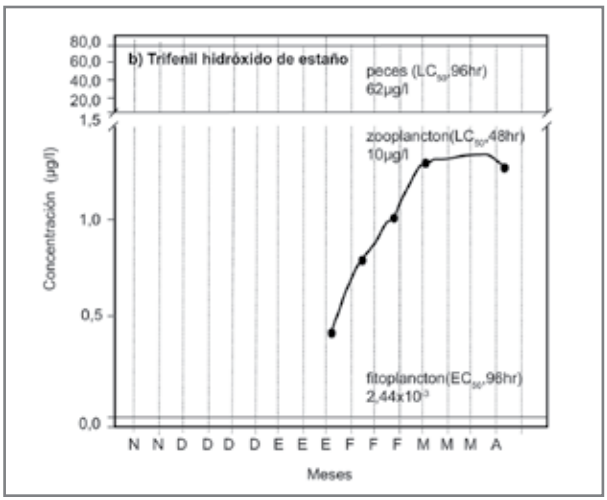


Fig. 10.3. Análisis de riesgo para el Trifenil hidroxido de estaño. Se muestran los valores de PEC durante el período de estudio y la toxicidad para distintos niveles tróficos (LC_{50} y EC_{50}). Fuente: Pérez Güida 2005.

firinas. Las porfirinas son metabolitos intermediarios de la biosíntesis del grupo hemo (protoporfirinas) o co-productos oxidativos de sus metabolitos (coproporfirinas y uroporfirinas). La exposición a determinados compuestos químicos provoca la acumulación de porfirinas específicas, por lo que han sido utilizadas como biomarcadores de exposición a grupos de compuestos químicos específicos. Por ejemplo, se ha observado que la uroporfirina se acumula frente a la presencia de compuestos aromáticos polihalogenados como dioxinas y bifenilos policlorados (ej. Van Birgelen et al. 1996, Gorman et al. 1998), la acumulación de coproporfirina se asocia a la presencia de metales pesados (ej. Heyer et al. 2006, Mateo et al. 2006) y la exposición a herbicidas en general incrementa los niveles de protoporfirina (Altomare & Capella 1995, Leonzio et al. 1995, Krijt et al. 1997). En una evaluación del ingreso de plaguicidas a lo largo del tiempo se pueden utilizar diferentes especies de peces y el análisis de la variación temporal de los perfiles de porfirinas. También sería posible evaluar cuáles son las matrices ambientales que provocan mayores valores de un biomarcador exponiendo los peces a sedimento, agua y a una combinación de ambos y cotejar los datos obtenidos. Nuevamente, una ventaja de utilizar este tipo de herramientas es el bajo costo en comparación con en el análisis directo de los plaguicidas en diferentes matrices, agua, sedimento y biota.

Es importante resaltar que en la implementación de un plan de manejo para la Laguna del Sauce sería necesario validar el uso de biomarcadores. Una manera es mediante bioensayos, donde peces de las especies que resultaron sensibles (buenas indicadoras) son expuestos a concentraciones conocidas de plaguicidas y se mide el biomarcador a utilizar, de manera de verificar la congruencia de estos resultados con los obtenidos en campo.

Las aproximaciones ilustradas en este capítulo pueden ser empleadas para evaluar el riesgo potencial que representa el glifosato, particularmente considerando el incremento de su uso en la cuenca, así como la falta de estudios a nivel del Uruguay relacionados al riesgo de este plaguicida para la salud humana y sus efectos a nivel de ecosistema.

Referencias

Abdel-Halim K.Y., Salama A.K., El-khateeb E.N. & Bakry N.M. 2006. Organophosphorus pollutants (OPP) in aquatic environment at Damietta Governorate, Egypt: Implications for monitoring and biomarker responses. Chemosphere 63 (9): 1491-1498.

Altomare G. & Capella G. L. 1995. Occupational porphyria cutanea tarda due to exposure to symmetrical triazine herbicides. European Journal of Dermatology 5(1):66-68.

Barra R. 2002. La evaluación de la exposición a contaminantes ambientales. En "Curso de Ecotoxicología: exposición y efectos de contaminantes ambientales". Julio 2002, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay.

Benson W.H., Baer K.N. & Watson C.F. 1990. Metallothionein as a biomarker of environmental metal contamination. En: McCarthy J.F., Shugart L.R. (eds). Biomarkers of environmental Contamination. Lewis Publisher, Boca Ratón, pp. 255-266.

Bruno A. (2003). Estimación de los efectos ambientales y socioeconómicos del uso de agroquímicos en sistemas de producción frutivitícola del departamento de Canelones. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Montevideo: Facultad de Ciencias, Universidad de la República.

Burger M., Alonso C., Heuhs L.C., Laborde A. & Scaiola G. 1989. Plaguicidas en medio ambiente. Criterios de riesgo. Montevideo: Universidad de la República- Ministerio de Transporte y Obras Públicas.

Calamari D. & Zhang L. 2002. Environmental risk assessment of pesticides on aquatic life in Xiamen, China. Toxicology Letters 128: 45-53.

Calliera M., Maffioli G., Verro R., Vighi M. & Auteri D. 2001. GIS based approach to predict agricultural No-Point Source pollution (NPS): the pesticide case. Pesticide Safety 5(3):4.

Carrasco L., Eguren G., Teixeira de Mello F. & Groves A. 2006. Preliminary field study of hepatic porphyrins profiles of Astyanax fasciatus (Teleostei, Characiformes) to define anthropogenic pollution. Chemosphere 62:1245-1252.

Casini S., Fossi M.C., Gavilan J.F., Barra R., Parra O., Leonzio C. & Focardi S. 2001. Porphyrin levels in excreta of sea birds of Chilean coast as nondestructive biomarkers of exposure tom environmental pollutants. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 41 65–72.

De Matteis F. & Lim C.K. 1994. Porphyrins as "nondestructive" indicators of exposure to environmental pollutants. En: Fossi, M.C., Leonzio, C. (Eds.), Nondestructive Biomarkers in Vertebrates. Lewis Press, Boca Raton, pp. 28–93.

Dirección General de Servicios Agrícolas. 2010. Importación de Productos Fitosanitarios 2009. MGAP-DGSA, División de Análisis y Diagnóstico/ Área Tecnologías de Aplicación. Disponible en http://www.mgap.gub.uy.dgssaa/DivAnalisisDiagnostico/documentos/documentosDAYD/estadisticas/resumen%20a%20junio%202009_corregido.pdf Accedido el 22 de julio de 2010

Di Guardo A., Calamari D., Zanin G., Consalter A. & Mackay D. 1994. A fugacity model of pesticide runoff to surface water: development and validation. Chemosphere 28: 511 – 531

Downing H., De Lorenzo M., Fulton M., Scott G., Madden C. & Kucklick J. 2004. Effects of the agricultural pesticides atrazine, chlorotalonil and endosulfan on South Florida microbial assemblages. Ecotoxicology 13:245-300.

ESTHER 1987. Systems for testing and hazard evaluation of chemicals in the aquatic environment. The National Environmental Protection Board, Sweden.

Fernandez-Alba A., Guil H., Díaz G. & Chisti Y. 2001.Toxicity of pesticides in wastewater: a comparative assessment of rapid bioassays. Analytica Chemica Acta 426:289-301.

Fernandez-Alba A., Guil H., Piedra L. & Chisti Y. 2002. Toxicity evaluation of single and mixed antifouling biocides measured with acute toxicity bioassays. Analytica Chemica Acta 56:303-312

Finizio A., Calliera M. & Vighi M. 2001. Rating systems for pesticides risk classification on different ecosystems. Ecotoxicology and Environmental Safety 49:262-274.

Gorman N., Walton H.S., Sinclair J.F. & Sinclair P.R. 1998. CYP1A-catalyzed uroporphyrinogen oxidation in hepatic microsomes from non-mammalian vertebrates (chick and duck embryos, scup and alligator). Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology 121 (1-3): 405-412.

Heyer N.J, Bittner A.C. Jr., Echeverria D. & Woods J.S. 2006. A cascade analysis of the interaction of mercury and coproporphyrinogen oxidase (CPOX) polymorphism on the heme biosynthetic pathway and porphyrin production. Toxicology Letters 161(2):159-166.

Jiménez B., Fossi M. C., Nigro M. & Focardi S. 1999. Biomarker approach to evaluating the impact of scientific stations on the antarctic environment using Trematomus bernacchii as a bioindicator organism. Chemosphere 39 (12): 2073-2078.

Kovach J., Petzold C., Degni J. & Tette J.1992. A method to measure the environmental impact of pesticides. New York's Food and Life Science Bulletin 139:1-8

Kukkonen J.V.K., Punta E., Koponen P., Paranko J., Leppänen H., Holopainen I.J. & Hyvärinen H. 1999. Biomarker responses by crucian carp (Carassius carassius) living in a pond of secondary treated pulp mill effluent. Water Science and Technology 40 (11-12): 123-130.

Krijt J., Stranska P., Maruna P., Vokurka M. & Sanitrak J. 1997. Herbicide-induced experimental variegate porphyria in mice: tissue porphyrinogen accumulation and response to porphyrogenic drugs. Canadian Journal of Physiology and Pharmacology 75 (10-11):1181-1187.

Leonzio C., Fossi M.C. & Casini S., 1995. Porphyrins as biomarkers of methylmercury and PCBs exposure in experimental quail. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 56 244–250.

Livingstone D.R. 1993. Biotechnology and pollution monitoring: use of molecular biomarkers in aquatic environment. Journal of Chemical Technology and Biotechnology 57 : 195-211.

Mackay D. 1991. Multimedia Environmental Models. The Fugacity Approach. Lewis Publications, Boca Raton.

Pérez Güida V. 2005. Evaluación del riesgo de plaguicidas asociados al cultivo de papas en Laguna del Sauce (Departamento de Maldonado, Uruguay). Tesis de grado Licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad de la República, Montevideo.

Pikkarainen A.L. 2006. Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) activity and bile metabolites as contamination indicators in Baltic Sea Perch: Determination by HPLC. Chemosphere 65 (10): 1888-1897.

PNUD. 2008. Geo Uruguay. Informe del Estado del Ambiente. Montevideo: PNUMA-CLAES-DINAMA.

Rand G.M., Wells P.G. & McCarty L.S. 1995. Introduction to Aquatic Toxicology. In G.M. Rand (ed.), Fundamentals of Aquatic Toxicology. Effects, Environmental Fate and Risk Assessment. Florida: Ecological Services Inc.

Rosenberg D.M. & Resh V.H. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York.

Salterain P. 1992. Agricultura, Plaguicidas y Contaminación Ambiental. NORDAN Comunidad, IteM. Montevideo, Uruguay.

Schulz R. 2004. Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution: a review. Journal of Environmental Quality 33:419-448.

Sprague J.B. 1995. Factors that modify toxicity. In G.M. Rand (Ed.), Fundamentals of Aquatic Toxicology. Effects, Environmental Fate and Risk Assessment. Florida: Ecological Services Inc.

Suter G.W. 1995. Introduction to ecological risk assessment for aquatic toxic effects. In G.M. Rand (Ed.), Fundamentals of Aquatic Toxicology. Effects, Environmental Fate and Risk Assessment. Florida: Ecological Services Inc.

Van Birgelen A.P.J.M., Fase K.M., van der Kolk J., Poiger H., Brouwer A., Seinen W., van den Berg M. 1996. Synergistic effect of 2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin on hepatic porphyrin levels in the rat. Environmental Health Perspectives 104(5):550-557.

Wania F. 2001. Multi-compartmental models of contaminant fate in the environment. Tromso: NILU Norwegian Institute for Air Research.

11

Señales de alerta temprana de cambios catastróficos

Hugo Fort, Néstor Mazzeo, & Marten Scheffer.

Resumen

Las transiciones bruscas o repentinas de los ecosistemas (denominadas catastróficas en el campo de las matemáticas y la física) frente a presiones o perturbaciones externas generan importantes desafíos en la gestión de los recursos hídricos. La mala noticia anunciada en los capítulos anteriores establece que deshacer estos cambios bruscos puede implicar mucho tiempo (décadas) y altos costos económicos. La buena noticia del presente capítulo es que, si se observa con cuidado, hay señales detectables que advierten la aproximación a estos cambios catastróficos. Estas alertas tempranas requieren de programas de monitoreo robustos, donde la frecuencia temporal y la cantidad de puntos relevados en el espacio son claves. Otra buena noticia es que se dispone de modelos matemáticos para analizar la capacidad de detectar señales tempranas en los sistemas de monitoreo empleados, independientemente del ecosistema considerado.

Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada. Steffen M. & Inda H. (eds). 107-119

11.1

Transiciones catastróficas entre estados estables alternativos

Los ecosistemas son sistemas complejos que a menudo responden a variaciones suaves y graduales de sus condiciones con cambios bruscos y repentinos a otro estado estable alternativo (EEA) muy diferente. La predicción de estas transiciones, denominadas en el campo de las matemáticas y la física como **catastróficas**, es en general un problema muy difícil. Disponer de **señales de alerta temprana** (SAT) es fundamental para diseñar protocolos de manejo para los ecosistemas que permitan evitar o retrasar esos cambios catastróficos. En este capítulo se presentan diferentes SAT, construidas en base a modelos matemáticos espaciales de ecosistemas, que pueden indicar la proximidad en el tiempo de un cambio que se avecina.

Se conocen varios ecosistemas que exhiben cambios de régimen catastróficos cuando se exponen a cambios graduales en las condiciones externas como el clima, los aportes de nutrientes, sustancias químicas tóxicas, etc. Ejemplos recientes que ilustran tales cambios son:

- Los arrecifes de coral del Caribe (McCook 1999, Nystrom 2000)
- Lagos someros invadidos por plantas flotantes (Scheffer 2000)
- Sabanas invadidas repentinamente por arbustos (Ludwig 1997)
- La desertificación de tierras áridas en el Mediterráneo (Kéfi 2007)
- Eutrofización de lagos (Scheffer 1998, Carpenter 1999, discutido en el capítulo 4)

Para que ocurran estos cambios drásticos es necesario que el ecosistema presente EEA (Scheffer 2001, Carpenter 2001). En otras palabras, para unas mismas condiciones externas, el ecosistema puede estar en al menos dos estados estables diferentes. En cuál de esos estados se encuentra depende de la historia del ecosistema, esto es de su punto de partida.

El siguiente ejemplo ilustra un caso cuya dinámica es ampliamente comprendida. Algunas regiones áridas sometidas a baja presión de pastoreo presentan un estado estable con una abundancia de vegetación relativamente alta. Con el aumento del stock ganadero, esta presión se incrementa paulatinamente, en determinado momento se llega a una situación en la cual el ecosistema adquiere repentinamente un nuevo estado alternativo con baja densidad de vegetación (denominado estado de desertificación). Sin embargo esto ocurre sin que haya mayores síntomas visibles, expresado de forma simple, existe un amplio rango de incremento en el número de cabezas de ganado donde el sistema no cambia y no se percibe la "competencia silenciosa" del estado alternativo de desertificación. Obviamente esto tiene un límite y si la presión de pastoreo sigue aumentando se alcanza un punto de inflexión (umbral) en el cual desaparece el estado estable de alta abundancia de vegetación y el ecosistema cae bruscamente al estado de desierto.

La moraleja de este caso es que cuando se somete a un ecosistema a un factor externo que va cambiando lentamente, o a una variación del **parámetro de control** (la tasa de pastoreo en este caso) pueden aparecer o desaparecer algunos de sus estados estables **potenciales**. La aparición de un nuevo EEA potencial ocurre repentinamente y sin mayores cambios aparentes. Cuando se llega a un punto crítico en que el estado estable original desaparece, ocurre una transi-

ción brusca al otro estado estable, el cual había aparecido solo como posibilidad y ahora se transforma en la única alternativa posible.

