

APLICACIONES DE LAS TEORIAS ECOLOGICAS A LA GESTION DEL AGUA Y DE LOS ECOSISTEMAS ACUATICOS

F.A. Comín, X. Rodó, J.A. Romero, M. Menéndez

Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona, Diagonal 645, 08028 Barcelona.

Introducción

Numerosos descubrimientos científicos relativos a características ambientales de los ecosistemas, en particular de los acuáticos, han llegado a constituir un conjunto de teorías que han sido aplicadas posteriormente en la gestión de los ecosistemas acuáticos. Así, por ejemplo, las teorías sobre la existencia potencial de una limitación de la producción vegetal por la escasez de nutrientes (Liebig, 1840) llevaron a desarrollar una amplia gama de prácticas humanas de fertilización para incrementar la producción vegetal (Heinichel 1976) y animal (Coll 1986).

Este trabajo tiene por objeto mostrar la necesidad de incorporar las generalizaciones teóricas de los estudios ambientales a la gestión de los ecosistemas acuáticos y de hacerlo correctamente, de acuerdo con los principios y condiciones de los cuales surgieron, perspectiva que no es nueva (Polunin 1986) pero que a menudo se olvida o simplifica, y que está implícita en todo trabajo científico, especialmente en los relativos a las aguas y los ecosistemas acuáticos. Se hace aquí a partir de resultados de estudios recientes que corroboran el valor potencial de considerar las utilidades prácticas de las teorías ecológicas.

Las teorías de las relaciones tróficas

Las más recientes teorías sobre la complejidad de las comunidades biológicas de los ecosistemas acuáticos proponen que las relaciones tróficas establecen una conexión en cascada o red de eslabones, de tal manera que la alteración de alguno de los componentes repercute consecutivamente en el resto (Carpenter, 1988). Durante cierto tiempo se ha mantenido una discusión científica sobre si el control de las conexiones tróficas se ejerce de los niveles tróficos superiores a los inferiores (“top-down”) o al revés (“bottom-up”). Basados en numerosas experimentaciones, hoy en día se desarrolla en lagos someros de Holanda un control basado en estas teorías para eliminar poblaciones biológicas indeseables y para favorecer la proliferación de poblaciones apetecibles por diversas razones (Gulati et al., 1990). Se ha llamado **biomanipulación** a este tipo de actuaciones porque manipulando uno o varios eslabones/poblaciones de la cadena/red trófica se puede modificar algún otro eslabón/población o el conjunto de la cadena/red trófica (Fig. 1). Así, la fertilización con nutrientes puede hacer proliferar el fitoplancton, que es consumido por el zooplancton y este sirve de alimento para peces filtradores (control “bottom-up”). Este es el esquema básico habitual de cultivo de numerosas especies de peces en sistemas de acuicultura. En sistemas naturales la transmisión de la energía entre niveles tróficos es mucho más variable. Se puede llegar al fracaso con este planteamiento por la existencia de peces depredadores que consumen a los filtradores y, por cesar el efecto de estos, al proliferar el zooplancton, el cual consume y controla el fitoplancton (“top-down”). En ecosistemas naturales la red trófica es más compleja y suele llegarse a situaciones de equilibrio inestable o fluctuaciones de la composición biológica sin una tendencia a la proliferación permanente de una población a largo plazo.

