

Estudios de diagnóstico y viabilidad en el control de la eutrofización de las lagunas de la Albufera de Adra

Cruz-Pizarro, L., I. de Vicente, E. Moreno-Ostos, V. Amores & K. El Mabrouki.

Instituto del Agua. Universidad de Granada. C/ Ramón y Cajal, 4. 18071 Granada. Spain. lcruz@ugr.es

RESUMEN

El proyecto UE-LIFE "Conservación de las Albuferas de Adra", recientemente finalizado, ha tratado de restaurar o mitigar las consecuencias de la degradación que en los últimos años viene sufriendo esta zona húmeda. Uno de sus objetivos específicos ha sido el de proponer recomendaciones para la gestión prudente (basada en el conocimiento en detalle del funcionamiento de los sistemas) de las lagunas Honda y Nueva, las más importantes de este área protegida. En este trabajo hemos abordado diferentes aspectos relacionados con el diagnóstico de la situación de partida.

Los valores de las variables habitualmente consideradas en la caracterización del estado trófico de los sistemas acuáticos, permiten considerar a la laguna Honda como hipereutrófica y situar a la laguna Nueva en el límite superior de la eutrofia. Esta catalogación la corroboran los valores del Índice de Estado Trófico (TSI) calculado, cuya evolución estacional, permite inferir el papel "clave" que algunos acontecimientos (más o menos regulares y predecibles) juegan para explicar las variaciones observadas en los valores de las variables relevantes en la estima de la calidad del agua.

La aplicación de criterios basados en los valores de las concentraciones de nutrientes (N, P) y de sus proporciones relativas (N:P), tanto en su forma inorgánica disponible para las algas como de las "fracciones" totales, sugiere que la capacidad de producción de biomasa vegetal en la laguna Nueva, está limitada por el fósforo. En la laguna Honda una limitación energética, ligada a unas condiciones hidrodinámicas singulares, parece limitar la capacidad para mantener la biomasa de fitoplancton.

En general, la estructura de la comunidad algal (básicamente incluida en las categorías D-J-X₁ de Reynolds, 1999), es la esperable en este tipo de lagos pequeños, someros, de aguas cálidas y ricos en nutrientes. La estructura del zooplancton es, igualmente, muy simple. En ambas lagunas, el grupo mayoritario está representado por los Rotíferos, especies congénéricas, eurioicas, de amplia distribución o características de ambientes eutróficos.

Palabras clave: Eutrofización, Diagnóstico, Evaluación, Estado trófico, Nutrientes limitantes, Albufera de Adra.

ABSTRACT

The project UE- LIFE "Conservation of the Albuferas of Adra", recently finished, has tried to restore or to mitigate the consequences of the degradation that this wetland has been undergoing in the last years. One of its specific objectives has been to suggest recommendations for a prudent management (based on a profound knowledge of the functioning of the systems) of Honda and Nueva lagoons, the most important lagoons within this protected area. In this paper we have addressed different aspects related to the diagnosis of their current state.

The values of the variables usually considered for the characterization of the trophic state of aquatic systems, allow considering Honda lagoon as hypertrophic and Nueva lagoon as highly eutrophic. This cataloguing is corroborated by the values of the Trophic State Index (TSI), whose seasonal evolution allows to infer the "key" role played by some events (more or less regular and predictable) to explaining the observed variations of relevant variables to estimate water quality.

The implementation of criteria based on nutrient (N, P) concentrations and their ratio (N:P), in inorganic form available for the algae as well as in total "fractions", suggests that the capacity for biomass production is constrained by phosphorus in laguna Nueva. In Laguna Honda, an energy constraint linked to particular hydrodynamic conditions seems to limit the capacity to maintain the phytoplankton biomass.

In general terms, the structure of the algal community (basically included in the Reynolds' D-J-X₁ categories) is the expected for these small and shallow lakes with warm waters, and rich in nutrients. The structure of the zooplankton community is also quite simple. In both lagoons, Rotifers, mainly composed by congeneric, eurioik species with wide distribution, are the dominant group.

Keywords: Eutrophication, Diagnosis, Evaluation, Trophic state, limiting nutrients, Albufera de Adra.

INTRODUCCIÓN

La Albufera de Adra constituye la zona húmeda natural de mayor importancia en el litoral almeriense (Fig. 1). Se localiza en el extremo oriental del delta del río Adra, al Suroeste de la provincia de Almería, constituyendo el cierre de una extensa llanura limitada al Sur por el Mar Mediterráneo y al Norte por un paleorelieve excavado en calca-renitas en el que aparecen depósitos costeros de conglomerados con grandes bolas de cuarcita, pertenecientes a una terraza marina.