Estas transiciones desde un EEA que pierde su estabilidad implican a su vez la existencia de **histéresis** o **irreversibilidad histórica**. Es decir, una vez que el sistema ha sufrido un cambio de estado, tiende a permanecer en el nuevo estado aún cuando se revierta la variación del parámetro de control y se lo lleve a su valor previo a la transición. Es claro que esto es otra vez la dependencia de la historia a la que se refiere el capítulo 4, una vez que se está en el estado desierto, la disminución de la presión de pastoreo a niveles predesertificación no genera el restablecimiento del estado con abundante vegetación. El estado de desierto continuará hasta que se retorne a un nivel mucho más bajo de presión de pastoreo que el que produjo la transición (ver Fig. 4.1 y 4.2 del capítulo 4).

La mala noticia es entonces que deshacer estos cambios catastróficos, aparentemente espontáneos, es algo que insume mucho tiempo y altos costos. La buena noticia es que, si se observa con cuidado, hay señales detectables que advierten la proximidad temporal de estos cambios catastróficos.

11.2

La búsqueda de alertas tempranas y el diseño de protocolos de manejo

Modelos de campo medio y señales temporales

Los modelos matemáticos más simples para describir los estados de los ecosistemas son los llamados modelos de campo medio (MCM). Despreciando todas las heterogeneidades espaciales, estos modelos describen como varía con el tiempo la abundancia promedio de alguna población que caracteriza el estado global del ecosistema. En el caso de la desertificación por pastoreo, la variable clave es la abundancia de vegetación.

Estos modelos son fáciles de analizar y en los casos sin heterogeneidad significativa sus predicciones no son muy diferentes a las de modelos espaciales. Sin embargo, en otros casos la dependencia espacial altera profundamente la dinámica del ecosistema (Steinberg 1997). De hecho, la simplificación de los MCM a menudo arroja dudas sobre si la aparición de un EEA es artificial.

Es fácil comprender que el promedio de cualquier propiedad o magnitud de los "individuos" de una "población" brindará una descripción significativa si esta propiedad no exhibe una variabilidad importante entre los diferentes individuos. A modo de ejemplo se analiza el tamaño de los individuos de una población. Cuanto más amplio sea el rango de tamaños posibles menos valiosa será la información que nos brinda el tamaño promedio, ya que un individuo particular podría ser mucho más pequeño o mucho más grande. Es interesante, independientemente de la acotación, explorar la posibilidad de identificar SAT en un enfoque de tipo minimal como el de los MCM. Por otra parte, las verificaciones y el poder predictivo con respecto a las respuestas a un cambio catastrófico de condiciones ambientales siguen siendo escasos para tratamientos espaciales de los ecosistemas.

Modelos de campo medio y señales temporales

El análisis de modelos espacialmente explícitos es relevante, por ejemplo, para entender fenómenos como el agrupamiento y la segregación espacial en

las comunidades vegetales (Levin 1997). Un fenómeno llamativo que se ha observado en las últimas décadas, es que los dominios o parches de vegetación en tierras áridas se distribuyen formando patrones característicos (Aguiar 1999, Klausmeier 1999, von Hardenberg 2001). Se ha propuesto la hipótesis de que tales patrones espaciales de distribución de la vegetación podrían utilizarse como una señal de cambios catastróficos, fundamentalmente el pasaje al estado alternativo desértico (Rietkerk 2004). Es más, se han encontrado evidencias en ecosistemas áridos del Mediterráneo, en los que posteriormente se produjo desertificación, indicando que las áreas de los parches de vegetación siguen una distribución conocida como ley de potencias (Kéfi 2007). Esto implica que los parches de vegetación aparecían en un amplio rango de escalas de tamaño, mostrando así una invariancia de escala. En términos simples, una vista aérea del terreno muestra la misma estructura a diferentes escalas y una foto no varía mayormente si la resolvemos con diferentes números de pixeles. Los datos de campo también revelan que al aumentar aún más la presión de pastoreo, se observaron desviaciones de la ley de ponencias. Por lo tanto, los autores propusieron que este comportamiento de ley de potencias puede ser una señal de alerta para el inicio de la desertificación. Estas alertas tempranas espaciales complementan a las temporales como la varianza de series de tiempo que introdujo Carpenter (2006) para detectar la eutrofización de lagos.

Acciones preventivas

Una vez que se tiene una SAT de cambios no deseados catastróficos, el siguiente paso es implementar acciones preventivas para evitar tales transiciones. Por ejemplo, en el caso de la desertificación de las tierras áridas producida por el exceso de pastoreo, la gestión de esta presión es fundamental para impedir la degradación del medio ambiente y combatir la desertificación. Sin embargo, esto no es tan sencillo ya que a menudo los intereses de los diferentes usuarios de los ecosistemas se encuentran en conflicto. Esto se puede ilustrar con otro ejemplo que involucra ecosistemas lacustres y el manejo de la vegetación acuática. Los conservacionistas de la naturaleza prefieren una vegetación densa, ya que esta promueve la biodiversidad y evita agentes potencialmente tóxicos como las cianobacterias. Por otra parte, a los usuarios recreativos (navegantes, surfistas, nadadores) las plantas acuáticas les suponen una considerable molestia. Para considerar los intereses de todos los usuarios, hay que diseñar estrategias de cosecha de esta vegetación acuática que la mantengan en un nivel intermedio de biomasa. Este problema de los lagos que oscilan entre dominancia de diferentes productores primarios (fitoplancton, plantas sumergidas o flotantes) se puede abordar a través de una ligera modificación al modelo matemático para desertificación, que lo transforma en un modelo de extracción de plantas sumergidas (Fort et al. 2010).

11.3

Modelos Ecológicos Espaciales

Puntos de equilibrio

Previamente a abordar la formulación espacial conviene repasar muy brevemente los MCM ecológicos que se consideran como punto de partida para construir los modelos espaciales. En particular, los MCM de saturación de Holling tipo II o III (Holling 1959). Ambos procesos son ilustrados en las Figs.11.1 y 11.2, los círculos negros corresponden a los equilibrios en los que el consumo iguala a la producción.

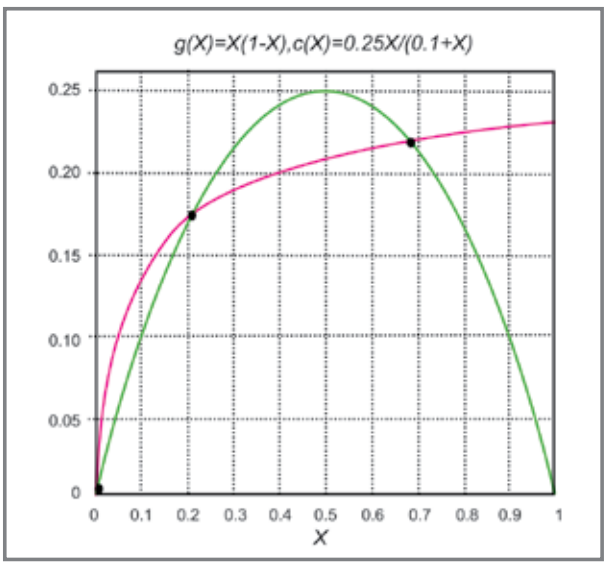


Fig. 11.1. Término de crecimiento logístico (verde) y consumo de Holling tipo II o hiperbólico (curva roja).

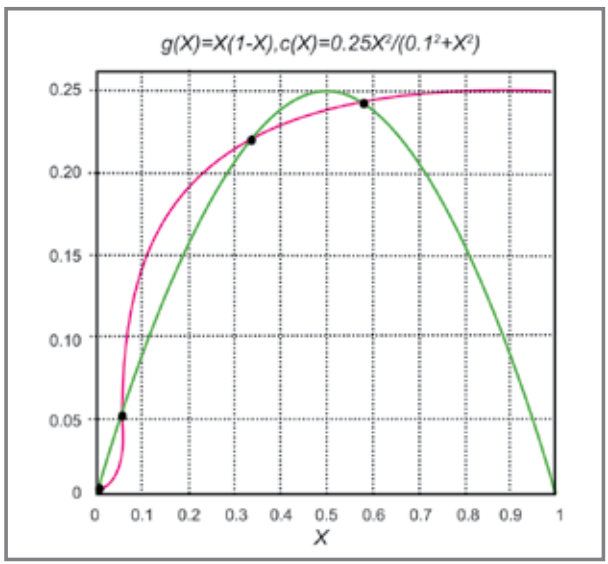


Fig. 11.2. Término de crecimiento logístico (verde) y consumo de Holling tipo III o sigmoidal (curva roja).

Estos dos modelos, en función de dos parámetros que son la capacidad de carga *K* (que mide la abundancia en términos de la biomasa de una única especie que crece logísticamente (May 1977, Scheffer 2009)], y la tasa de consumo, pérdida o remoción (ya sea por pastoreo, depredación o cosecha representada por una curva de vegetación en equilibrio a la que tiende el ecosistema en ausencia de consumo) presentan EEA. En el caso del primer modelo, que es el que se aplica mejor a la cosecha de plantas acuáticas en un lago (van Nes 2002), los EEA son los dos equilibrios de las puntas. El segundo modelo es el más adecuado para describir el pastoreo y la desertificación (Noy-Meir

1975). En este caso los EEA son el equilibrio de más a la derecha (alta densidad de vegetación) y el de baja densidad de vegetación cercano al estado de vegetación nula.

Autómatas celulares

A fin de tener en cuenta la heterogeneidad espacial del entorno físico e ir más allá de los MCM se procede de la siguiente manera. Como primer paso se considera a la capacidad de carga como heterogénea, variando con las coordenadas espaciales *x* e *y* de un punto a otro: $K = K(x, y)$. De una forma simple, es un parámetro **local** cuyo valor es dependiente de la posición en el espacio. El otro parámetro *c*, es **global**, uniforme en todo el sistema. La propagación espacial de biomasa entre los distintos lugares se tiene en cuenta de la forma más sencilla mediante un **coeficiente *d* de difusión**.

El segundo paso, para simular este modelo por medio de software, consiste en pasar del espacio y tiempo continuos a un espacio y un tiempo discretos. Entonces en lugar de coordenadas *x* e *y* que varían continuamente, se toman en cuenta coordenadas *i* y *j* que consideran valores enteros 1, 2, 3, etc. En otras palabras, se representa al territorio como una red regular de L × L cuadrados. Cada cuadrado o "célula" se conecta a sus cuatro vecinos más cercanos. Las células actualizan su estado siguiendo la regla que se obtiene del modelo espacial al discretizar el espacio y el tiempo. En términos simples, se obtiene lo que se llama en un lenguaje más técnico un **autómata celular**. En la Fig. 11.3 se ilustra una "captura" del autómata celular mostrando una configuración. Los colores de las células corresponden, como se indica en la escala del costado, al valor de la densidad de vegetación en ellas (azul indica baja densidad y rojo alta densidad).

Los valores típicos utilizados para el tamaño *L* de la red son entre 100 y 1000 (de hecho, para diferentes valores de *L* en este rango, no se registran diferencias importantes). El número de pasos temporales considerados suele ser de 1000. En función del ecosistema, cada paso de tiempo podría corresponder a un día, o un mes o un año. El rango de valores para los parámetros del modelo utilizados es elegido para contener la región de estados estables alternativos: la capacidad de carga $K(i, j)$ varía al azar de una célula a otra en torno a un valor promedio $\langle K \rangle$ sobre todas las células de la grilla. Un valor típico para este promedio es $\langle K \rangle = 7.5$. Los valores típicos de la tasa de consumo *c* se encuentran entre 1 y 3 y los valores para *d* oscilan entre 0.1 y 0.5.

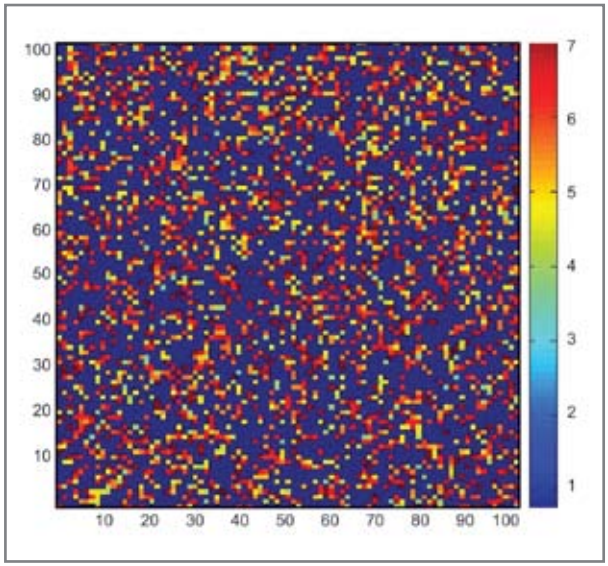


Fig. 11.3. Instantánea mostrando una configuración del autómata celular para un valor promedio de 7.5 de la capacidad de carga y 2.02 de la tasa de consumo.

11.4

Señales de alerta temprana

Se analizan en primer lugar los resultados para el modelo de pastoreo espacial (consumo Holling tipo III) y en una subsección siguiente se considera el modelo de explotación del territorio (consumo Holling tipo II). Para el modelo de pastoreo se toma el parámetro *c* global como el parámetro de control variando con el tiempo, lo que representa un cambio de presión de pastoreo. Para simplificar, se supone que el parámetro local *K* (*i, j*) no cambia.

Por otra parte, con el modelo de la cosecha se ilustra una situación diferente en la que las condiciones ambientales están cambiando mucho más rápidamente que la tasa de consumo (que se supone fija, lo que equivale a asumir que el número de máquinas cosechadoras no cambia). Por ejemplo, las sequías o las inundaciones repentinas pueden producir modificaciones drásticas de la capacidad de carga de un lago, por lo tanto, se asumen el parámetro global *c* constante y la capacidad de carga local variando (además de espacialmente, con el tiempo).

Modelo de pastoreo

Variancia espacial. En primer lugar se analiza el efecto de la variación gradual de la presión de consumo en el sistema, el aumento de *c* 1 a 3 en 1000 pasos (se verificó previamente que la reducción del número de medidas para, por ejemplo, 100 pasos solo produce cambios cuantitativos pequeños). La Fig. 11.4 muestra los ciclos de histéresis en el valor promedio de la abundancia de la vegetación <*X*>, obtenidos primero aumentando la tasa de consumo *c* de *c* = 1 a *c* = 3 y luego deshaciendo el cambio y disminuyendo *c* de *c* = 3 a *c* = 1. También se indica la variancia espacial σ^2_X de la vegetación para diferentes valores de *d*.

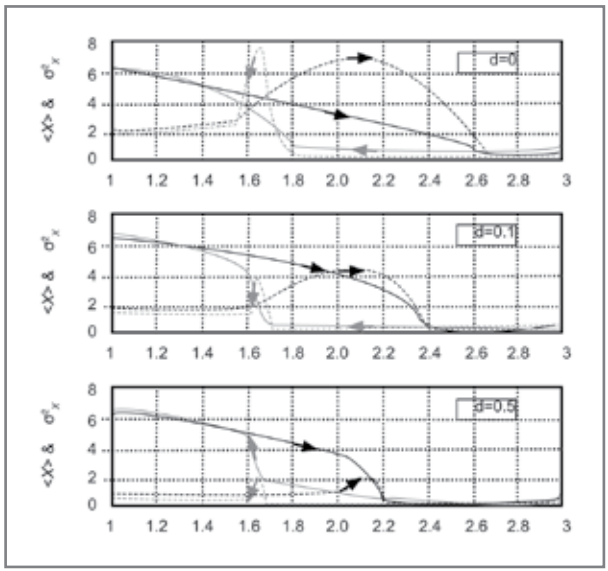


Fig. 11.4. Modelo de pastoreo, abundancia de la vegetación (X, curvas llenas) y su variancia espacial δ^2_X (líneas de trazos) para K= 7.5 calculado para tasa de consumo c aumentando (negro) y disminuyendo (gris). Resultados para d = 0 (arriba), d = 0.1 (medio) y d = 0.5.