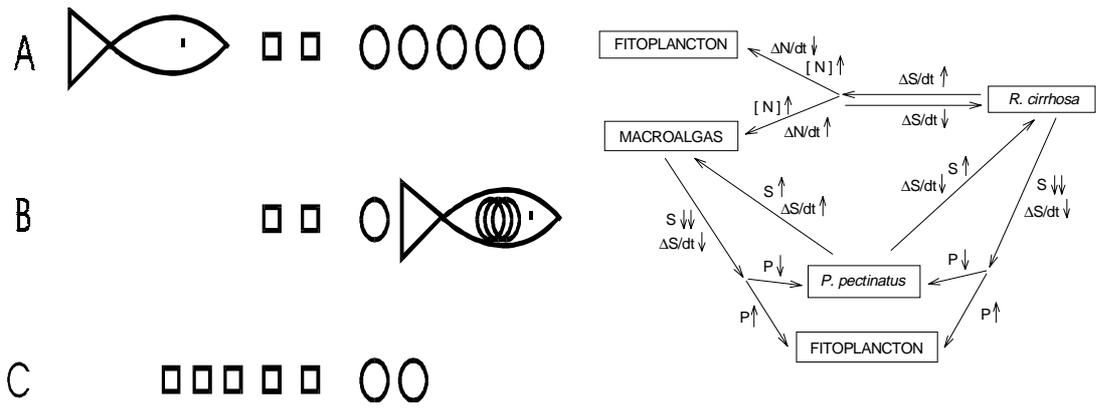
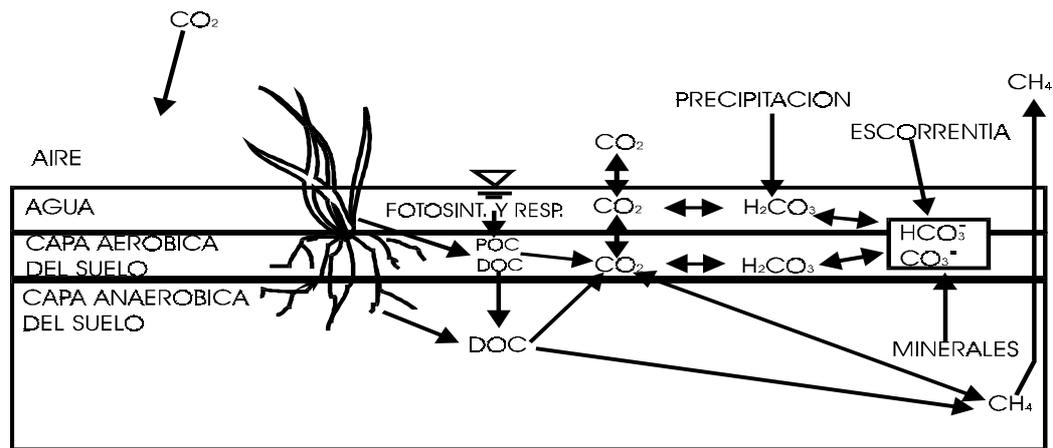


Fig. 1. Esquemas de dos ejemplos de biomanipulación en medios acuáticos con efecto sobre la composición de las comunidades biológicas. Izda.) De A a C: La acción de depredación selectiva de un vertebrado sobre una presa, círculo, favorece el cambio en abundancia relativa de las poblaciones del nivel trófico inferior. Dcha.) Cambios en la disponibilidad relativa de nutrientes en lagunas someras favorecen la proliferación de diferentes poblaciones de productores primarios. (N: nitrógeno, P: fósforo, S: salinidad, Flechas: aumento y disminución)



	Concentración Entrada mg/m ² /día	Concentración Salida mg/m ² /día	Eficiencia %
N-(NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻)	41,76± 25,17	0,14±0,16	99,59±0,56
N-NH ₄ ⁺	2,33±2,35	0,85±0,60	31,71±84,40
SRP	2,54±1,18	2,27±1,44	-4,29±84,85
NIT. TOTAL	102,73±77,88	20,75± 16,11	74,22± 16,26
DIN	63,47 ±41,34	2,48 ±2,32	95,55± 3,37

Fig. 2. Esquema de las relaciones biogeoquímicas del ciclo del carbono en humedales dominados por macrófitos emergentes (arriba) y tabla de eficiencias de eliminación de nitrógeno y fósforo del agua que circula por humedales restaurados en el Delta del Ebro (abajo)

Si los aportes de nutrientes son excesivos respecto a la capacidad de reciclado de todo el ecosistema, el fitoplancton (incluso algunas especies de fitoplancton indeseables) puede proliferar como síntoma de una eutrofización creciente. Otros síntomas de la pérdida de calidad del agua son la disminución del oxígeno que contienen y la pérdida de componentes biológicos, muchas veces de forma masiva. Los procesos de eutrofización pueden ser estimulados también por disminuir las tasas de renovación del agua en los ecosistemas. Ejemplo frecuente es el de los embalses de agua, sobre todo si están situados en los cursos de los ríos y tiene lugar un aporte persistente y alto de nutrientes. Además de aportar herramientas para regular los componentes biológicos, la teoría ecológica ha aportado también ideas para la gestión de la calidad y cantidad del agua, algunas de las cuales se han concretado en aplicaciones de gran utilidad.