En la actualidad este complejo palustre está constituido por dos lagunas costeras: la laguna Honda (9 ha de área superficial y 3.2 m de profundidad máxima) y la laguna Nueva (27 ha de área superficial y 3.8 m de profundidad máxima) así como de una serie de terrenos encharcados de dimensiones mucho más reducidas, como las lagunas Cuadrada y El Monte.

Su origen se relaciona directamente con la dinámica litoral, favorecida por una corriente de deriva paralela a la costa que facilita el movimiento de materiales arrastrados por el río en su desembocadura e indirectamente, con la evolución del delta, aspecto sobre el que los efectos antrópicos (deforestaciones, encauzamientos fluviales, construcción del puerto de Adra, etc), han tenido gran incidencia. El área en que se encuentran ambas lagunas representa el sector de descarga del acuífero del delta del río Adra, constituido por materiales post-tectónicos neógenos y cuaternarios, de naturaleza detrítica predominante.

El aporte superficial de agua a la Albufera procede del río Adra, a través de la acequia Real que alcanza ambas lagunas, con aguas excedentes de riego, tras bifurcarse poco antes de llegar a las mismas.

Además, a la laguna Honda llegan tres ramblas (La Estanquera, Las Adelfas y Del Alto) de caudal extremadamente irregular y fluctuante, situadas en la zona occidental del borde Sur de la Sierra de Gádor. De ellas, la primera drena un área de captación muy superior al de las otras dos.

En las últimas décadas, en la línea de lo ocurrido con otros ecosistemas litorales, la

Albufera de Adra se ha visto sometida a fuertes presiones antrópicas como consecuencia de la desecación de áreas encharcadas para la recuperación de terrenos agrícolas; una práctica que se incrementó de forma exponencial en los años 70 y 80 con el auge de la agricultura intensiva (cultivos en invernaderos), cuyas primeras manifestaciones han sido una notabilísima reducción de la zona inundada (tamaño de las lagunas) y del cinturón perilagunar de vegetación hidrófila de estos sistemas y un deterioro en la calidad de sus aguas (Martínez-Vidal & Castro, 1990) al que han contribuido, entre otros, la utilización de grandes cantidades de fertilizantes, pesticidas, plaguicidas, etc en los cultivos circundantes a las lagunas o el vertido a las mismas de los residuos orgánicos generados.

En 1989, una parte de la superficie (217 ha) que rodea ambas lagunas, fue declarada Reserva Natural e incluida en el Inventario de Espacios Naturales Protegidos de la Comunidad Autónoma Andaluza por ser uno de los enclaves de Andalucía Oriental de mayor relevancia en la conservación de la avifauna ligada a humedales. Un área algo menor (135 ha), que incluye a ambas lagunas, se encuentra protegi-



Figura 1. Localización geográfica de las lagunas de la Albufera de Adra (Almería). *Geographic location of Albufera de Adra lagoons (Almería).*

da bajo la figura de Lugar de Importancia Comunitaria (LIC), en el marco normativo de la Directiva Habitats de la UE. En 1994, las lagunas Honda y Nueva fueron declaradas como “Humedal Ramsar”, bajo la denominación de Albufera de Adra.

Al gran valor ecológico del humedal contribuye la presencia de numerosas especies de aves acuáticas como la Malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*), que posee en la Albufera un importante núcleo de cría e invernada, la Cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*), el Ánade azulón (*Anas platyrhynchos*) o la Garza imperial (*Ardea purpurea*) y aunque el número de especies de peces autóctonos se ha reducido considerablemente, es interesante destacar la presencia de la Anguila (*Anguilla anguilla*), el Fartet común (*Lebias iberica*) o el Pejerrey (*Atherina boyeri*) (Martínez-Vidal & Castro, 1990; Nevado & Paracuellos, 1999; Paracuellos, 2002).

Durante los años 1984 y 1985, promovido y subvencionado por el Instituto de Estudios Almerienses se llevó a cabo un “Estudio Integral de las Albuferas de Adra” que permitió caracterizar estructural y dinámicamente los sistemas lagunares antes aludidos y, sobre todo, identificar (y hacer una primera cuantificación) las actividades contaminantes y su impacto sobre las lagunas. En este trabajo se describe, por primera vez, la existencia de un proceso de deterioro de la calidad de las aguas que se manifestaba tanto en la evolución de los parámetros indicadores de eutrofia como en los estimadores globales de estado trófico (Carrillo *et al.*, 1996).

Un estudio rutinario realizado durante los años 1992 y 1993 (Cruz-Pizarro *et al.*, 1996), puso de manifiesto un agravamiento de las manifestaciones del proceso de eutrofización en ambas lagunas. Mas recientemente, durante los años 1999 a 2002, en el marco de un ambicioso proyecto de conservación y restauración de la zona húmeda (Proyecto UE LIFE “Conservación de las Albuferas de Adra”), cofinanciado por la Junta de Andalucía y la Unión Europea, ambas lagunas han sido objeto de una completa investigación que ha pretendi-

do, por un lado, profundizar en el conocimiento del funcionamiento de estos sistemas litorales, caracterizados como fluctuantes y con un elevado grado de impredecibilidad y, por otro lado, asegurar que cualquier medida de restauración que eventualmente pudiera proponerse, tuviera el respaldo de un diagnóstico detallado de la situación de partida.