Nótese que el pico de σ^2_X se produce siempre en c_m~2.08 y claramente anuncia el cambio inminente. Es posible observar dos hechos adicionales notables. En primer lugar, el pico de σ^2_X es siempre más estrecho cuando se disminuye a *c* que cuando se aumenta. En segundo lugar, el ancho de la curva de histéresis y la altura del pico de la de σ^2_X disminuyen ambas con *d*, comportamiento esperado ya que la difusión tiende a mitigar las heterogeneidades.

***Estructura de dominios* (Patchiness)**

La Fig. 11.5 presenta mapas en color que ilustran el estado del sistema para tres valores de la tasa de consumo *c*: para c_m = 2.08 donde σ^2_X tiene su pico y para un valor anterior *c* = 1.98 y otro posterior *c* = 2.18 (para *d* = 0.1 y *d* = 0.5). Como siempre, rojo corresponde a las células de alta densidad de vegetación. Como era de esperar, la estructura de dominios se hace más clara a medida que crece *d* ya que una mayor tasa de difusión permite una mayor segregación.

Con el fin de estudiar la estructura de dominios hay que definir un umbral de vegetación X_m como referencia para la red de valores de *X* (*i*, *j*) (Fernández 2009). Así, las células con una *X* encima pertenecen a dominios con alta densidad de biomasa y aquellas con una *X* debajo a dominios con baja densidad. Esto nos permite pasar de los mapas multicolores de la izquierda de la Fig. 11.5 a los bicolores o binarios de la columna central. A partir de estos mapas binarios se puede calcular la distribución de áreas de parches de vegetación: cada conjunto conexo de células rojas es un dominio y su área es

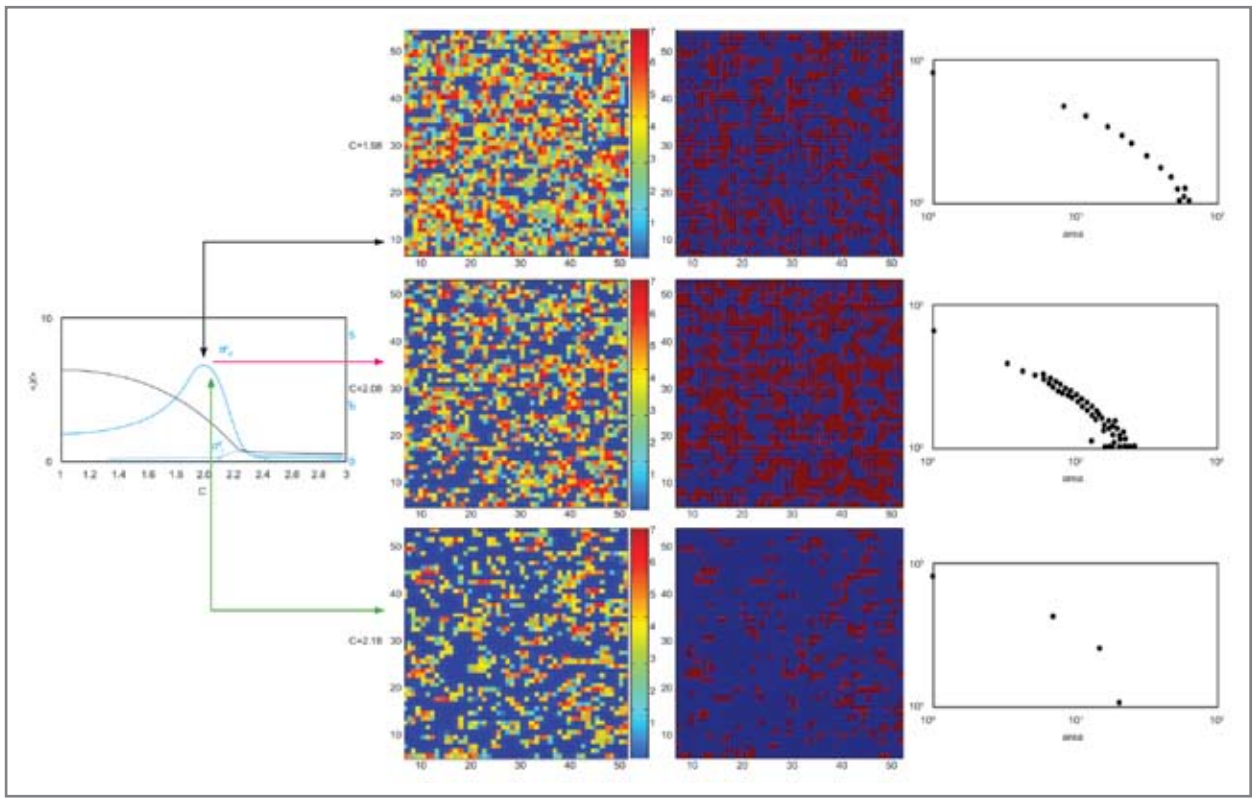


Fig. 11.5. Modelo de pastoreo. Abundancia de la vegetación (X). Primera columna (de izquierda a derecha): una porción de 50 × 50 células de la red de 800 × 800, K = 7.5, d = 0.1. Las filas corresponden a c = 1.98, cm = 2.08 y c = 2.18. Segunda columna: igual que el primero, para los datos binarizados. Tercera columna: número de dominios vs. área en escala logarítmica.

simplemente el número de células. En la columna de la derecha de la Fig. 11.5 se presenta en ejes logarítmicos el número de dominios para cada área.

Para $c=c_m$ la distribución de áreas de los parches sigue una ley de potencia por más de dos décadas, con un exponente $\gamma \approx -1.1$ para $d = 0.1$, que desaparece para el valor menor o mayor de c. Por lo tanto esta distribución particular puede ser considerada como una "firma" de un cambio catastrófico próximo en el sistema. Es de destacar que pese a lo sencillo del modelo, el valor de γ cae precisamente en el intervalo determinado por Kéfi et al (2007) para los ecosistemas áridos mediterráneos. Es decir, entre $\gamma = 1.06$ (para Grecia) e $\gamma = 1.23$ (para España).

Modelo de cosecha de plantas acuáticas

Las variaciones de la media de la capacidad de carga K producen también ciclos de histéresis tal como se muestra en la Fig. 11.6 junto con la variancia espacial que alcanza su máximo para $K \approx 12.35$.

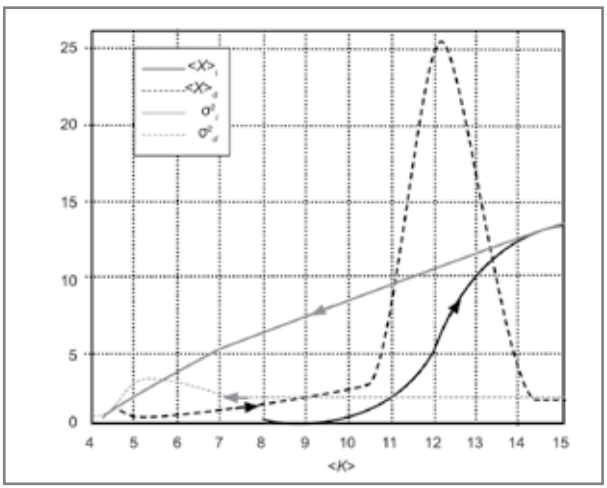


Fig. 11.6. Modelo de cosecha de plantas acuáticas: X (abundancia, curvas llenas) y su variación espacial σ^2_X (líneas de trazos) para c = 2.4 y d = 0.1, calculado para K aumentando de 4 a 15 (negro) y disminuyendo de 15 a 4 (gris).

En la Fig. 11.7 se indica la correlación entre pares de puntos separados una distancia R: $G_2(R)$ medido al aumentar K para tres valores de la capacidad de carga media $\langle K \rangle$: $\langle K \rangle^* = 12.35$ donde σ^2_X tiene su pico y para dos valores anteriores (con $d = 0.1$ y $d = 0.5$).

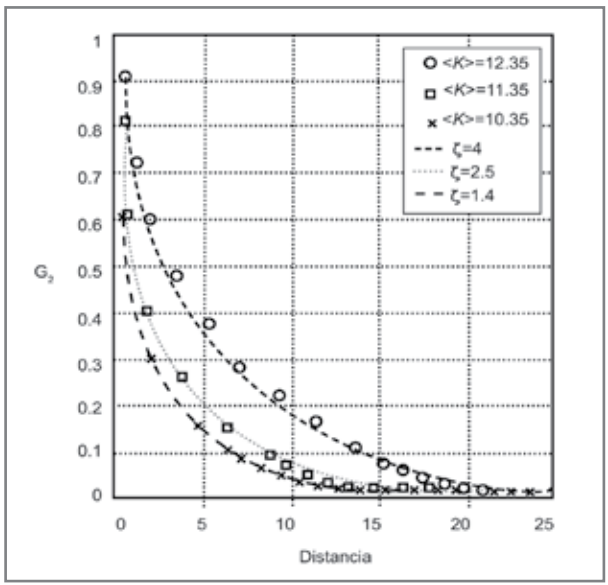


Fig. 11.7. Modelo de cosecha de plantas acuáticas, G2 (R) para diferentes valores de <K> (símbolos) y los respectivos ajustes (curvas de trazos, punteada y trazos-puntos) mostrando un aumento de la longitud de correlación ξ para c = 2.4 y d = 0.1.

Se observa un aumento de correlación a medida que la capacidad de carga promedio se aproxima a $\langle K \rangle^* = 12.35$. La escala típica promedio en que se aprecia correlación entre la densidad de vegetación en diferentes puntos es lo que se denomina longitud de correlación ξ, crece de poco más de 1 a 4 cuando se transcurre de

$<K> = 10.35$ a $<K> = <K>^* = 12.35$. En otras palabras, el tamaño lineal de los dominios casi se triplica (y su área entonces se hace un orden de magnitud mayor). Es de destacar que para una amplia gama de valores de $<K>$ (relativamente lejos de $<K>^*$), la longitud de correlación es mayor que una unidad de espaciado de la grilla.

11.5

Utilidad de las alertas tempranas espaciales

Para determinar la utilidad de los indicadores de alerta presentados en la sección anterior es necesario, primero, evaluar su viabilidad y, segundo, si realmente permiten la ejecución de acciones correctivas para evitar el cambio catastrófico. En cuanto a la cuestión de la practicidad de las mediciones: el cálculo con autómatas celulares con un gran número de células (por ejemplo, 400 × 400 o 1000 × 1000) es sencillo de implementar a través de software, pero implica una formidable tarea de campo de adquisición de datos. Por lo tanto, a fin de evaluar la dificultad práctica de estimar a σ^2_X se ha realizado cálculos sobre las redes de muestra de diferentes tamaños $L_s < L$.

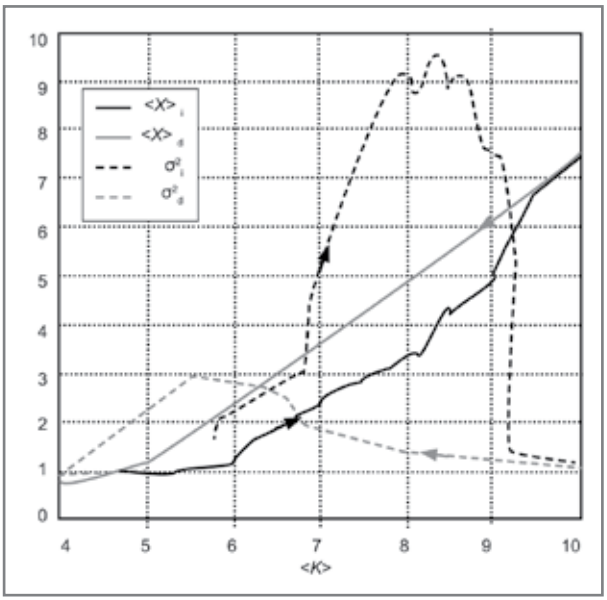


Fig. 11.8. Modelo de cosecha de plantas acuáticas.

Precisamente, en la Fig. 11.8 se ilustra que, para el modelo de cosecha, la señal no depende cualitativamente del número de puntos en la cuadrícula que se consideran para calcular a σ^2_X. De hecho, aún para una muy modesta muestra de 5 x 5 = 25 puntos, σ^2_X sigue presentando un pico distinguible que anuncia la transición que se está gestando. Naturalmente, la calidad de la señal mejora con el tamaño de la muestra.

En relación a las posibles medidas correctoras, se ejemplifican las consecuencias de una sencilla modificación, por lo menos teóricamente, consistente en la congelación del parámetro de control cuando este alcanza cierto valor umbral c^*. Para esta alternativa se considera el modelo de pastoreo. En la Fig. 11.9 se muestra el efecto de mantener c constante a c^* para diferentes valores de c^* y d. Por ejemplo, si la medida se aplica justo cuando se está en el pico de σ^2_X, esto es $c^* = c_m \sim 2.08$ ($<K>= 7,5$), su efectividad depende de la intensidad de la dispersión (del valor de d). Para d pequeño ($d = 0.1$) la caída en $<X>$ se estabiliza pronto a un valor por encima de 2, es decir, el sistema permanece en un estado mixto. Por otra parte, para valores de d relativamente grandes ($d = 0.5$) la caída en $<X>$ continúa y el ecosiste-

ma pasa al estado alternativo desértico con biomasa promedio <X> < 1. Esta figura también ilustra que, para $d = 0.5$, la medida correctiva es efectiva cuando se aplica antes de que σ^2_X alcance su máximo en c_m, para $c^* = 1.9$.

Resulta ilustrativo analizar ejemplos de estrategias de intervención alternativas implementadas a fin de evitar cambios EEA en diferentes ecosistemas, así como posibles medidas para restaurarlos a las EAA originales deseadas.

En el caso de exceso de pastoreo en regiones áridas, frecuentemente ocurre que las tierras degradadas no se recuperan si se retira parte de los animales consumidores de la vegetación. Por el contrario, se comprobó que una retroalimentación positiva adicional (entre el estado de los suelos y la presencia de vegetación) puede mantener al sistema de forma irreversible atrapado en el estado de degradación (Rietkerk 1997).