Las teorías biogeoquímicas de los ecosistemas acuáticos

Los ciclos de los elementos químicos en los ecosistemas acuáticos tienen peculiaridades que se pueden utilizar para mejorar la calidad de las aguas que circula por ellos. Estas teorías, ya demostradas, postularon la interconversión de los elementos químicos a través de procesos biogeoquímicos entre los distintos componentes de los ecosistemas. En algunos de estos se pueden acumular y retener indefinidamente o liberar a otros sistemas retirándolos del agua y consiguiendo su depuración. Estos procesos, descubiertos y estudiados en ecosistemas acuáticos, incluyen la filtración y sedimentación de partículas sólidas, la degradación de la materia orgánica aeróbica y anaeróbica, reducción de nutrientes por desnitrificación, volatilización, precipitación, absorción por la vegetación, y muerte y degradación de microbios patógenos por sedimentación, filtración, acción de la radiación ultravioleta y por antibióticos excretados por las raíces de las plantas.

En este sentido, **los humedales naturales y construidos dominados por macrófitos emergentes** son especialmente efectivos, por la alta contribución del componente vegetal, para **mejorar la calidad del agua** que circula por ellos (Fig. 2). La acción depuradora de los procesos biogeoquímicos en este tipo de ecosistemas, naturales o construidos *ex profeso*, se puede aplicar intensamente para el tratamiento de aguas contaminadas y dispersas en el medio natural de forma difusa o puntual (Brix & Schierup 1989, Comín et al. 1997). Esta aplicación de la teoría ecológica ha llegado a concretarse en la construcción de estaciones depuradoras de aguas residuales para poblaciones humanas de hasta aproximadamente 2000 habitantes y otros sistemas generadores de residuos orgánicos e inorgánicos.

Teoría de las perturbaciones ecológicas y de la sucesión.

La gestión de la cantidad de agua es otro aspecto al cual ha contribuido y puede contribuir la aplicación de teorías ecológicas. La teoría de las perturbaciones ecológicas establece, entre otras cosas, que los ecosistemas están sometidos a perturbaciones naturales de diferente intensidad y frecuencia, relacionadas estas de forma inversa. Y que esta recurrencia de las perturbaciones tiene capacidad organizativa sobre los ecosistemas (Margalef, 1997). Es decir, que los fenómenos naturales son parte del funcionamiento de toda la biosfera y contribuye a la disponibilidad de los recursos naturales en un ecosistema y momento dado y a la continuidad del reciclado de los mismos. La ocurrencia de perturbaciones naturales, generalmente asociadas a fenómenos climáticos, provoca discontinuidad en el volumen de agua que contienen los ecosistemas (Fig. 3).

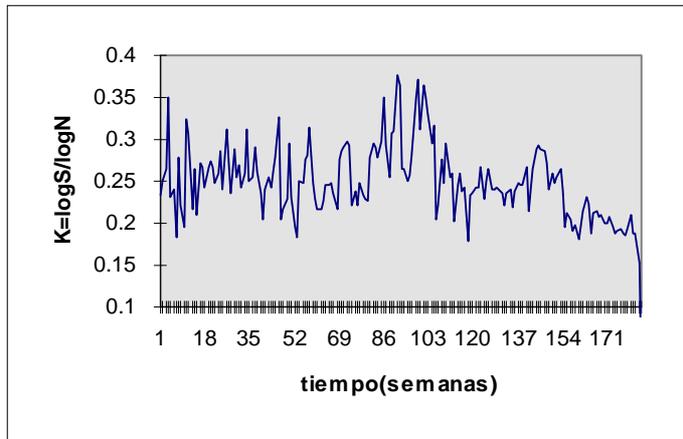
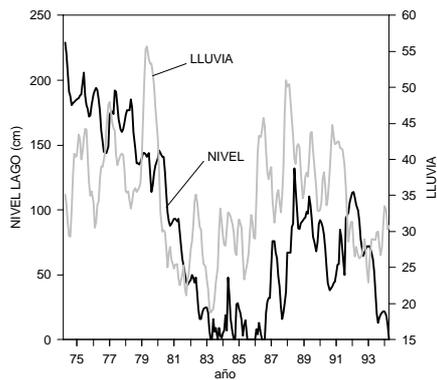


Fig. 3. Medias móviles anuales del nivel del agua medio mensual en la laguna de Gallocanta (Aragón) y de la lluvia en Daroca (arriba), y fluctuaciones de la complejidad de la comunidad de fitopláncton durante los años 1990/94 (datos semanales) (abajo).