En la literatura limnológica se recogen resultados exitosos y rotundos fracasos en los proyectos de restauración a gran escala de lagos eutrofizados, que hacen que la predicción del resultado, en una situación particular, resulte todavía difícil, si no imposible (Sas, 1989; van Liere & Gulati, 1992) y, en todo caso, estamos absolutamente de acuerdo con Cooke *et al.* (1993) cuando afirman que el éxito de los esfuerzos por restaurar y/o mejorar la calidad del agua de lagos y embalses depende de la meticulosidad en el diagnóstico y evaluación de la situación anterior al inicio de cualquier medida de restauración.

Los resultados del estudio limnológico incluido en el proyecto arriba mencionado, se han presentado en el preceptivo informe final (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002a) y una parte de ellos ya han sido publicados. Concretamente, Moñino *et al.* (2001) analizan la importancia de variables hidrodinámicas en la distribución espacial de la clorofila en la laguna Nueva. Fabián (2002) estudia la estructura de tamaños del plancton de ambas lagunas y describe la evolución de las comunidades de picoplancton y del nanoplancton fotosintético. Benavente (2002), a partir de los datos obtenidos durante el desarrollo del proyecto y de estudios previos sobre las características hidrológicas de la Albufera, propone un modelo de circulación de los flujos subterráneos y Cruz-Pizarro *et al.* (2002b) describen la secuencia de cambios químicos y biológicos interpretables como resultado del proceso de eutrofización de las aguas de las lagunas. De Vicente *et al.* (2003) cuantifican la importancia de los sedimentos en el reciclado de fósforo en ambas lagunas y Cruz-Pizarro *et al.* (2003) discuten la aplicabilidad de técnicas de biomanipulación trófica en la restauración de estos singulares sistemas.

En el trabajo que ahora se presenta, hemos analizado la evolución estacional de variables asociadas al estado trófico de las lagunas y, debido a que la reducción en la carga al sistema del nutriente limitante de la producción primaria, se ha revelado como una de las estrategias más efectivas en el control de la eutrofización de los ecosistemas acuáticos (Ryding & Rast, 1992) ya que atiende a las causas del problema antes que a sus manifestaciones, hemos prestado particular atención a la identificación de los factores que limitan la biomasa algal en cada una de las lagunas. La experiencia muestra que los lagos poco profundos con una “cierta” historia de eutrofización, requieren de una sustancial reducción de su carga de nutrientes antes de que se aprecie una reducción de la biomasa algal y en ellos, dos aspectos resultan centrales: El papel que juegan los sedimentos en la “forma” de la respuesta de los lagos individuales y, de nuevo, la necesidad de una identificación precisa del factor(es) que supone(n) una restricción a la capacidad metabólica del sistema concreto considerado.

ESTUDIOS PREVIOS

No han sido muchos los trabajos de investigación con enfoque limnológico que se han realizado en las lagunas de la Albufera de Adra. Margalef Mir (1981) incluye las lagunas Nueva y Honda en su estudio sobre la distribución de los macrófitos de las aguas dulces y salobres del litoral mediterráneo español. López (1984) presenta un detallado estudio sobre las características químicas de las aguas de dichas lagunas y Sánchez-Castillo (1984) aporta los primeros datos sobre la dinámica estacional de las principales variables físicas y químicas, así como de sus comunidades algales. Este autor, en un trabajo posterior (Sánchez-Castillo, 1987), describe el fitoplancton de las lagunas de la Albufera, y analiza las relaciones entre su ficoflora y la salinidad de las aguas.

Alonso (1985) estudia la laguna Nueva dentro de un extenso trabajo sobre taxonomía, ecología

y distribución de los Cladóceros en las lagunas de la península y López (1986) incluye esa misma laguna en su estudio sobre la composición química de los sedimentos de quince sistemas acuáticos del litoral mediterráneo. López y Tomás (1989) incluyen las lagunas Honda y Nueva en un estudio mas amplio sobre las características químicas de las aguas de más de sesenta lagunas costeras.

Posiblemente los trabajos más completos realizados hasta la fecha sobre la composición y dinámica estacional de las comunidades planctónicas de ambas lagunas sean los de Carrillo *et al.* (1987) y Sánchez-Castillo *et al.* (1990).

Por otro lado, Del Río (1986) presenta una caracterización química de las aguas de las lagunas y de los suelos del entorno y hace una primera cuantificación de los efectos derivados de la contaminación por plaguicidas.