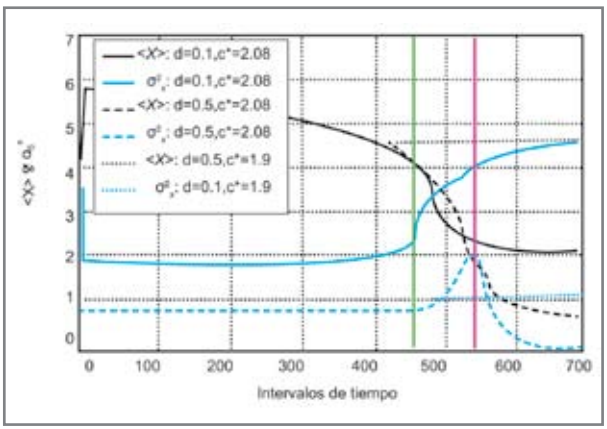


Fig. 11.9. Modelo de pastoreo. Abundancia de la vegetación (X en negro) y su variación espacial (σ^2_X en azul) para K= 7.5 en el caso de una medida correctiva que consiste en mantener constante el parámetro de control después de que llega a un umbral c. La línea roja indica un umbral de c -coincidiendo con el pico de σ^2_X, $c^* = cm = 2.08$. Línea llena (discontinua a trazos) corresponden a las curvas de $d = 0.1$ y $d = 0.5$. La línea verde señala a un valor de c* antes cm, $c^* = 1.9$; en este caso se obtiene la línea punteada para <X>.*

Otro problema muy estudiado, este sí directamente en el dominio de los ecosistemas lacustres, es la restauración de lagos turbios a claros. Esto es algo que suena sencillo en teoría, pero puede ser muy difícil de lograr en la práctica. El estado prístino de los lagos someros consiste en agua generalmente transparente y con una rica vegetación acuática, que contribuyen a preservar este estado. La carga de nutrientes, debida principalmente a la entrada de fertilizantes de las tierras circundantes dedicadas a la agricultura, ha cambiado esta situación en muchos casos. El aumento de la tasa de carga de nutrientes desempeña un papel similar al del aumento de la tasa de consumo en la recolección, promoviendo el cambio a un EEA no deseado. Al producirse la transición en los lagos de agua clara a turbia, desaparecen las plantas sumergidas. Una reducción tardía de la carga de nutrientes puede tener poco efecto en la restauración del agua clara, ya que, durante el período de enriquecimiento de la eutrofización una gran cantidad de fósforo en general es absorbido por los sedimentos. Así, una reducción de la carga externa es a menudo compensada por una "carga interna", lo que retrasa la respuesta de la concentración de agua del lago a la reducción de exteriores de carga. Por lo tanto, en muchos casos, la reducción de nutrientes por sí sola no basta para restablecer el estado claro en lagos poco profundos. Medidas adicionales "indirectas" como la eliminación de una parte de la población de peces y la alteración del nivel de agua se han utilizado con éxito como una forma de romper la retroalimentación que mantiene al agua de los lagos como turbia.

11.6

Mensaje final

Los ejemplos discutidos muestran que el restablecimiento de las condiciones originales pre-catástrofe demanda un gran esfuerzo y muchas veces la probabilidad de éxito puede ser muy baja. En síntesis, un aumento de la capacidad de resiliencia de los ecosistemas es la forma más fácil y más económica para sostener sus servicios críticos como fuente de alimentos o agua. La identificación de señales tempranas de cambio indica cuan resiliente es el sistema y que tan cerca o lejos se está de la ocurrencia de cambios bruscos.

Referencias

Aguiar M. R. & Sala O. E. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. TRENDS in Evolution and Ecology 14:273.

Carpenter S. R. et al 1999. Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. Ecological Applications 9:751

Carpenter S. 2001. Alternative states of ecosystems: evidence and some implications. In: Press M. C., Huntly N. & Levin S. (eds). Ecology: achievement and challenge. Blackwell, London, pp: 357–381

Carpenter S. R. & Brock W. A. 2006. Rising variance: a leading indicator of ecological transition. Ecology Letters 9:311.

Fernández A. & Fort H 2009. Early warnings of catastrophic shifts in ecosystems: Comparison between spatial and temporal indicators. Journal of Statistical Mechanics, P09014:1–17.

Fort H., Mazzeo N. & Scheffer M. 2010. Catastrophic shifts in ecosystems: spatial early warnings and management procedures as phase transition processes. Journal of Physics (en prensa).

Holling C. S. 1959. The components of predation as revealed by a study of small mammal predation of the european pine sawfly. Canadian Journal of Entomology 91:293

Kéfi S. et al 2007. Spatial vegetation patterns and imminent desertification in mediterranean arid ecosystems. Nature 449:213.

Klausmeier, C. A. 1999. Regular and irregular patterns in semiarid vegetation. Science 284:1826.

Levin S. A. & Pacala S. W. 1997. Theories of simplification and scaling of spatially distributed processes. In: Tilman D. & Kareiva P. (eds). Spatial ecology: the role of space in populations dynamics and interspecific interactions. Princeton University. pp: 271–296

Ludwig D., Jones D. D. & Holling C. S. 1978. Qualitative analysis of insect outbreak systems: the spruce budworm and forest. Journal of Animal Ecology 47:315.

Ludwig D. et al 1997. Sustainability, stability, and resilience. Conservation Ecology, 1. http://www.consecol.org/vol1/iss1/art7.

May R. M. 1977. Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. Nature 269:471.

McCook L. J. 1999. Macroalgae, nutrients and phase shifts on coral reefs: scientific issues and management consequences for the great barrier reef. Coral Reef 18:357.

Murray J. D. 1993. Mathematical Biology. Springer-Verlag.

Noy-Meir I. 1975. Stability of grazing systems: an application of predator-prey graphs. Journal of Ecology 63:459.

Nystrom M. et al 2000. Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. Trends in Ecology and Evolution 15:413.

Rietkerk M. & Van de Koppel J. 1997. Alternative stable states and threshold effects in semi-arid grazing systems. Oikos 79:69.

Rietkerk M. et al 2004. Self-organized patchiness and catastrophic shifts in ecosystems. Science 305: 1926, 2004.

Scheffer M. 1998. Ecology of Shallow Lakes. Chapman & Hall.

Scheffer M. et al 2000. Floating plant dominance as a stable state. Proceedings of the National Academy of Science USA 100:4040.

Scheffer M. et al 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. Nature 413:591, 2001.

Scheffer M. 2009. Critical Transitions in Nature and Society. Princeton University Press.

Steinberg E. K. & Kareiva P. 1997. Challenges and opportunities for empirical evaluation of spatial theory. In Tilman D. & Kareiva P. (eds), Spatial ecology: the role of space in populations dynamis and interspecific interactions. Princeton University. pp: 318–332

von Hardenberg J. et al 2001. Diversity of vegetation patterns and desertification. Physical Review Letters 87:1981011.

van Nes E., Scheffer M., van den Bergb M. S. & Coops H. 2002. Aquatic macrophytes: restore, eradicate or is there a compromise? Aquatic Botany 72:387.

Walker B. H. 1993. Rangeland ecology: understanding and managing change. Ambio 22:2.

12

Estrategias para reducir o eliminar las barreras económicas asociadas al uso sostenible de servicios ecosistémicos

Marcelo Caffera.

Resumen

La situación que se observa en la Laguna del Sauce evidencia que el Estado y las comunidades involucradas no han sido capaces (hasta el presente) de implementar, espontáneamente, soluciones colectivas para lidiar con las externalidades asociadas a los distintos usos de la laguna y su cuenca asociada. El problema al que se enfrenta una comunidad como entidad colectiva es en esencia el mismo que impide el funcionamiento espontáneo de un mercado: el problema del *free-rider* o polizón. En la década de 1960 ya se establecía que las dos condiciones básicas para que un grupo de individuos pueda acceder a un mayor nivel de bienestar común eran, contar con un número limitado de integrantes en el grupo y/o que las acciones de los individuos sean fácilmente observables por los demás, existiendo algún tipo de mecanismo de coerción.

Se cuenta con una amplia gama de instrumentos y aproximaciones económicas, que se describen en el presente capítulo, para incorporar las externalidades de aquellas actividades que afectan servicios ecosistémicos de uso común. Las barreras económicas se presentan en la actualidad como unas de las principales dificultades o debilidades del proceso de Gestión Integral de Laguna del Sauce.

Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada. Steffen M. & Inda H. (eds). 121-129

12.1

Introducción

Como se detalla en el presente libro, los principales impactos ambientales que sufre la Laguna del Sauce se vinculan a un proceso acelerado de eutrofización como consecuencia del aporte excesivo de nutrientes desde la cuenca de drenaje (capítulos 5 y 7). Es probable que a la contaminación por nutrientes se asocie el uso de plaguicidas, aspecto no evaluado en toda su dimensión hasta el presente (capítulo 10).

Laguna del Sauce contempla una diversidad de actividades antrópicas, algunas compatibles con el suministro de agua potable y otras no. El manejo de las tensiones entre el suministro de agua potable y las actividades que promueven la eutrofización o el aporte de plaguicidas se puede canalizar en diversos ámbitos, el económico es uno de ellos. Foto: Hugo Inda.

El aporte de nutrientes a la Laguna del Sauce es un sub-producto de: los vertidos residuales líquidos de asentamientos humanos, la agricultura, la ganadería (por excretas del ganado, pasturas artificiales o naturales mejoradas), la jardinería (por la fertilización con fines paisajísticos). La presa construida en la década de 1940 intensifica el fenómeno aumentando el tiempo de retención de los nutrientes en la laguna.

La eutrofización provoca dos fenómenos relevantes: floraciones de algas microscópicas o cianobacterias, y crecimiento desmedido de plantas sumergidas. El primer fenómeno constituye una pérdida de la calidad del agua de la laguna por la liberación de toxinas, cambios de color y olor, que tiene como principales impactos socioeconómicos el incremento en los costos de potabilización del agua para consumo humano y las potenciales afectaciones sobre otros usos del agua, como el riego y el consumo animal. Por su parte, el crecimiento desmedido de plantas sumergidas puede afectar la distribución de especies animales en el sistema y reducir el área aprovechable en el espejo de agua para usos tales como la pesca y otras actividades recreativas o de subsistencia.

12.2

Barreras económicas

La asignación de recursos en una economía se da través de una combinación de tres mecanismos: el mercado, el Estado y la comunidad. La contaminación ambiental es la consecuencia de la imposibilidad por parte de mercados, estados o comunidades de lidiar con las externalidades asociadas al uso de los mismos (Bardhan & Udry 1999).

Existe una **externalidad** cuando el nivel de bienestar de una persona o el nivel de producción de una firma es afectado por la acción de otro(s) agente(s) sin que haya consentimiento de las partes afectadas, sin que exista compensación y sin que sea captado totalmente por lo precios de mercado. El incremento en los costos de potabilización del agua como consecuencia indirecta del aporte de nutrientes, resulta un claro ejemplo de una externalidad desde los productores agropecuarios y hogares sin cobertura adecuada de saneamiento hacia la empresa encargada del servicio de agua potable.

La dificultad de los mercados para lidiar con las externalidades radica en que la coordinación descentralizada (o el correcto funcionamiento del mercado) requiere que se puedan definir y hacer cumplir **derechos de propiedad** sobre el bien o el servicio en cuestión (en este caso el agua, o el ecosistema de la laguna). La naturaleza física de un recurso como la Laguna del Sauce, hace costoso el cumplimiento de estos derechos de propiedad. A su vez, las condiciones bajo las cuales se pueda llegar a dar una coordinación descentralizada *á la* Coase (1960) no son frecuentes. Primero, porque el número de individuos involucrados es por lo general lo suficientemente alto como para que los costos de transacción inhiban cualquier negociación voluntaria entre las partes. Segundo, porque para que ocurra la negociación voluntaria entre las partes y ésta sea eficiente, se requiere que cada fuente contaminante de la laguna posea (en cada momento) **información** acerca de los impactos que su uso genera sobre el ecosistema, cómo esto afecta a los demás usuarios y cómo los damnificados valoran dicho impacto para compensarlos correspondientemente. La realidad, por el contrario, está pautada por la asimetría de la información en poder de los agentes con respecto a estos puntos (Farrel 1987). Como consecuencia de los altos costos de hacer cumplir los derechos de propiedad, los altos costos de transacción (Arrow 1971) y la asimetría de la información, **el mercado no existe, es incompleto o presenta fallas**. Asimismo, una última razón por la cual la coordinación descentralizada puede fallar es por la no disponibilidad de ingresos de parte de algunos agentes para llevar adelante la negociación (Bowles 2004). Como consecuencia de cualquiera de estas razones, la situación resultante no es eficiente. Esto quiere decir que existe otra situación en que es posible que al menos uno de los usuarios del recurso esté mejor y el resto esté igual de bien. El proceso acelerado de eutrofización en la Laguna del Sauce ilustra tal situación, siendo una versión más del resultado que predice la teoría de juegos para las situaciones llamadas dilemas del prisionero y lo que Hardin (1968) llamo la tragedia de los comunes.

La situación que se observa en la Laguna del Sauce evidencia también que las comunidades involucradas tampoco han sido capaces (hasta el presente) de implementar espontáneamente soluciones colectivas para lidiar con las externalidades asociadas a los distintos usos de la laguna. El problema al que se enfrenta una comunidad como entidad colectiva es, en esencia,

el mismo que impide el funcionamiento espontáneo de un mercado: el problema del *free-rider* o polizón. Olson (1965) ya establecía que las dos condiciones básicas para que un grupo de individuos pueda acceder a un mayor nivel de bienestar común eran, contar con un número limitado de integrantes en el grupo y/o que las acciones de los individuos sean fácilmente observables por los demás, existiendo algún tipo de mecanismo de coerción.

Sin embargo, las predicciones teóricas de Hardin y Olson no siempre se cumplen. Existen abundantes ejemplos de comunidades alrededor del mundo que evitan la "tragedia de los comunes". Para lograrlo, diseñan diferentes instituciones (entendidas en su concepto más amplio, como normas formales e informales) que definen reglas de apropiación y/o contribución al recurso de propiedad, reglas que no necesariamente se basan en mecanismos de precios, pero que sí incluyen la coerción mutua y mutuamente acordada, por ejemplo (ver Ostrom 1990).

El tamaño de la Laguna del Sauce y su cuenca, la separación geográfica de los involucrados, su heterogeneidad y su escasa interacción social o en mercados podrían ser posibles causas por la cuales no se observa este tipo de soluciones en este caso. También es cierto que cuando se habla de comunidades, se alude más a recursos comunes que a recursos de libre acceso. A diferencia de los recursos de libre acceso, en el caso de los recursos comunes, los actuales usuarios (la comunidad) pueden excluir a potenciales usuarios (aquellos fuera de la comunidad). En este sentido, la pertenencia de las aguas de la Laguna del Sauce al dominio público, más una ausencia de intervención estatal, pueden haber operado en contra de una solución comunitaria como las comentadas más arriba, al convertir a la laguna en un recurso de libre acceso de hecho.

12.3

Instrumentos

La imposibilidad del mercado y de las comunidades de lidiar con las externalidades asociadas al uso de la Laguna del Sauce le da al Estado un **papel potencial** para intervenir con el objetivo de **internalizar** las externalidades. El Estado posee diferentes instrumentos para hacerlo. Una clasificación posible de estas herramientas es: instrumentos **prescriptivos** e **incentivos económicos** (Ellerman 2007). Los instrumentos prescriptivos deben su nombre a que mediante su aplicación el regulador establece a los agentes regulados lo que tienen que hacer en algún grado. Es el caso de un límite máximo a la aplicación de fertilizantes por unidad de tierra o de producción, las practicas de manejo del suelo impuestas por el Estado, entre otros. Los incentivos económicos, por su parte, o bien fijan el aporte máximo total de nutrientes que **todas las fuentes de emisión** pueden volcar a la Laguna por año y crean un mercado para asignar esta cantidad tope, o bien fijan su precio (el monto del impuesto a pagar por kilogramo o tonelada de nutrientes emitido o aportado). La diferencia fundamental entre los incentivos económicos y los instrumentos prescriptivos es que los primeros le fijan un precio a la actividad que causa la externalidad y dejan en manos de los regulados la elección de cómo cumplir con la normativa.