	1971	1983	1993	Tendencia	Simulación
has.	2268	2268	2268	2268	2268
n	15	16	18	18	14
Diversidad	1.91	1.84	1.76	1.56	1.97

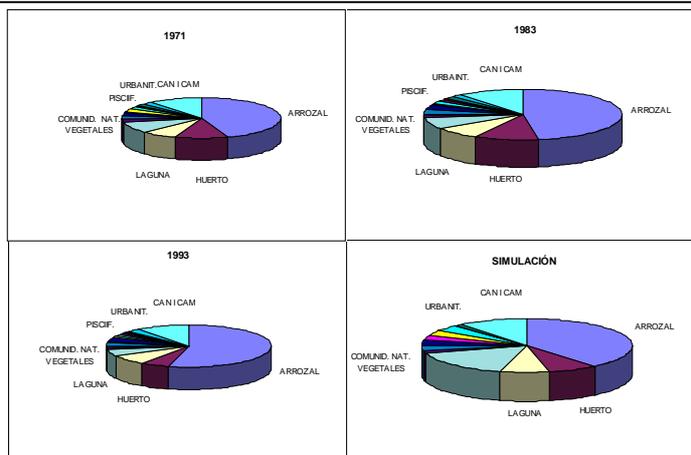


Fig.4. Cambios de la diversidad paisajística en las últimas décadas en una zona costera del Delta del Ebro, alrededor de la laguna de la Tancada, previsión a diez años siguiendo la tendencia reciente y simulación en el caso de restaurar con humedales una franja de vegetación de 100 m alrededor de la laguna (arriba), y porcentajes de distribución del espacio correspondientes a las diferentes unidades paisajísticas (abajo).

Para asegurar un mínimo de funcionamiento de los sistemas naturales se han utilizado conceptos que establecen límites fijos en el caudal (o volumen) del agua y en el espacio físico donde se relacionan los componentes del ecosistema acuático (dominio público hidráulico). Esta es una mala adaptación de las teorías ecológicas. Según éstas, la gestión más correcta de los cursos fluviales y de los ambientes lenticos, con el objetivo de usar sus recursos de forma perdurable, debería permitir la variación de los caudales de acuerdo con las perturbaciones naturales. Es decir que en lugar de asegurar un caudal fijo o constante, que en la práctica parece que se ha traducido en disminuir el caudal de los ríos hasta un mínimo, lo que debería establecerse es un **hidroperiodo funcional**, consistente en mantener a lo largo del tiempo un volumen lo más acorde posible (tanto en carga líquida y sólida como en variaciones temporales de la carga) con las variaciones meteorológicas.

La teoría de la sucesión ecológica (Margalef, 1974) postula, entre otras generalizaciones, la autoorganización de los ecosistemas y el aumento progresivo de su complejidad, en caso de estar sometidos a perturbaciones no intensas ni frecuentes. La canalización de los cursos fluviales en las zonas urbanas, una práctica tan usual en muchos municipios de todo tamaño, va en contra de estos principios y por tanto de la preservación de los valores ambientales del propio río que le dan también valor al núcleo urbano. La aplicación correcta de la teoría de las perturbaciones y de la sucesión llevaría consigo en este caso a permitir que durante los periodos de crecida se inundasen los márgenes y llanuras de inundación fluviales, lo cual hoy en día se contempla por el común como un desastre pero que, bien planificado y gestionado, serviría para gestionar caudales de agua con múltiples beneficios.

Respecto a la definición de los espacios, la aplicación correcta de las teorías ecológicas supondría el definir los límites de las zonas de dominio público hidráulico no en base a valores medios de los máximos niveles alcanzados por las aguas en épocas de crecida u otros criterios que impongan límites a la evolución geomorfológica de los sistemas naturales, sino en situar esos límites a partir de las líneas de máximo nivel alcanzado por las aguas en las condiciones climáticas actuales. Obviamente, en unas zonas de un ecosistema eso supondrá una extensión respecto a la línea ocupada por las aguas en un momento dado y en otras zonas otra extensión porque hay diferencias morfológicas entre zonas de un mismo ecosistema. Si se aplica homogéneamente la amplitud del dominio público hidráulico a todo el ecosistema se puede llegar a situaciones como la de la definición de la zona de exclusión marina de los estados que se basa en líneas paralelas a la línea de costa y no tiene sentido de protección de los recursos naturales, que era el interés original de la definición de estas zonas, porque los recursos no se disponen con igual intensidad hasta zonas límites paralelos a la línea de costa.