Martínez-Vidal *et al.* (1989) describen la evolución estacional de las concentraciones de metales pesados, nutrientes, oxígeno disuelto, DBO y DQO en el agua de las lagunas y de pozos situados en su entorno más próximo e interpretan sus resultados en relación con un presumible proceso de eutrofización de las aguas que, más tarde, los resultados de Carrillo *et al.* (1996), parecen confirmar.

ÁREA DE ESTUDIO. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS LAGUNAS

En la Tabla 1 se resumen algunas de las principales características morfométricas y físico-químicas de las lagunas estudiadas. Las diferencias morfométricas entre ambas lagunas parecen encontrarse en la base de las correspondientes diferencias observadas en su comportamiento térmico e hidrodinámico y, más aún, del análisis de parámetros morfométricos se deducen algunas de sus peculiaridades biológicas y tróficas (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002a).

Especialmente interesante resultan los valores tan diferentes asociados a la profundidad media y su relación con la profundidad de la capa eufó-

Tabla 1. Principales características limnológicas de las lagunas estudiadas. Valores promedio anual en el perfil vertical. Entre paréntesis, rango de variación. *Main limnological features of both studied lagoons. Values are annual means for the vertical profile. In parenthesis; variation range.*

	HONDA	NUEVA
Características morfométricas		
Área: A (m ² , 10 ³)	93.75	270.77
Longitud máxima: L _{máx} (m)	586.0	759.0
Longitud de la línea de costa: L (m, 10 ²)	14.66	20.66
Profundidad máxima: Z _{máx} (m)	3.19	3.80
Volumen: V (m ³ , 10 ³)	117.88	627.12
Área de la cuenca de captación: A _c (m ² , 10 ⁵)	137.2	5.0
Profundidad media: $\bar{Z} = V / A$ (m)	1.26	2.32
Prof. relativa: Zr: $50 Z_{máx} \sqrt{\pi} / \sqrt{A}(m)$	0.90	0.60
A _c / A (adim)	146.3	1.8
A _c / V (m ⁻¹)	116.4	0.8
“Centro de gravedad”: Z _g (m)	0.89	1.44
Variables Físico-Químicas		
Temperatura (°C)	21.40 (11.63-29.60)	21.64 (11.33-30.67)
pH	8.40 (7.76-9.24)	8.62 (8.09-9.63)
Oxígeno disuelto (mg/l)	6.18 (1.10-12.67)	8.23 (2.57-13.29)
Conductividad (mS/cm)	3.82 (1.42-7.31)	4.97 (3.94-7.39)
Alcalinidad (meq/l)	4.51 (3.17-6.21)	2.65 (1.46-4.14)
Profundidad de la zona eufótica: Z _{eu} (m)	1.32	2.90
Coeficiente de atenuación vertical de la luz: K (m ⁻¹)	3.48	1.58

tica de ambas lagunas; los bajos valores de la profundidad relativa, que se relaciona con la diferente susceptibilidad que muestra cada laguna para ser influenciada por factores asociados a la acción del viento o las diferencias extremas en los valores de la relación entre el área de captación y el área superficial (A_c/A) o el volumen (A_c/V) de cada una de ellas. En ambos casos los valores para la laguna Honda son más de dos ordenes de magnitud superiores a los de la laguna Nueva. Esto es importante ya que particularmente el índice A_c/V se suele relacionar con el aporte externo de nutrientes desde la superficie de la cuenca y el volumen de agua en que se diluyen. Como se verá más adelante, la enorme diferencia entre ambas lagunas se manifiesta, como era esperable, en los niveles de nutrientes observados en cada una de ellas y en su producción biológica (estimada en términos de los correspondientes valores de clorofila).

El carácter somero de las lagunas y seguramente también la intensidad y frecuencia de los vientos dominantes en la zona son responsables

de que durante buena parte del ciclo anual las lagunas presenten muy escasa resistencia térmica a la mezcla. En determinados periodos, no obstante, la variación de temperatura en profundidad da lugar al desarrollo de una “débil” estratificación térmica que sitúa la termoclina entre 50 y 70 cm en la laguna Honda y entre 100 y 125 cm, en la Nueva (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002 a, b). Desde este punto de vista pueden ser calificados como sistemas de comportamiento entre monomítico cálido y, eventualmente, polimítico. En la rápida formación y destrucción de la termoclina aparecen involucrados eventos meteorológicos “no periódicos” como los que representan la aparición de tormentas o días de intensos vientos. La velocidad crítica del viento necesaria para provocar la mezcla turbulenta en ambas lagunas se ha estimado en $3.9 - 4.1 \text{ m s}^{-1}$, un valor habitual entre los registrados en el área de la Albufera (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002 a).