Dentro de los instrumentos prescriptivos existen diferentes tipos. Una distinción válida, para la discusión

que se desarrolla en los párrafos siguientes, es entre aquellos que regulan directamente la cantidad de contaminación que se puede emitir (o pesca que se puede extraer) y aquellos que regulan el proceso productivo de las actividades contaminantes (o de la pesca). Entre los primeros se incluyen: estándares de calidad de aguas y de efluentes, temporadas de pesca y asignación de cuotas entre pescadores. Entre los segundos, la adopción de tecnologías, planta de tratamiento de efluentes y redes especiales de pesca para evitar la captura de animales no deseados.

También se puede clasificar a los incentivos económicos en directos e indirectos. Los indirectos son aquellos impuestos o subsidios, exoneraciones impositivas, facilidades de crédito, que no se centran directamente en la cantidad de emisión sino en un determinante indirecto de ésta, como por ejemplo la tecnología de tratamiento o los insumos. Los directos son aquellos que se fijan sobre los niveles de emisiones o extracciones, como pueden ser los cánones o impuestos a las emisiones, los permisos de emisión transferibles (para el caso de las emisiones) y las cuotas individuales transferibles (para el caso de la pesca). Mediante los primeros se establece un máximo de contaminación o pesca y, en el caso de las cuotas individuales, se emite una cantidad de permisos igual al máximo establecido. Ambos instrumentos son transferibles, es decir, admiten la posibilidad de intercambiar libremente los permisos. El rol del fiscalizador consiste en evitar la violación de los topes establecidos. Este mecanismo es costo-eficiente, ya que minimiza la suma total de los costos en que los agentes privados deben incurrir para lograr el objetivo de política ambiental y lo hace sin necesidad que el regulador sepa nada acerca de los costos de las firmas (a diferencia de los cánones o los impuestos a las emisiones).

Con respecto a la fiscalización, no hay mayores ventajas entre los instrumentos de regulación directa, ya sea que se implemente permisos transferibles, impuestos o estándares de emisión, en todos los casos el regulador debe monitorear de forma continua la cantidad emitida o pescada. Existen ventajas por parte de los instrumentos indirectos sobre los directos, es más probable que sea más fácil de monitorear la cantidad de uso de un insumo que un nivel de emisiones. Este punto es particularmente cierto en el caso de la **contaminación difusa**, como lo es el caso del aporte de nutrientes. Aquí el monitoreo de emisiones es costoso debido a que las mismas no remiten a un punto geográfico específico, sino que ingresan, por ejemplo, a partir de la escorrentía superficial, en forma difusa. Para estos casos los economistas sugieren la implementación de instrumentos económicos indirectos como impuestos a los fertilizantes, o un mercado de permisos transferibles de emisiones basado en estimaciones de las emisiones y no en las emisiones reales dificilmente medibles (Hanley et al. 1997).

12.4

Estrategias de intervención propuestas

A continuación se analizan las estrategias propuestas para regular el aporte de nutrientes en la Laguna del Sauce en base al marco teórico expuesto en los capítulos anteriores. Las acciones sugeridas en el capítulo 7 para el control de las causas de la eutrofización, incluyen:

1 - Cobertura de los centros urbanos de la cuenca con un sistema de saneamiento que incluya tratamiento primario, secundario y terciario.
2 - Impulso a la construcción de humedales artificiales acoplados a los pozos sépticos en las zonas rurales y suburbanas.
3 - Control de los aportes de nutrientes de la jardinería, agricultura y ganadería en la cuenca mediante la implementación de una zona de Suelo Rural Natural entre las rutas Interbalnearia, N° 12 y N° 9 donde la actividad dominante debería ser la ganadería extensiva.

También se proponen medidas para mitigar las consecuencias adversas de la eutrofización mientras se implementan las medidas para reducir o eliminar los aportes y éstas tienen efecto, incluyendo:

4 - Protección de los humedales y bosques riparios
5- Construcción de una nueva presa que permita la aplicación de técnicas de lavado de reservorio.
6 - Reducción de la presión de pesca artesanal sobre los predadores tope para, mediante un efecto cadena, aumentar el consumo de fitoplacton (algas).

¿Qué puede decir la economía acerca de la mejor forma de implementarlas? La economía clásica de la regulación ambiental tiene poco para decir sobre la medida n° 1. Por lo general se entiende que la provisión de estos servicios queda en manos del Estado, por tratarse el saneamiento de un bien público (en el sentido económico del término). Algo similar se puede decir respecto de la nueva presa. Esto no quiere decir que el Estado no pueda licitar la construcción de las obras y su manejo para que lo realice una empresa privada. Pero se reconoce que este último aspecto es políticamente sensible.

Las consecuencias de la eutrofización se pueden constatar en cuerpos de agua vecinos a Laguna del Sauce, como este pequeño reservorio cubierto de plantas flotantes. En estos casos la ausencia de conocimiento de los efectos adversos de la fertilización ocasionan problemas en un mismo predio. Foto: Néstor Mazzeo.

La medida n° 2 (la construcción de humedales artificiales acoplados a los pozos sépticos en las zonas rurales y suburbanas) puede ser realizada mediante una norma prescriptiva o mediante un subsidio a la construcción de los mismos. En el primer caso, una normativa

municipal requeriría la construcción de este tipo de humedales de la misma forma que establece otro tipo de requerimientos de construcción en áreas urbanas, por ejemplo. Por supuesto, tal requerimiento requiere de una fiscalización adecuada, lo que a su vez requiere de una multa o castigo creíble y cuyo valor esperado sea suficiente como para inducir la construcción de los mismos. Si este no es factible por características de los regulados (ingresos) o por alguna otra razón, quizás el regulador deba pensar en complementar medidas prescriptivas con subsidios o facilidades para la construcción de los mismos (asesoramiento, créditos, etc.). De todas maneras, la implementación de esta medida debe ser evaluada en términos de su relación costo-beneficio.

La medida nº 3 (controlar los aportes de nutrientes de la jardinería, agricultura y ganadería en la cuenca) es una de las más importantes ya que éstas fueron identificadas como fuentes relevantes de nutrientes a la laguna. La forma elegida es la implementación de una zona de Suelo Rural Natural. Desde un punto de vista legal, tal solución se basa en la nueva Ley de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible (Ley Nº 18.308) de 2008, el Código de Aguas y el Decreto 253/79. Este último decreto establece la clasificación de los cuerpos de agua del país en cuatro clases de acuerdo a sus usos actuales o potenciales. La Laguna del Sauce es el único cuerpo de agua definido como clase 1, es decir aguas destinadas o que puedan ser destinadas al abastecimiento de agua potable a poblaciones con tratamiento convencional.

Las soluciones basadas en estrategias de zonificación son por lo general ubicadas en un segundo orden de preferencias por parte de los economistas, ya que ellas son complejas y costosas de implementar. Como se indica previamente, en el caso de la contaminación no puntual, la recomendación clásica de los economistas es la aplicación de instrumentos indirectos. Sin embargo, este tipo de soluciones tienen dos problemas. El primero sería la dificultad legal y práctica de aplicar una medida como un impuesto al uso de fertilizantes únicamente en la cuenca de la Laguna del Sauce. El segundo problema es que cuando se dice que los instrumentos económicos indirectos son más costo-efectivos que las zonificaciones, por lo general se hace referencia solamente a los costos de las fuentes reguladas. Si bien éstos son un componente esencial del costo de una regulación, no es el único. Constituyen también costos de la regulación los costos de monitoreo y sanción en que tiene que incurrir el regulador para fiscalizar a las fuentes de nutrientes. Si bien es menos costoso para un regulador implementar un impuesto o un mercado de permisos transferibles basados en emisiones estimadas que en emisiones reales, no existen antecedentes acerca de la comparación entre los costos de un programa basado en instrumentos económicos indirectos y uno basado en la zonificación cuando se tienen en cuenta no solamente los costos de los regulados sino también los costos del regulador. Es probable que dadas las capacidades institucionales actuales a nivel nacional y departamental, la zonificación sea la solución más conveniente en términos de sus costos de implementación, viabilidad institucional y política. Más aún porque la solución requiere ser implementada con urgencia y para lograr revertir el proceso de eutrofización en este sistema se necesita cortar todos los aportes en el menor tiempo posible (ver capítulo 7).

De todas formas, la zonificación requiere de un monitoreo de las actividades que se realizan en la cuenca. Asumiendo este escenario, Steffen et al. (2010) han sugerido en este mismo libro (capítulo 8) que la implementación de cualquier solución está amenazada por ciertas características institucionales, como la multiplicidad de autoridades e instituciones que tienen competencia sobre las actividades humanas que causan los impactos identificados. La complejidad del marco jurídico, que determina la yuxtaposición de competencias, se ve agravado por la heterogénea capacitación de sus miembros. Del otro lado de la balanza, existe un amplio consenso con respecto a que el

uso principal de la Laguna del Sauce es y debe ser el de fuente de agua potable para el Departamento de Maldonado, casi la totalidad de la cuenca de drenaje de la laguna se localiza en el Departamento de Maldonado, y el tema es prioridad nacional. En el mismo sentido, el plan de incentivar usos alternativos del suelo que sean compatibles con la provisión de agua potable mediante algún tipo de estímulo económico sin dudas aumenta la viabilidad política de la solución. Desde un punto de vista estrictamente económico, estos subsidios estarían justificados mientras no se internalicen las externalidades relacionadas a la aplicación de fertilizantes y plaguicidas a nivel nacional.

Respecto a la medida propuesta nº 4 (la protección de los humedales y bosques riparios) las autoridades deberían considerar la posibilidad de aplicar un mecanismo de pagos por servicios ambientales (pagarle a los propietarios de los terrenos donde se encuentran los humedales y bosque riparios de interés para que éstos los conserven). Costa Rica posee un régimen institucional de pago por servicios ambientales a favor de propietarios privados de bosques desde finales de la década de 1990. Los errores de la experiencia costarricense podrían servir de lecciones para el diseño de una experiencia más exitosa en nuestro país (ver Sanchez et al. 2007).

Con respecto a la reducción de la presión de pesca artesanal sobre los predadores tope, si bien no se especifica el tipo de medida a implementar con la comunidad de pescadores, incluir el control en la participación de los pescadores puede tener efectos positivos. Por un lado, si se deja en manos de la comunidad de pescadores el monitoreo de la pesca individual, el Estado se puede ahorrar esta tarea. En segundo lugar, el involucrar a los pescadores puede facilitar el control al evitar el desplazamiento que las normas estatales pueden ocasionar sobre las motivaciones pro-sociales (Cárdenas et al. 2000). Las políticas diseñadas para individuos interesados en el bienestar propio pueden socavar los "sentimientos morales", básicos para la cooperación (Bowles, 2008).

12.5

Mensaje final

Existe una amplia gama de instrumentos y aproximaciones para incorporar en el analísis económico las externalidades de aquellas actividades que afectan servicios ecosistémicos de uso común. El proceso de implementación requiere de estudios económicos hasta el momento ausentes en el caso de estudio. Las barreras económicas se presentan en la actualidad como una de las principales dificultades o debilidades del proceso de Gestión Integral de Laguna del Sauce.

Referencias

Arrow, K. 1971. Political and Economic Evaluation of Social Effects and Externalities. In: Intriligator M.D (ed.). Frontiers of quantitative economics.- Papers invited for presentation at the Econometric Society Winter Meetings, New York, 1969. Amsterdam. pp: 3 -23.

Bardhan P. & C. Udry. 1999. Development microeconomics. Oxford University Press.

Bowles S. 2004. Microeconomics: Behavior, Institutions, and Evolution, Princeton University Press. Princeton.

Bowles S. 2008. Policies designed for Self-Interested Citizens may Undermine "The Moral Sentiments": Evidence from Economic Experiments". Science 320(5883): 1605-1609.

Cárdenas J.C., Stranlund J. & C. Willis. 2000. Local Environmental Control and Institutional Crowding-out. World Development 28(10): 1719-1733.

Coase R. 1960. The Problem of Social Cost. Journal of Law and Economics 3: 1-44

Ellerman E. D. 2007. Are Cap-and-Trade Programs more Environmentally Effective than Conventional Regulation. In: Freeman J. & C. D. Kolstad (eds). Moving to Markets in Environmental Regulation, Oxford University Press, New York. pp:

Farrell J. 1987. Information and the Coase Theorem. Journal of Economic Perspectives 1(2): 113-126.

Hanley N., Shogren J.F. & B. White. 1997. Environmental Economics in Theory and Practice. Oxford University Press.

Hardin G. 1968. The Tragedy of the Commons. Science 162(3859): 1243 – 1248.

Olson M. 1965. The Logic of Collective Action: Public Goods and the Theory of Groups, Harvard University Press.

Ostrom E. 1990. Governing the Commons. The evolution of Institutions for Collective Action, Cambridge University Press.

Sanchez A., Pfaff A., Robalino J. & J. Boomhower. 2007. Costa Rica's Payment for Environmental Services Program: Intention, Implementation, and Impact. Conservation Biology 21(5): 1165-1173.

Steffen M., Inda H., Hourcade J. & J. Sciandro 2010. Barreras Socioeconómicas que Limitan el Uso Sustentable del Servicios Ecosistémicos. En Steffen M. & H. Inda (eds). Bases Técnicas para el Manejo Integrado de Laguna del Sauce y Cuenca Asociada, en imprenta.

Información adicional y anexos

13

Metodología

13.1

Disponibilidad de recursos y biomasa algal

Se colectaron muestras en la columna de agua en cuatro puntos (incluyendo los principales compartimentos del sistema, Fig. 13.1) con una frecuencia estacional desde el año 2001. En el período 2007-2009 se intensificó el esfuerzo realizando muestreos mensuales en primavera, verano y otoño y bimensual durante el invierno. Se realizaron perfiles verticales *in situ* (cada 20 cm de profundidad) de temperatura y de oxígeno disuelto, a efectos de determinar condiciones de estratificación o mezcla y el grado de saturación de oxígeno de la columna de agua. Simultáneamente, se registró la transparencia del agua mediante la lectura de profundidad del disco de Secchi. En las muestras de la columna de agua se determinaron los valores y concentraciones de: pH, conductividad, alcalinidad (APHA 1985), nitrógeno total (Valderrama 1981), nitratos (Müller & Wider-

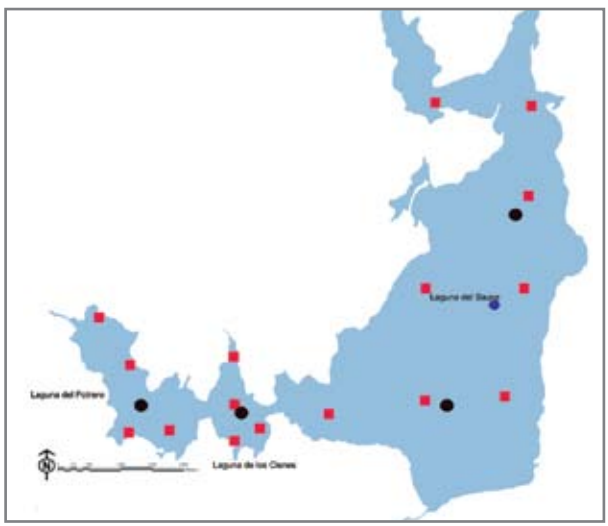


Fig. 13.1. Distribución de las estaciones de muestreo. Los círculos negros indican las estaciones de colecta de agua para análisis físico-químicos y biológicos. El círculo azul es la zona de toma del testigo de sedimento para los estudios paleolimnológicos. En los cuadrados se colectaron muestras de sedimento para análisis de la carga interna de nutrientes y estructura de la comunidad bentónica.

man 1955), amonio (Koroleff 1970), fósforo total (Valderrama 1981), fósforo reactivo soluble (Murphy & Riley 1962), sílice reactivo (Müllin & Riley 1955) y la biomasa algal (mediante etanol frío, Nusch 1980).