La teoría de la diversidad

De acuerdo con la teoría de la diversidad ecológica la distribución de las abundancias de las especies que componen un ecosistema indica refleja su funcionalidad, en el sentido de que la presencia de unas pocas especies muy abundantes es propio de ecosistemas sometidos a variaciones y con gran disipación externa de la energía que circula a su través, mientras que la presencia de un número mayor de especies con una distribución más uniforme de sus abundancias es más propia de ecosistemas sometidos a condiciones ambientales más estables y en los que la energía se aprovecha más eficientemente en los propios componentes biológicos, aunque al variar la escala de observación o de comparación de ecosistemas pueda apreciarse que sean los ecosistemas con perturbaciones intermedias los que muestran mayor diversidad. La aplicación de esta teoría a la interpretación de la evolución del paisaje en una zona del Delta del Ebro ha mostrado como la pérdida de diversidad ecosistémica lleva consigo también la pérdida de funciones que cumplen los distintos ecosistemas relacionados por los flujos de agua (Fig. 4). La misma aplicación muestra que la restauración de humedales puede significar la

recuperación de la diversidad paisajística y de las funciones ejercidas por un gradiente de ambientes sobre la calidad y cantidad de agua que circula por ellos (Comín et al. in press).

Conclusiones

La gestión del agua no puede aislarse de la de los ecosistemas de los que forma parte, del sustrato físico en el que está inmersa y de las interacciones de las que forma parte y a las que contribuye con sus flujos. De otra manera se pierde calidad y se producen disfunciones en la biosfera por alteración de la cantidad disponible en el tiempo y en el espacio. Las teorías ecológicas, surgidas de la generalización de múltiples observaciones, proporcionan numerosas aplicaciones para la gestión de las aguas y de los ecosistemas acuáticos. Entre otras, la manipulación de las redes tróficas y la utilización de los procesos biogeoquímicos propios de humedales pueden contribuir a la mejora de la calidad del agua, y el aprovechamiento de la energía asociada a perturbaciones naturales (por ej.; inundaciones, tormentas de viento) y la adaptación de las actividades humanas a las mismas pueden contribuir a la gestión de la cantidad del agua, a la regeneración de ecosistemas y paisajes degradados y a la restauración de sus funciones.

Referencias

- Brix, H. & H.H. Schierup 1989. The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. *Ambio* 18:100-107.
- Carpenter, S.R. 1988. *Complex interactions in lake communities*. Springer-Verlag, Berlin.
- Coll, J. 1986. *Acuicultura marina animal*. E. Mundi-Prensa, Madrid.
- Comín, F.A., J.A. Romero, V. Astorga, C. García 1997. Nitrogen removal and cycling in restored wetlands used as filters for agricultural runoff. *Wat. Sci. Tech.* 35(5):255-261.
- Comín, F.A., M. Menéndez, J.A. Romero, O. Hernández, M. Martínez, A. Chacón (en prensa). Indicadores ecológicos y herramientas para la gestión de ecosistemas acuáticos en la zona costera. *Limnetica*.
- Gulati, R.D., E.H.R.R. Lammens, M.L. Meijer, E. van Donk 1990. *Biomanipulation. Tool for water management*. Kluwer Academic Press, Dordrecht.
- Heinzel, G.H. 1976. Agricultural production and energy resources. *Amer. Sci.* 64(1):64-72.
- Liebig, J. 1840. *Chemistry in its applications to agriculture and physiology*. Taylor and Walton, London.
- Margalef, R. 1974. *Ecología*. Ed. Omega, Barcelona.
- Margalef, R. 1997. *Our Biosphere*. In O. Kinne (ed.). Excellence in Ecology, 10, Ecology Institute, Oldendorf.
- Polunin, N. 1986. *Ecosystem theory and application*. John Wiley & Sons, Chichester.