Las aguas de ambas lagunas presentan muy bajos valores de transparencia, derivados de

elevadas tasas de extinción vertical de la luz en profundidad (Tabla 1). En la laguna Nueva los valores de visibilidad (transparencia) son más elevados y fluctuantes y la radiación solar fotosintéticamente activa llega, en ocasiones, hasta el fondo.

La profundidad de la zona eufótica en la laguna Honda es inferior a la profundidad máxima y se sitúa entre 0.77 y 2.60 m, lo que significa que los procesos de respiración superan a los de producción en más de la mitad del volumen de agua de la laguna (en promedio), durante casi todo el año. Sin embargo, como se acaba de comentar, en la laguna Nueva la zona eufótica se extiende, durante la mayor parte del año, hasta el fondo y permite el desarrollo de manchas de macrófitos que, en determinados periodos del ciclo anual, tapizan parte del fondo de la laguna.

Ambas lagunas presentan aguas básicas a muy básicas, fuertemente mineralizadas (especialmente en la laguna Nueva) y de elevada reserva alcalina (superior en la laguna Honda). El carácter tamponado de sus aguas determina que las diferencias superficie - fondo en el pH, asociadas a procesos de producción y consumo, sean mínimas, excepto en determinados “momentos” del verano (Fabián, 2002).

Las aguas de ambas lagunas presentan en superficie niveles muy elevados de oxígeno disuelto, que suponen valores de saturación y hasta de sobresaturación. La acción conjunta derivada de una intensa actividad fotosintética (especialmente en la laguna Honda) y de procesos físicos (hidrodinámicos) de generación de turbulencia (especialmente en la laguna Nueva) explican dichas concentraciones elevadas.

En la laguna Honda se evidencian curvas clinografadas de distribución de oxígeno en el perfil vertical con periodos de anoxia funcional en los estratos profundos durante los meses estivales como consecuencia de una intensa descomposición bacteriana. Por el contrario, en la laguna Nueva predominan curvas ortografadas de distribución de oxígeno durante la mayor parte del ciclo anual (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002 a, b).

MATERIAL Y MÉTODOS

Caracterización morfométrica

La cuantificación de las variables morfométricas incluidas en este trabajo, se ha llevado a cabo tras la digitalización de los respectivos mapas batimétricos realizados por Cruz Pizarro *et al.* (1992).

Para las estimas del área de las cuencas de captación se ha utilizado el mapa Topográfico de Andalucía (Escala 1:50000) (hoja 1057, 3-2).

Muestreo y adquisición de datos. Estaciones y profundidades. Frecuencia

La obtención de muestras para el posterior análisis de las variables incluidas en este trabajo, se llevó a cabo en sendas estaciones localizadas en la zona de máxima profundidad de cada una de las lagunas. En estas estaciones se muestrearon tres profundidades en el perfil vertical: Superficie ($Z = 0.1$ m); Medio ($Z = Z_{\max}/2$) y Fondo ($Z = Z_{\max}$). Las medidas “in situ” de variables físicas y químicas mediante sondas multiparamétricas e irradiométricas (ver más adelante), se llevó a cabo sobre perfiles mucho más detallados en profundidad, a intervalos de entre 10 y 20 cm.

La periodicidad del muestreo y de la medida de variables “in situ” fue quincenal.

Las diferentes fases del estudio del que este trabajo es una parte, se realizaron entre los meses de Febrero de 1999 y Agosto de 2001. Los resultados sobre los aspectos que en este trabajo se abordan, cubren, al menos, un ciclo anual.

Metodología de muestreo y de adquisición de datos

En cada una de las estaciones y profundidades de muestreo se midieron las siguientes variables:

- 1) Temperatura del agua, pH, Conductividad y Oxígeno disuelto, mediante una sonda multiparamétrica Turo (mod. T-611); 2) Penetración de la luz, mediante una sonda irradiométrica LICOR con sensor esférico (PAR) subacuático, y

3) Transparencia del agua, utilizando un disco de Secchi blanco de 20 cm de diámetro.

De cada una de las estaciones y profundidades de muestreo se obtuvieron muestras de agua utilizando una botella toma-muestras de Van Dorn, horizontal, transparente, de 6 litros de capacidad. Del contenido de cada botella se separaron las siguientes fracciones para llevar a cabo las determinaciones que se indican:

- 1) Una alícuota para la cuantificación de pigmentos fotosintéticos, en botellas opacas de 1 litro de capacidad, que se mantuvieron refrigeradas hasta el momento de su extracción en el laboratorio.
- 2) Otra fracción se recogió en botellas PET de 1.5 litros de capacidad y se mantuvieron refrigeradas y en la oscuridad para la determinación de nutrientes
- 3) Una tercera fracción (100 ml) se recogía en frascos opacos y era fijada con una solución de lugol acético para la posterior determinación y recuento de fitoplancton

El contenido completo de una segunda muestra de 6 litros de agua era filtrado a través de una malla de nylal de 40 μm de diámetro de poro y conservado en formol al 40% (concentración final) para el estudio cuantitativo del zooplancton.