Además de la información generada directamente por el proyecto PDT 65-10 y CSIC-Vinculación con el Sector Productivo, se analizaron todos los datos de la calidad de agua generados en el marco del acuerdo de Asistencia Técnica entre la Facultad de Ciencias y Uragua S.A. (período 2002-2004) y entre la Facultad de Ciencias y OSE-UGD (período 2005-2008). Finalmente, se estudió en detalle el registro histórico de la biomasa algal, turbidez y nutrientes que se registra diariamente en la toma de agua por parte de la usina potabilizadora.

13.2

Trama trófica clásica

Plancton

Muestras cualitativas de fitoplancton para identificación fueron tomadas con red (tamaño de poro 25µm) y preservadas en formol neutralizado al 4%. Muestras integradas de la columna de agua fueron colectadas mediante tubo. Posteriormente se preservaron con yoduro de lugol y se contaron en una cámara Sedgwick-Rafter de 1 ml en microscopio óptico a 40X (Guillard 1978). Las poblaciones fueron enumeradas en campos al azar. La abundancia de fitoplancton fue expresada en células/ml. Las especies y su abundancia relativa en biovolumen fueron organizadas en grupos taxonómicos (Van der Hoek et al. 1997). En todos aquellos muestreos en los que se constató la presencia de cianobacterias productoras de microcistina, se verificó la presencia de la toxina en los laboratorios de OSE en Laguna del Sauce mediante kits de diagnóstico.

Además de la oferta de recursos para el fitoplancton, se evaluó la presión de consumo o pastoreo – grazing - de herbívoros presentes en el sistema (por ej. bivalvos filtradores y zooplancton). Para ello, se procuró conocer la estructura de las principales comunidades de herbívoros y se realizaron experimentos en laboratorio.

Las muestras de zooplancton para análisis cualitativo fueron colectadas con una red de 69 µm de tamaño de poro. Para el análisis cuantitativo se utilizó el mismo dispositivo que para fitoplancton, pero se filtró el agua con una malla de 50 µm. Las muestras fueron fijadas con formaldehído al 4% de concentración final. El conteo se realizó en cámaras Sedgwick-Rafter de 2 y 5 ml bajo un microscopio óptico a 10 y 20X, siguiendo la metodología de Paggi & de Paggi (1974). La abundancia fue expresada como individuos/L y las especies se agruparon en principales grupos taxonómicos y preferencias alimenticias.

Para la estimación de la tasa de forrajeo o herbivoría de la comunidad de zooplancton o bivalvos nativos y exóticos, se realizaron experimentos en laboratorio donde se analizó la tasa de decaimiento de la biomasa algal (evaluada mediante fluorescencia *in situ*) en el tiempo. Los resultados incluidos en la presente obra comparan la tasa de ingestión y de remoción de clorofila *a* de un mesofiltrador zooplanctónico (*Daphnia obtusa*) y los bivalvos presentes en Laguna del Sauce. Estos experimentos tuvieron una duración de 24 horas y se utilizaron dispositivos de un litro de capacidad.

Bentos

El estudio de la comunidad bentónica cuali y cuantitativo fue efectuado en muestras colectadas con *corers* de 110 mm de diámetro para los macroninvertebrados, y en cuadrados de 1/4 m^2 de superficie para los bivalvos. Las muestras se colectaron por triplicado y mediante buceo, en las estaciones indicadas en la Fig. 13.1. A efectos de evaluar la congruencia del diagnóstico del estado trófico con los indicadores biológicos, se analizaron las relaciones de abundancia entre oligoquetos/quironómidos y la presencia de especies indicadoras de elevada o baja carga de materia orgánica. Por último, se estimó la abundancia y distribución de dos bivalvos filtradores (*Corbicula fluminea* y *Diplodon parallelopipedon*) presentes en este sistema, estimando la capacidad de filtración de estas poblaciones experimentalmente.

Necton

Se llevaron a cabo colectas para análisis cuantitativos y cualitativos de esta comunidad. Las capturas fueron efectuadas mediante el empleo de redes de enmalle construidas con 12 paneles monofilamento de distinto tamaño de malla (2.5 m de longitud por 1.5 m. de altura) unidos entre sí. Las distancias de entrenudo de los paneles fueron de 5, 6.25, 8, 10, 12.5, 15.5, 19.5, 24, 29, 35, 43 y 55 m, ordenados aleatoriamente, la pesca se realizó de acuerdo a los criterios establecidos por Appelberg (2000). Las redes fueron caladas en posiciones al azar, perpendiculares a la costa, al amanecer y al atardecer (2 horas en cada período). En el compartimento más profundo (Laguna del Sauce) fueron caladas redes en diferentes estratos de la columna de agua.

Las capturas se fijaron en solución de formol al 10% para su identificación y cuantificación en el laboratorio. A partir de esos datos se calculó la abundancia total y relativa de las especies, utilizando como índice de abundancia la captura por unidad de esfuerzo (CPUE, en kg/m^2/hora y n°/m^2/hora) (Ricker, 1975). El rol trófico de las especies encontradas fue revisado en la literatura. Adicionalmente los estómagos fueron disectados y analizados cualitativa y cuantitativamente. A partir de estos datos se evaluó el posible impacto de la comunidad nectónica en los controles descendentes, calculando la relación de biomasa de peces piscívoros/planctívoros, un importante estimador de la presión de predación del zooplancton.

Plantas acuáticas

La cobertura de la vegetación sumergida se determinó colectando las muestras mediante un *grapnel* (dispositivo metálico semejante a un ancla) en puntos equidistantes sobre transectas que cubren toda el área del sistema (fueron relevados 600 puntos). La medida es semicuantitativa, asignándose un valor de porcentaje de cobertura correspondiente a uno de los siguientes rangos (0, 0-10, 10-25, 25-50, 50-75, 75-100 y 100%). Asimismo, se determinó el volumen del sistema ocupado por la vegetación sumergida (PVI, Canfield et al., 1984), el cual se estima como el producto del porcentaje de cobertura de la vegetación por la altura de las plantas, dividido por la profundidad de la columna en cada punto considerado durante la estimación de la cobertura.

13.3

Trayectoria histórica del estado trófico

En el testigo de sedimento colectado se procedió a la caracterización granulométrica de acuerdo a la técnica mencionada en García-Rodríguez et al. (2001); el contenido de materia orgánica y carbonatos fue cuantificado por la pérdida de peso por ignición según la técnica de Hieri et al. (2001); los contenidos de N y P total fueron determinados de acuerdo a la técnica de Valderrama (1981). El contenido de carbono y los pigmentos fotosintéticos fueron analizados por técnicas instrumentales descritas en García-Rodríguez (2002). Muestras para microfósiles de diatomeas, crisofitas y silicofitolitos fueron tratadas e identificadas de acuerdo a Metzeltin & García-Rodríguez (2003), Inda (2009) y del Puerto (2009). Respecto a la datación por la técnica de ^{14}C (vida media de desintegración 5370 años), se llevó a cabo en el laboratorio de Datación ^{14}C, Cátedra de Radioquímica, Facultad de Química. La misma es útil para datar escalas de milenios. La técnica del ^{210}Pb (vida media de desintegración 22, 26 años) es apropiada para datar sedimentos correspondientes a los últimos 150 años, información relevante para evaluar los impactos humanos recientes sobre este cuerpo de agua. Para ello se toman muestras de sedimento contiguas de 1-2 cm de espesor para los 50 cm superficiales y se determina la actividad de ^{210}Pb, la cual es proporcional a la edad del sedimento. Estos últimos resultados no fueron expuestos en el presente libro.

13.4

Carga externa de nutrientes

El uso del suelo se analizó mediante imágenes satelitales, fotografías aéreas y reconocimiento de terreno. El estudio estuvo a cargo de Martín Dell´Acqua y Cecilia Petraglia de la Dirección Nacional de Recursos Naturales del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (RENARE-MGAP). Además, se recabó información histórica de censos agropecuarios, identificando evolución del uso del suelo, las actividades productivas, características de los productores y de los sistemas de producción, dotación animal por hectárea y otros datos de interés generados por la Dirección de Estadísticas Agropecuarias del MGAP. En lo referente a la evolución de la población y otros aspectos demográficos, se consideró la información de los Censos de Población y Vivienda del Instituto Nacional de Estadística. Se complementó esta información con otras fuentes secundarias como las cartas geográficas del Servicio Geográfico Militar, cartografía CONEAT, de suelos y la carta geológica del Uruguay. El procesamiento e integración de la información se llevo a cabo mediante un sistema de información geográfico (SIG).

En la estimación del aporte externo de nutrientes se procedió de acuerdo a la aproximación empleada por Uragua (2001), considerando en este trabajo las

siguientes fuentes potenciales: asentamientos humanos, agricultura y ganadería. En los aportes humanos se consideraron los valores indicativos de los consumos de materias nutritivas más importantes por habitante y por día, así como su contenido en nitrógeno (N) y fósforo (P). Los valores de nutrientes de los efluentes de la planta de tratamiento de Pan de Azúcar permitieron comparar los aportes fisiológicos de N y P (en g/h/día) estimados teóricamente con las cantidades totales aportadas en el agua residual en las condiciones climáticas y alimenticias del Uruguay.

En el caso de la agricultura se contabilizó el área destinada a cereales, tubérculos, cultivos industriales y forrajeros, hortalizas, frutales y praderas. En cada uno de estos casos, se evaluó el sistema de fertilización utilizado en el Uruguay, así como la relación entre el área cultivada y el área de la cuenca.

En las estimaciones de la ganadería se contabilizó el número de bovinos, ovinos, porcinos, equinos y aves, en los bovinos se discriminaron los aportes del ganado de carne del lechero de acuerdo a la literatura existente.

13.5

Carga interna de nutrientes

Para la estimación de la carga de nutrientes asociados al sedimento se llevaron a cabo muestreos en condiciones meteorológicas extremas de temperatura, insolación, vientos y precipitaciones (invierno y verano) en dos ciclos: 2003-2004 y 2007 -2008. El diseño de muestreo se indica en la Fig. 13.1, de acuerdo al sistema de cuadrículas regulares propuesto por Håkanson & Jansson (1983). El contenido de materia orgánica se estimó de acuerdo a la metodología de Håkanson & Jansson (op.cit), el contenido de fósforo y nitrógeno total siguiendo el procedimiento propuesto por Valderrama (1981). Para identificar los posibles mecanismos de intercambio de nutrientes entre el sedimento y la columna de agua, se determinó *in situ* el potencial de óxido-reducción en la interfase agua-sedimento; se registró el contenido de hierro y aluminio del sedimento (APHA, 1985), así como la concentración de oxígeno y pH en el agua de fondo.

13.6

Plan de Gestión

En primer lugar se identificaron todos los actores sociales e instituciones que de alguna manera están involucrados en el manejo de recursos naturales de la cuenca, explorando posibles sinergias y oportunidades para la cooperación. En segundo término, se generó un ámbito favorable para difundir el conocimiento científico obtenido, así como generar un ámbito en el que estos puedan expresar sus puntos de vista, priori-

dades de manejo, conflictos y conocimientos específicos del área y problemática. Para ello, se implementaron talleres en localidades de la cuenca (previamente difundidos) promoviendo la participación activa de actores sociales, instituciones y comunidades locales. Durante los talleres, se explicaron los fundamentos y conocimientos actualizados del funcionamiento ecosistémico de la cuenca y las medidas tendientes a la rehabilitación del sistema y mantener el suministro de agua potable en el tiempo. Asimismo, existieron instancias para la participación y aporte por parte de los participantes, lo cual fue documentado (en forma de manual o grabado para su posterior transcripción y análisis).

La última etapa del proyecto consistió en la elaboración del plan de gestión para la cuenca, de acuerdo a las estrategias conocidas como *middle ground*, las que pueden traducirse como término medio entre ciencia y manejo (Carr 2002) (Fig. 13.2). Esta concepción supone que los procesos de rehabilitación trascienden la competencia técnica y eficiencia e involucran aspectos culturales, políticos, morales y estéticos. Inevitablemente, estos valores difieren de un lugar a otro y las iniciativas de rehabilitación no serán efectivas a menos que la sociedad apruebe sus objetivos. La forma en que los proyectos de rehabilitación son presentados a una audiencia amplia, así como la forma en que esa audiencia pueda participar son componentes fundamentales del proceso (Boon 1998).

Idealmente, la comunidad provee el propósito y motivación para el proyecto, guiando lo que es esperable. A su vez se necesita de un esfuerzo para la implementación, mantenimiento y monitoreo de los proyectos. Las respuestas al monitoreo aseguran que los resultados están incorporados dentro de un contexto de manejo adaptativo (Brierley & Fryirs 2005). En última instancia, los enfoques participativos desarrollan la conciencia, educación y compromiso de alcanzar objetivos comunes.

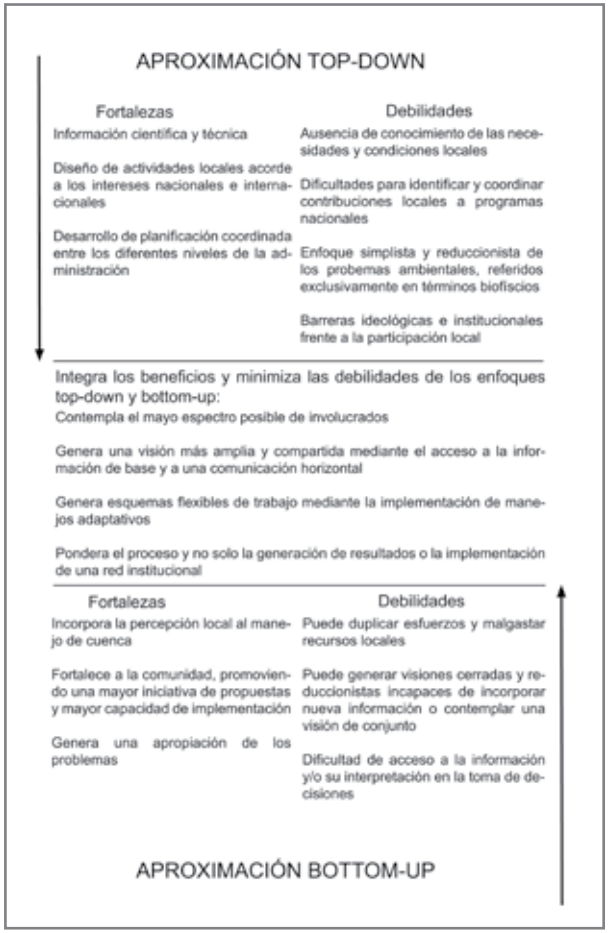


Fig. 13.2. Marco conceptual de referencia para la elaboración del un plan de gestión de la cuenca de Laguna del Sauce, basado en Brierley & Fryirs (2005). La estrategia de trabajo intermedio o denominada middle ground *procura compatibilizar los enfoques clásicos descendentes* (top-down) *y ascendentes* (bottom-up)*, integrando sus fortalezas.*

Durante los talleres se promovió la generación de una visión consensuada y compartida para el desarrollo efectivo de un plan de manejo. Este proceso que comienza con comunicación clara y la habilidad de escu-

char, requiere de la reconciliación de una amplia gama de intereses potencialmente conflictivos. La mayoría de los actores responsables o con injerencia directa en la gestión de este cuerpo de agua y su cuenca se vincularon al trabajo liderados por el ámbito local (Intendencia Municipal de Maldonado). Los talleres y diseño de estrategias se realizaron en las ciudades de Maldonado y Pan de Azúcar durante dos días de trabajo.