Análisis de laboratorio

Para la determinación del fósforo reactivo soluble (SRP) se siguió el método propuesto por Murphy & Riley (1962). El fósforo total (TP) se midió como SRP tras digestión ácida de la muestra y, siguiendo idéntico protocolo, se determinó el fósforo total disuelto (TDP), previa filtración de la muestra a través de filtros de fibra de vidrio de 0.45 μm de diámetro de poro.

Para la medida de la concentración de nitritos (NO_2^-) se siguió a Shinn (1941) (ver APHA, 1989). La determinación de los iones nitrato (NO_3^-) se realizó mediante la reducción de éstos a NO_2^- , tras hacer pasar la muestra por una columna

reductora, y posterior aplicación de la metodología propuesta para NO_2^- . En la medida de la concentración de amonio (NH_4^+) se siguió el método del indofenol (Rodier, 1978). La concentración de nitrógeno total (TN) se determinó mediante el "método ultravioleta" (APHA, 1989) después de la digestión de la muestra en autoclave con persulfato potásico y posterior acidificación.

Para la determinación de la concentración de clorofila *a*, un volumen conocido de muestra era filtrado a través de filtros de fibra de vidrio Whatman GF/C de 0.7 μm de diámetro de poro. La extracción se hizo con acetona al 90% durante 24 horas en oscuridad. Para evaluar la concentración de clorofila *a* se siguió a Jeffrey & Humphrey (1975).

La identificación y recuento de fitoplancton y el recuento de zooplancton se llevó a cabo en cámaras compuestas de tipo Utermohl de 10 ml de capacidad y 25 mm de diámetro, utilizando un microscopio invertido.

Para la cuantificación del estado trófico de las lagunas se ha calculado, en cada muestreo, el índice de estado trófico (TSI) propuesto por Carlson (1977).

Concretamente, para cada variable de diagnóstico, el TSI se calcula como:

$$\text{TSI} = 10 (6 - \log_2 \text{SD})$$

$$\text{TSI} = 10 (6 - \log_2 7.7 / \text{Chl-}a^{0.68})$$

$$\text{TSI} = 10 (6 - \log_2 48 / \text{TP})$$

Donde SD es la transparencia del agua (m), medida como visibilidad del disco de Secchi, Chl-*a* es la concentración de Clorofila *a* ($\mu\text{g/l}$) en los estratos superficiales y TP es la concentración de Fósforo Total ($\mu\text{g/l}$) en los estratos superficiales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evolución del Estado Trófico

La aplicación de los criterios establecidos por la OCDE para el conjunto de variables relacionadas con el estado trófico de los sistemas acuáticos (Tabla 2), permite considerar a la

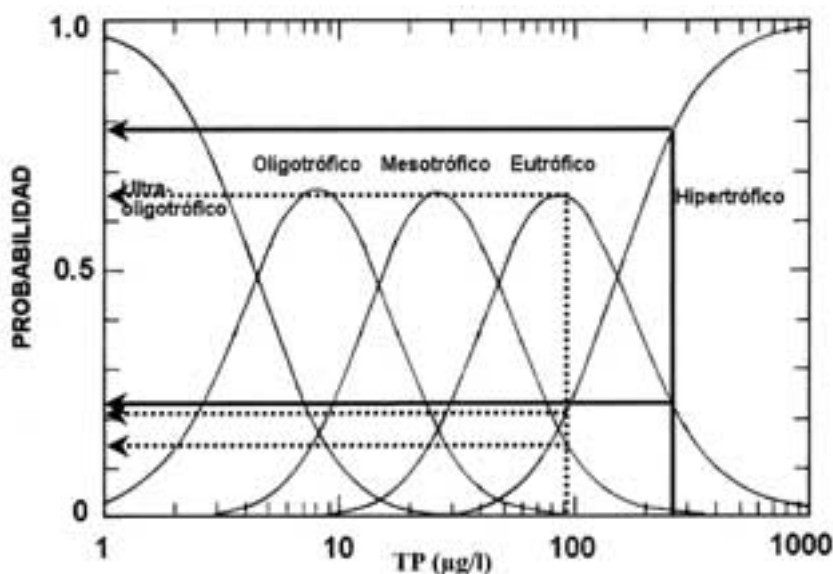


Figura 2. Distribución probabilística de categorías tróficas de ambas lagunas (línea continua: laguna Honda; línea discontinua: laguna Nueva), en función de la concentración promedio anual de TP. *Probabilistic distribution of trophic categories for both lagoons (solid line: laguna Honda; dotted line: laguna Nueva) according to the annual mean concentration of TP.*

laguna Honda como hipereutrófica y situar a la laguna Nueva en el límite superior de la eutrofia y, como era esperable, la clasificación basada en límites abiertos (OCDE, 1982) que consiste en la representación gráfica de la probabilidad de que un determinado valor pertenezca a una categoría trófica particular, confirma esta consideración.

En las figuras 2 a 4 hemos representado la posición de las lagunas en los correspondientes diagramas de probabilidad establecidos para cada una de las variables relacionadas con el estado trófico, que este método considera. Resulta sencillo establecer la categoría trófica más probable para cada laguna, a partir de la observación gráfica del nivel de probabilidad al que el valor correspondiente de cada variable, “corta” a las curvas que representan las distintas categorías tróficas.

Por otro lado, la aproximación desarrollada por Carlson (1977), calcula un índice numérico de estado trófico (TSI), en una escala de 0 a 100, que puede ser estimado a partir de valores de concentración de fósforo total (TP); de clorofila *a* (Chl-*a*) o de valores de transparencia del agua (profundidad de visión del disco de Secchi) (SD).

En las figuras 5 a 7 se muestra la evolución del TSI así como de los valores de las variables a partir de las cuales se obtiene, para ambas lagunas a lo largo del período de estudio. Como se puede apreciar la laguna Honda presenta valores medios de TSI siempre superiores a 75, es decir, muestra consistentemente condiciones de hipereutrofia y para la laguna Nueva se han obtenido valores comprendidos entre 48 y 78, entre la eutrofia y la hipereutrofia, aunque atendiendo al valor promedio anual del TSI, la catalogación más adecuada, tal vez sea la de eutrófica, como se ha venido comentando.

La comparación de estos valores con los obtenidos en periodos anteriores (Carrillo *et al.*, 1996; Cruz-Pizarro *et al.*, 2002b) muestra que el proceso de deterioro de la calidad de las aguas que se apreció en ambas lagunas entre los años 1984/85 a 1992/93, parece haber remitido.

Es interesante, sin embargo, resaltar la elevada variabilidad observada a lo largo del periodo de estudio en los valores del TSI que, obviamente, siguen (de manera mas atenuada) a los correspondientes de las variables a partir de las cuales el índice se calcula. Estas variaciones tienen carácter estacional (aunque no necesaria-

Tabla 2. Valores de las variables consideradas por la OCDE (1982) en la caracterización trófica de sistemas acuáticos. (1) Concentración promedio anual de TP ($\mu\text{g/l}$); (2) Concentración promedio anual de Chl *a* en la zona eufótica ($\mu\text{g/l}$); (3) Concentración máxima anual de Chl *a* en la zona eufótica ($\mu\text{g/l}$); (4) Promedio anual de la transparencia del agua (m) y (5) Mínimo anual de la transparencia del agua (m). *Values of the variables used to estimate the trophic state of the aquatic systems according to the OCDE (1982).* (1) Annual mean concentration of TP ($\mu\text{g/l}$); (2) Annual mean concentration of Chl *a* in the euphotic zone ($\mu\text{g/l}$); (3) Maximum annual concentration of Chl *a* in the euphotic zone ($\mu\text{g/l}$); (4) Annual mean value of water transparency (m), and (5) Minimum value of water transparency (m).

	Laguna Honda		Laguna Nueva	
	99-00	00-01	99-00	00-01
TP (1)	244	298	84	97
Chl <i>a</i> (2)	149	135	53	49
Chl <i>a</i> (3)	393	408	134	120
ZSD (4)	0.36	0.63	1.31	0.80
ZSD (5)	0.25	0.10	0.70	0.30

mente regular) como en el caso de las fases de aclaración del agua en primavera, o mucho más irregular (impredecible) como por ejemplo los

observados tras las intensas precipitaciones ocurridas en Diciembre de 2000.

En este segundo caso, mientras que en la laguna Honda se detectó una mejora en la calidad del agua, reflejada especialmente en una reducción del TSI obtenido a partir de los valores de clorofila *a* y de transparencia del agua, la laguna Nueva experimentó un incremento en su estado trófico (de 60 a 72), probablemente como consecuencia de la recarga con agua procedente de la laguna Honda, a través de una acequia de riego que las conecta efectivamente en aquellos momentos en los que esta última llega a desbordarse. En este caso, un incremento en la carga externa de fósforo a la laguna Honda no se manifestó de forma inmediata en el resto de las variables asociadas, porque la capacidad de producción del sistema se encontraba, presumiblemente, limitada por la luz.