Referencias

APHA. 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA-AWWA-WPCF. 16th edition. Washington.

Appelberg M. (ed.). 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets. Institute of Freshwater Research, Drottningholm.

Boon, P. J. 1998. River restoration in five dimensions. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 8, 257-264.

Brierley G.J., & Fryirs K. A. 2005. Geomorphology and River Management: Applications of the River Styles Framework. Blackwell, Victoria-Australia.

Bullock J. 1996. Plants. En: Ecological Census Techniques. W. J. Sutherland (ed.). Cambridge University Press, Cambridge. pp: 111-138.

Canfield D.E. Jr., Shireman J.V., Colle D.E., Haller W.T., Watkins C.E. & Maceina M.J.. 1984. Prediction of chlorophyll a concentration in Florida lakes: importance of aquatic macrophytes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 41:497-501.

Carr A. 2002. Grass Roots and Green Tape. Principles and Practices of Environmental Stewardship. NSW: Federation Press, Leichardt.

del Puerto L. 2009. Silicofitolitos como indicadores paleoambientales: Bases Comparativas y Reconstrucción Paleoclimática a partir del Pleistoceno Tardío en el SE del Uruguay. Tesis de Maestría PEDECIBA. Montevideo

García-Rodríguez F. 2002. Estudio paleolimnológico de Lagunas de Rocha, Castillos y Blanca, sudeste del Uruguay. Tesis Doctorado PEDECIBA/Ecología - DAAD, Facultad de Ciencias, Montevideo.

García-Rodríguez F., L. del Puerto, H. Inda, C. Castiñeira, R. Bracco, P. Sprechmann & B. Scharf . 2001. Preliminary paleolimnological study of Rocha lagoon, SE Uruguay. Limnologica. 31: 221-228.

Guillard R.R. 1978. Counting Slides. In: Phytoplankton Manual. Sournia, A. (eds). UNESCO. Paris.

Hakanson L. & M. Jansson. 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag, Berlin.

Heiri O., Lotter A.F. & Lemcke G. 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content: reproducibility and comparability of the results. Journal of Paleolimnology 25: 101-110.

Inda H. 2009. Paleolimnología de cuerpos de agua someros del sudeste del Uruguay: evolución holocénica e impacto humano. Tesis de Maestría PEDECIBA, Montevideo.

Koroleff F. 1970. Direct determination of ammonia in natural water as indophenol-blue. International Conference in the Exploration of the Sea. C.M. 1969/C9. ICES. Information on techniques and methods for sea water analysis. Interlaboratory Reports 3:19-22.

Metzeltin D. & García-Rodríguez F. 2003. Las Diatomeas Uruguayas. DIRAC Ediciones, Facultad de Ciencias, Montevideo, Uruguay.

Murphy J. & Riley J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Analytical Chemical Acta 27:31-36.

Müller R. & Widemann O. 1955. Die Bestimmung des Nitrat-Ions in Wasser. Von Wasser 22:247.

Müllin, J.B. & Riley J.P. 1955 The spectrophotometric determination of silicate-silicon in natural waters with special reference to sea water. Analytical Chemical Acta 12:162-170.

Nush E. 1980. Comparisons of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. Archiv für Hydrobiologie Ergebnisse der Limnologie 14: 14-36.

Paggi J. & Jóse de Paggi S. 1974. Primeros estudios sobre el zooplancton de las aguas lóticas del Paraná medio. Phycis (secc. B) 33:94-114.

Uragua S.A. 2001. Estimación de la eutrofia potencial de la Laguna del Sauce en el Departamento de Maldonado. Informe Técnico, Maldonado.

Valderrama, J. 1981. The simultaneous analysis of total N y P in natural waters. Marine Chemistry 10:1009-1022.

Van der Hoek C., Mann S.G. & Jahns H.M. 1997. Algae: An introduction to phycology. Cambridge University Press, Cambridge.

Glosario

Alcalinidad
Representa la capacidad que un sistema acuático tiene para neutralizar los ácidos. Esta capacidad depende de la presencia de algunos compuestos, fundamentalmente bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos.

Algas
Término general aplicado a organismos fotosintéticos, generalmente acuáticos, micro (fitoplancton) o macroscópicos (macroalgas).

Anoxia
Ausencia total de oxígeno.

Antrópico
De origen humano.

Bentos
Comunidad de organismos asociados al sedimento de un ecosistema acuático. En función del compartimento que los organismos utilizan preferencialmente se clasifican en endobentónicos o epibentónicos, los primeros se encuentran enterrados la mayor parte del tiempo en el sedimento mientras que los segundos habitan la interfase agua-sedimento.

Bioacumulación
El aumento progresivo de una sustancia en un organismo debido a que el ritmo de ingreso supera la capacidad de eliminación es denominada bioacumulación.

Bioconcentración
Cuando la concentración de un plaguicida o cualquier compuesto químico es mayor en el organismo que en el ambiente al que está expuesto se denomina bioconcentración.

Biomagnificación
Tendencia de los contaminantes a concentrarse en los niveles tróficos sucesivos a lo largo de las cadenas trófica.

Biomanipulación
Alteración deliberada de la estructura de la trama trófica de forma de llevar al sistema hacia un estado deseado.

Biomasa
Peso del material vivo por unidad de área o volumen.

ca.
Abreviatura por aproximadamente, cerca de.

Calanoides
Orden de copépodos con representantes planctónicos y asociados a sustratos vivos (plantas acuáticas) o inertes y alimentación de tipo herbívora.

Carga
Cantidad de nutrientes aportados a un cuerpo de agua o presentes en el sistema en un tiempo dado o por unidad de área (ej.: kg de nitrógeno por año, kg de fósforo por metro cuadrado). Puede estar atribuida a una fuente particular (ej.: a través de un afluente) o al aporte total que recibe un sistema.

Cascada trófica
Interacción trófica indirecta entre tres niveles (A, B, C). A preda sobre B y éste sobre C. A indirectamente influye a C.

Cianobacterias
Grupo de microorganismos fotosintéticos. Poseen estructuras de tipo bacteriano (procariotas), pero poseen además clorofila a y una bioquímica de fotosíntesis similar a algas y plantas superiores.

Ciclopoides
Orden de copépodos con representantes planctónicos y bentónicos y alimentación de tipo carnívora u omnívora.

Cladóceros
Grupo de crustáceos de pocas micras de largo, que se alimentan filtrando partículas del agua (principalmente fitoplancton). También llamados "pulgas de agua". El género más ampliamente conocido es Daphnia.

Clorofila a
El pigmento fotosintético más importante de algas y plantas. Generalmente se usa como una medida de biomasa del fitoplancton.

Clorofitas
Grupo fitoplanctónico también denominado "algas verdes". Presentan clorofila a y b, más almidón como sustancia de reserva. Incluye aproximadamente 8000 especies conocidas, siendo el 90% perteneciente a ambientes lacustres.

Coeficiente de partición Octanol – Agua (Kow)
Indicador de la afinidad de una sustancia por los tejidos orgánicos, es una medida de la capacidad de una sustancia para incorporarse en la cadena trófica.

Conductividad
Medida del contenido total de iones disueltos en el agua, lo cual se refleja en su habilidad para conducir la electricidad.

Control ascendente (Bottom- up)
Control de la estructura de una trama trófica que opera a través de los recursos, nutrientes y/o luz en el caso de los productores primarios (plantas y microalgas) o de la producción primaria en el caso de los animales.

Control descendente (Top-down)
Control de la estructura de una trama trófica dado por organismos de los niveles superiores de la cadena trófica a través del consumo de organismos de niveles inferiores.

Copépodos
Grupo de crustáceos de pocos milímetros de largo más diverso en el océano que en el agua dulce. Algunas especies se alimentan filtrando pequeñas partículas, otras atrapan partículas mayores como pequeños animales. Su historia de vida comprende seis estadios larvales denominados nauplios, cinco estadios juveniles (copepoditos) antes de convertirse en adultos sexualmente maduros (estadio doce).

Crisofitas
División de algas de color verde amarillento o pardo amarillento parecidas a las algas verdes, de las que se diferencian por sus pigmentos celulares y por la forma de almacenar sustancias de reserva más bien grasas, en vez de almidón. Suelen ser monocelulares, agrupándose con frecuencia en colonias, y a veces pluricelulares y flageladas. Su coloración se debe a los pigmentos que enmascaran el verde de la clorofila.

Detritívoro
Organismo que se alimenta de desechos de otros organismos (detritos), pudiendo ser estos restos animales, vegetales o aun partículas de sedimentos.

Diatomeas
Grupo fitoplanctónico, algas marrones o pardas microscópicas abundantes en ecosistemas acuáticos. Las paredes de sus células están compuestas por silicatos polimerizados. Este grupo está muy bien estudiado, ya que por su conservación en el sedimento (fósiles) es utilizado para interpretar cambios ocurridos en el pasado de los ambientes.

Disco de Secchi
Aparato plano, circular de color blanco y negro que se utiliza para medir visualmente la transparencia de la columna de agua, de acuerdo a la profundidad en que ya no es visible.

EC50
Concentración necesaria para lograr un efecto deseado en el 50% de la población ensayada.

Especie exótica
Especie vegetal o animal que se encuentra más allá de su rango natural de distribución, generalmente debido a que el hombre actúa como vector de transporte.

Especie nativa
Especie animal o vegetal que es naturalmente propia de una determinada locación.

Estado de equilibrio
Se refiere a la situación en la que cada compartimento (suelo, agua, aire, sedimento) presenta una concentración tal, que no hay una tendencia a transferencia neta de masa.

Estado estacionario
Se refiere al hecho que las condiciones cambian muy lentamente en el tiempo (las propiedades son independientes del tiempo).

Estado trófico
Grado de fertilidad o productividad de un lago u otro sistema.

Estados estables alternativos
Teoría ecológica que postula la existencia potencial de estructuras ecosistémicas (y funcionamiento) marcadamente diferentes bajo iguales condiciones ambientales.

Estratificación térmica
Gradiente de temperatura y densidad del agua en profundidad, aguas caliente en la parte superior y fría contra el sedimento. Las diferencias de densidad en las capas de la columna de agua limitan la mezcla de sustancias y gases.

Eutrófico
Término utilizado en aquellos sistemas que presentan una alta fertilidad o productividad.

Eutrofización
Proceso de incremento en la entrada de nutrientes a un sistema acuático, generalmente nitrógeno y fósforo, aumentando la productividad de las comunidades y provocando cambios en su estructura. Puede ocurrir de forma natural o más usualmente por un enriquecimiento de nutrientes a partir de actividades antrópicas en la cuenca.

Exótico
Especie animal o vegetal introducida intencionalmente o no en un ecosistema o región fuera de su rango original de distribución.

Fase de agua clara
Condiciones del lago en que la profundidad del disco de Secchi es superior a un metro. Generalmente se asocia a una reducida biomasa fitoplanctónica.

Fitoplancton
Organismos fotosintéticos microscópicos que se encuentran suspendidos o flotando en aguas naturales (microalgas). Contienen clorofila a y otros pigmentos accesorios que les dan colores característicos. Se mantienen en suspensión por las corrientes generadas por el viento, por la presencia de flagelos en ciertas especies y por mecanismos de flotación, presentes principalmente en algunas cianobacterias formadoras de floraciones.

Floración
Aumento rápido de la densidad de microalgas en un cuerpo de agua. Constituye una acumulación superficial de cianobacterias o de otros grupos fitoplanctónicos que se produce generalmente bajo condiciones de aguas calmas.

Fugacidad
Se refiere a la tendencia al escape que presenta una sustancia desde una fase dada, por ejemplo la tendencia a acumularse en el agua, sedimento o biota.

Gobernanza adaptativa
Término que abarca las estructuras y procesos por los cuales los seres humanos deciden diferentes aspectos del manejo de los servicios ecosistémicos.

Gradiente
Diferencia de concentraciones de un elemento o compuesto entre dos compartimentos.

Grupos funcionales
Conjunto de entidades biológicas que poseen características funcionales o estructurales comunes.

Hidrófitas
Plantas vasculares acuáticas, incluye especies de helechos, gimnospermas y angiospermas. Presentan distintas formas de vida según su relación con el sustrato: flotantes libres, flotantes enraizadas, emergentes o sumergidas (por ej. *Egeria densa*).

Hipereutrófico
Estado de un sistema de muy alta productividad o fertilidad.

Hipoxia
Bajos niveles de oxígeno disuelto.

Histéresis
Propiedad de un sistema de presentar estados estables alternativos sobre un amplio rango de condiciones dependiendo de la trayectoria histórica en que se encuentre.

Holoceno
Período geológico correspondiente a los últimos 10.000 años.

Humedal
Interfase o ecotono entre los ecosistemas acuático y terrestre, se caracterizan por un sustrato cubierto o saturado de agua. La vegetación se encuentra adaptada a las condiciones particulares que genera el hidromorfismo (saturación del sistema de poros por agua).

Incertidumbre
Expresión del grado de desconocimiento de una condición futura, por ejemplo, de un ecosistema.

ISO
International Organization for Standardization. Organismo que promueve el desarrollo de normas internacionales de fabricación, comercio y comunicación.

LC50
Concentración necesaria para matar al 50% de los organismos ensayados.

Limnología
Rama de la ecología que estudia los ecosistemas acuáticos continentales: lagos, lagunas, ríos, charcas, marismas y estuarios.

Litoral
Zona del largo ubicada entre la línea de costa y la profundidad donde se establece la vegetación sumergida.

Manejo adaptativo
Proceso formal de conducir, implementar y analizar planes de gestión de ecosistemas, servicios ecosistémicos u otro tipo de sistemas complejos. En esta concepción se considera los planes de manejo como experimentos que incrementan el conocimiento de la dinámica de los sistemas socioecológicos.

Medidas externas de manejo
Herramientas destinada a la reducción del aporte externo de nutrientes o contaminantes. Incluye desde el manejo de cuencas hasta procedimientos más específicos como las plantas de tratamientos de efluentes.

Medidas internas de manejo
Contempla básicamente las técnicas de biomanipulación y la reducción de la carga interna de nutrientes mediante procedimientos de aislamientos químico o físico del sedimento.

Mesofiltrador
La comunidad zooplanctónica puede clasificarse en diferentes grupos funcionales vinculados al régimen de alimentación y tamaño de los organismos. Los mesofiltradores incluyen a especies de cladóceros y copépodos calanoides.

Mesotrófico
Estado de un sistema de fertilidad o productividad intermedia.

Microalgas
Ver fitoplancton.

Nanoflagelado
Bacterias heterotróficas con capacidad de movimiento.

Nauplios
Ver copépodos. Los primeros seis estadios larvales de un total de doce de los copépodos.

Necton
Organismos que habitan la región pelágica y que tienen movimiento propio capaz de contrarrestar los movimientos del agua. En lagos esta comunidad está constituida principalmente por peces.

Nutrientes
Sustancias imprescindibles en los procesos de síntesis de la materia orgánica u obtención de energía en los organismos vivos. En este trabajo se refiere fundamentalmente a elementos como el nitrógeno, el fósforo y sílice, los cuales generalmente son escasos en sus formas asimilables. Además de éstos se precisan aproximadamente otros 20 elementos (entre macro y micronutrientes) para el crecimiento y mantenimiento. La mayoría son relativamente abundantes.

Oligotrófico
Sistema que presenta una fertilidad o productividad baja.

Oligrotrofización
Proceso de reducción del aporte externo de nutrientes a una ecosistema acuático.

Omnívoro
Animal que se alimenta de diferentes niveles tróficos, generalmente productores primarios y secundarios, comprendiendo por ende en su dieta tanto vegetales como animales.

Paleolimnología
Estudio de la historia y trayectoria de los ecosistemas acuáticos continentales, realizado a partir del análisis de indicadores físicos, químicos y biológicos contenidos en los sedimentos depositados en fondos de lagos y lagunas.

PBI
Producto bruto interno, indicador económico que mide el valor monetario de la producción de bienes y servicios de un país durante un período de tiempo.

Plantas acuáticas
Todas las formas macroscópicas dentro de la vegetación acuática, incluye las hidrófitas y las macroalgas (por ej. *Chara*).

Pelágica
Zona de aguas abierta de un lago libre de vegetación acuática emergente, sumergida o de hojas flotantes.

Perturbación
Modificación del estado de un ecosistema, generalmente por la pérdida de biomasa.

pH
Medida de la acidez, definida como el menos logaritmo en base 10 de la concentración molar de hidrogeniones (-log10 $[H^+]$). La escala, de 0 a 14, indica con cada unidad sucesiva una disminución en diez de la concentración de iones de hidrógeno. Por lo tanto, cuanto menor es el valor de pH mayor es la acidez.

Picoplancton
Es la fracción de plancton fotosintético compuesto de células entre 0,2 y 2 µm.

Piscívoros
Animales que se alimentan de peces. En este trabajo se refiere básicamente a otros peces.

Planctívoros
Animales que se alimentan de plancton.

Plancton
Término proveniente del griego que significa errante. Comunidad de organismos microscópicos de la columna de agua con poco o nulo movimiento propio.

Potencial de óxido-reducción
Es una medida de la actividad de los electrones asociado al pH y al contenido de oxígeno.

Productores primarios
Organismos capaces de sintetizar materia orgánica a partir de energía proveniente directamente de la luz o de reacciones de óxido-reducción. En el ambiente límnico, los principales productores primarios son el fitoplancton, las plantas acuáticas y algunas especies de bacterias. Se clasifican en dos categorías: productores primarios fotoautotróficos, los cuales utilizan la energía solar para la producción de materia orgánica, y los quimioautotróficos, que utilizan la energía de reacciones de oxidación y reducción. Los fotoautotróficos son los más importantes en la mayoría de los sistemas acuáticos.

PVI
"Per cent volume infested". Volumen del sistema ocupado por la vegetación sumergida, expresado como porcentaje. Implica medidas de la cobertura vegetal, la longitud de las plantas y la profundidad de la columna de agua.

Rehabilitación
Mejora en la calidad y conservación de un hábitat determinado, sin alcanzar las características originales o prístinas del mismo.

Resiliencia
Medida de la estabilidad de un sistema acuático. Tendencia a permanecer o retornar al mismo estado a pesar de cambios en las condiciones externas.

Restauración
Proceso por el cual un hábitat determinado vuelve a su estado original, ya sea bajo las condiciones ambientales actuales o a un estado anterior previo a un disturbio.

Retroalimentación
La retroalimentación se produce cuando las salidas del sistema o la influencia de las mismas vuelven a ingresar al sistema como recursos o información. La retroalimentación permite el control de un sistema y que el mismo tome medidas de corrección o potenciación en base a la información retroalimentada.

Ripario
Formación vegetal arbustiva y/o arbórea asociados a cuerpos de agua continentales, generalmente de aguas corrientes.

Rotíferos
Grupo de animales pequeños, multicelulares, que se alimentan de pequeñas partículas del agua, atrayéndolas mediante corrientes de agua creadas por una corona de cilios cuyos movimientos semejan a un rotor.

Sedimento
Partículas predominantemente minerales que se acumulan en la superficie terrestre a partir de diferentes procesos de transporte y depósito.

Somero
Sistema acuático cuya profundidad máxima generalmente no supera los cuatro metros y que no presenta estratificaciones térmicas prolongadas en el tiempo.

Toxicidad
Potencial relativo de una sustancia tóxica o combinación de ellas de producir daño en los organismos vivos cuando estos se encuentran expuestos a ella.

Trama trófica
Describe la estructura de las comunidades biológicas y las interacciones trófica directas (ej. predación) e indirectas (ej. cascada trófica) entre sus componentes.

Transporte advectivo
Transporte de un agente químico que ocurre en asociación con un material transportador que se mueve por razones no relacionadas a la presencia del agente químico, por ejemplo la sedimentación.

Tratamiento primario, secundario o terciario
Fases del tratamiento de efluentes domésticos. La fase primaria incluye la remoción de sólidos, la secundaria la degradación de la materia orgánica y la terciara la disminución del aporte de nutrientes generados por la descomposición de la materia orgánica. Esta última fase puede implementarse por métodos químicos o sistemas naturales (humedales).

Turbidez
Medida del grado en que las partículas suspendidas reducen la penetración de la luz en aguas naturales.

Umbral
Magnitud de un proceso sistémico en el que se produce un cambio rápido o repentino.

Zooplancton
Comunidad animal que puede nadar libremente o permanecer suspendida en la superficie del agua.

Autores

Carlos Acuña
Arquitecto (UdelaR)
Profesor Titular
Instituto de Teoría & Urbanismo, Facultad de Arquitectura, UdelaR
Estudios Territoriales-CURE
acuna@farq.edu.uy

Ricardo Alcorta
Contador Público (UdelaR)
Director Unidad de Gestión Desconcentrada OSE-Maldonado
ralcorta@ose-ugd.com.uy

Marcelo Caffera
Licenciado en Economía (UdelaR)
Máster en Ciencias (University of Massachusetts)
Doctor en Ciencias (University of Massachusetts)
Profesor
Departamento de Economía, Universidad de Montevideo
marcaffera@um.edu.uy

Carmela Carballo
Licenciada en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Estudiante de la Maestría en Ciencias Biológicas-Ecología (PEDECIBA)
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
carmelacarballo@gmail.com

Juan Clemente
Licenciado en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Laboratorio Tecnológico del Uruguay
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
jcleme@latu.org.uy

Carolina Crisci
Licenciada en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Estudiante de Doctorado en Ciencias (Centre d´Océanologie de Marseille)
Unidad de Enseñanza-Facultad de Ingeniería
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
carocrisci@hotmail.com

Laura del Puerto
Licenciada en Antropología – Arqueología (UdelaR)
Máster en Ciencias Biológicas-Ecología (PEDECIBA)
Estudiante de Doctorado en Ciencias Biológicas (PEDECIBA)
Asesor Ministerio de Educación y Cultura
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
ldelpuerto@hotmail.com

Felipe García-Rodríguez
Licenciado en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Máster en Ciencias (University of Port Elizabeth)
Doctor en Ciencias Biológicas (PEDECIBA)
Profesor Adjunto
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
Departamento de Oceanología, Facultad de Ciencias, UdelaR
felipe.garciarodriguez@gmail.com

Hugo Fort
Licenciado en Física (UdelaR)
Máster en Física (PEDECIBA)
Doctor en Ciencias Físicas (Universidad Autónoma de Barcelona)
Profesor Titular
Instituto de Física-Facultad de Ciencias Universidad de la República
Co-fundador del Instituto SARAS
hugo@fisica.edu.uy

Claudia Fosalba
Licenciada en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Estudiante de la Maestría en Ciencias Biológicas-Ecología (PEDECIBA)
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
claudiafosalba@gmail.com

Soledad García
Licenciada en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
elos_g@hotmail.com

Iván González-Bergozoni
Licenciado en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Estudiante de la Maestría en Ciencias Biológicas-Ecología (PEDECIBA)
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
ivan2002uy@hotmail.com

Guillermo Goyenola
Licenciado en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Máster en Ciencias Biológicas-Ecología (PEDECIBA)
Estudiante de Doctorado en Ciencias Biológicas (PEDECIBA)
Asistente
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
goyenola@gmail.com

Jorge Hourcade
Ingeniero Civil, opción Hidráulica & Sanitaria (UdelaR)
Encargado de la Unidad de Gestión Territorial, Intendencia de Maldonado
ugtmaldonado@gmail.com

Carlos Iglesias
Licenciado en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Máster en Ciencias Biológicas-Ecología (PEDECIBA)
Doctor en Ciencias (Aarhus University)
Asistente
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
caif@fcien.edu.uy

Hugo Inda
Licenciado en Antropología – Arqueología (UdelaR)
Master en Ciencias Biológicas-Ecología (PEDECIBA)
Estudiante de Doctorado en Ciencias Biológicas (PEDECIBA)
Asistente
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
hif@adinet.com.uy

Erik Jeppesen
Máster en Ciencias (University of Copenhagen)
Doctor en Ciencias (University of Aarhus)
Profesor
National Environment Research Institute & University of Aarhus
ej@dmu.dk

Susana Kausas
Ingeniera Agrónoma (UdelaR)
Dirección General de Recursos Naturales Renovables
Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca
sukausas@gmail.com

Alejandra Kröger
Estudiante Licenciatura en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
alekroger@yahoo.com

Juan José Lagomarsino
Licenciado en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Laboratorio Unidad de Gestión Desconcentrada OSE-Maldonado
jlagomarsino@ose-ugd.com.uy

Diego Larrea
Licenciado en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Consultor Dirección Nacional de Medio Ambientes
lardiego@gmail.com

Eleonora Leicht
Arquitecta (UdelaR)
Máster en Artes y Diseño Urbano (Oxford Brookes University)
Estudiante de Doctorado en Urbanismo (Universidad Politécnica de Catalunya)
Profesor Adjunta
Instituto de Teoría & Urbanismo, Facultad de Arquitectura, UdelaR
Estudios Territoriales-CURE
eleonoraleicht@gmail.com

Néstor Mazzeo Beyhaut
Licenciado en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Doctor en Ciencias (Universidad de Concepción)
Profesor Agregado
Departamento de Ecología y Evolución
CURE-Facultad de Ciencias
Co-fundador del Instituto SARAS
mazzeobeyhaut@yahoo.com

Nicolás Marchand
Licenciado en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Máster en Ciencias Ambientales (UdelaR)
Doctor en Manejo Ambiental (Lincoln University)
Producción Responsable- Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca
Asistente
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias/ Instituto SARAS, UdelaR
nicolasmarch@gmail.com

Soledad Marroni
Licenciada en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Estudiante de la Maestría en Ciencias Biológicas-Ecología (PEDECIBA)
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
solemar_11@hotmail.com

Malvina Masdeu
Licenciada en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Estudiante de la Maestría en Ciencias Biológicas-Ecología (PEDECIBA)
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
malvinish@hotmail.com

Mariana Meerhoff
Licenciado en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Máster en Ciencias Biológicas-Ecología (PEDECIBA)
Doctor en Ciencias (University of Aarhus)
Investigador Asociado
National Environmental Research Institute-Aarhus University, Dinamarca
Profesor Adjunto
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias/ Instituto SARAS, UdelaR
mm@dmu.dk

Gustavo Méndez
Químico Farmacéutico (UdelaR)
Jefe Laboratorio Unidad de gestión Desconcentrada OSE-Maldonado
gmendez@ose-ugd.com.uy

Juan Pablo Pacheco
Licenciado en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Estudiante de la Maestría en Ciencias Biológicas-Ecología (PEDECIBA)
Asistente
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
juanppacheco@yahoo.com

Valeria Perez Güida
Licenciado en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Máster en Gestión de los Recursos Hídricos (UNESCO-IHE)
Dirección Nacional de Medio Ambiente
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
valeperezg@hotmail.com

Marten Scheffer
Máster en Ecología (University of Utrecht)
Doctor en Ciencias (University of Utrecht)
Profesor
Aquatic Ecology and Water Quality Management-Wageningen University
Co-fundador y Director del Instituto SARAS
marten.scheffer@wur.nl

José Sciandro
Abogado (UdelaR)
Asesor Jurídico de Intendencias de la Región Este
sciandro@adinet.com.uy

Manfred Steffen
Ingeniero en Medios de Comunicación
Primer Asistente del Programa Estado de Derecho para Latinoamérica de la Fundación Konrad Adenauer
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
manfred.steffen@active.com.uy

Adriana Rodríguez
Ingeniera Química (UdelaR)
Magister en Ciencias Ambientales (Facultad de Ciencias-UdelaR)
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
arodriguezfernandez@gmail.com

Franco Teixeira de Mello
Licenciado en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Magister en Ciencias Ambientales (UdelaR)
Estudiante de Doctorado en Ciencias Biológicas (PEDECIBA)
Asistente
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
frantei@fcien.edu.uy

Mariana Vianna
Estudiante Licenciatura en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
marianav@fcien.edu.uy

Nicolás Vidal
Licenciado en Ciencias Biológicas (UdelaR)
Estudiante de la Maestría en Ciencias Biológicas-Ecología (PEDECIBA)
Departamento de Ecología y Evolución, CURE-Facultad de Ciencias, UdelaR
ocin101@hotmail.com

Agradecimientos

Los editores me han solicitado escribir esta sección debido a mi permanencia ininterrumpida en las investigaciones de Laguna del Sauce. Los trabajos durante todos estos años fueron posibles gracias al apoyo de la familia Puppo, quienes brindaron todos los medios a su alcance para facilitar el trabajo de campo en un sistema extremadamente complejo por su tamaño y particular régimen de olas. En homenaje a la ayuda y amistad de los últimos diez años, dedicamos el presente libro a María, Carmen, Blanca y Juan José.

Los estudios en este sistema se iniciaron en el período en que Uragua S.A. era la responsable del suministro del agua potable en Maldonado, instancia en que conocimos y colaboramos con Maite Cabañas, persona destacada por su dedicación, esfuerzo y apoyo a las actividades de investigación de estudiantes de grado y postgrado. El trabajo con la empresa privada ocasionó serias dificultades y problemas dentro del ámbito de la Universidad de la República. En esa fase oscura, donde algunos no distinguieron entre el aporte al conocimiento de un cuerpo de agua y los problemas inherentes a un proceso de privatización del suministro de agua potable, contamos con el apoyo invalorable de Ricardo Ehrlich y Rodrigo Arocena, así como cruciales consejos de Rafael Guarga.

Los avances de la gestión de recursos hídricos en el departamento de Maldonado demuestran como la interacción entre actores informados, flexibles y colaboradores pueden superar serios obstáculos o barreras generados por la pesada burocracia del Uruguay. Los avances reales en el ámbito de la gestión se explican por el rol de figuras claves que deseamos reconocer públicamente: Jorge Hourcade, Alfredo Pacheco, Carlos Collacce y José Luis Genta.

Finalmente, deseamos expresar nuestro agradecimiento a Mariana Manfrini y Gabriel Aintablian, supervisores del PDT, quienes confiaron en nuestro trabajo y nos permitieron desarrollar la investigación en un marco de gran receptividad y adaptación a los avances y retrocesos recurrentes en la elaboración de un Plan de Gestión.

Néstor Mazzeo

Instituciones, programas y convenios financiadores de la presente obra

Programa de Desarrollo Tecnológico-PDT

Universidad de la República
Facultad de Ciencias
Vinculación con el Sector Productivo-Comisión Sectorial de Investigación Científica
Maestría en Ciencias Ambientales
Programa de Desarrollo en Ciencias Básicas (PEDECIBA)
Espacio Interdisciplinario

Convenio OSE-UGD y Facultad de Ciencias
Agencia Nacional de Investigación e Innovación (ANII)
South American Institute of Sustainability and Resilience Studies (SARAS)
Convenio OSE y Facultad de Ciencias

Instituciones colaboradoras

Vivero Laguna El Chajá
Intendencia Municipal de Maldonado
Asociación de Vecinos de Punta Ballena y Lagunas del Sauce y del Diario
Universidad de Montevideo
Armada Nacional