Durante la fase de aclaramiento del agua, destacan los valores extraordinariamente bajos del TSI que se midieron en la laguna Honda en la primavera de 2001 en la que se cuantificaron

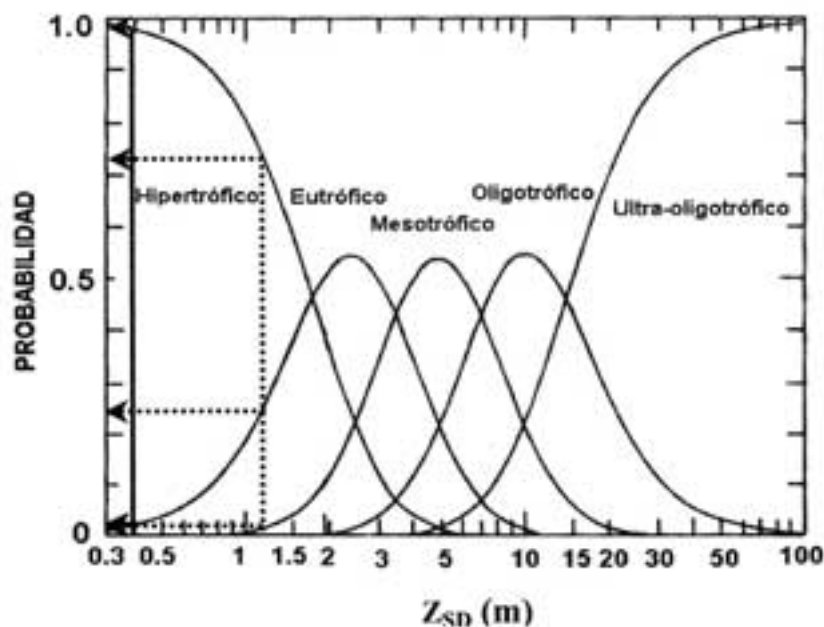


Figura 3. Distribución probabilística de categorías tróficas de ambas lagunas (línea continua: laguna Honda; línea discontinua: laguna Nueva), en función del valor promedio anual de visibilidad del disco de Secchi (Z_{SD}). *Probabilistic distribution of trophic categories for both lagoons (solid line: laguna Honda; dotted line: laguna Nueva) according to the annual mean value of the transparency of Secchi disk (Z_{SD}).*

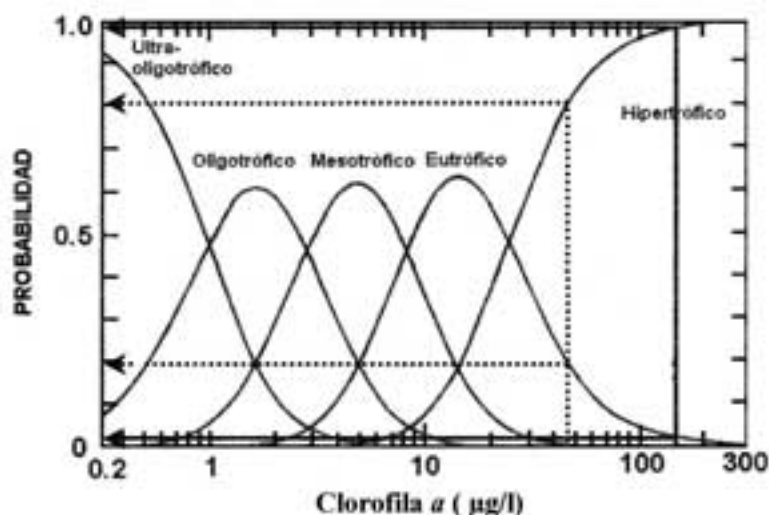


Figura 4. Distribución probabilística de categorías tróficas de ambas lagunas (línea continua: laguna Honda; línea discontinua: laguna Nueva), en función del valor promedio anual de clorofila *a* en la zona eufótica. *Probabilistic distribution of trophic categories for both lagoons (solid line: laguna Honda; dotted line: laguna Nueva) according to the annual mean value of chlorophyll *a* in the euphotic zone.*

concentraciones muy reducidas de clorofila *a* y elevados valores de transparencia del agua, mientras que la concentración de TP en la columna de agua se mantuvo en niveles elevados (alrededor de 100 µg/l). Es lógico suponer que la presión de herbivoría resulta entonces muy superior a la tasa bruta de crecimiento de las principales especies de fitoplancton de la laguna y, por tanto, su tasa neta de crecimiento se reduce considerablemente.

Sobre la limitación de la producción primaria

Como ya se ha comentado, una prudente gestión de sistemas sometidos a eutrofización, debe estar basada en el conocimiento en profundidad del funcionamiento del sistema, una parte importante del cual consiste en reconocer el factor o los factores que limitan su capacidad de producción. Esto es así, entre otras razones porque la reducción de la carga del nutriente limitante suele ser el “objetivo clave” en el que centrar las primeras medidas no cosméticas de restauración propuestas en la mayoría de los casos.

Ya se ha apuntado que el conocimiento del papel de los sedimentos (y de la carga interna)

en un sistema particular es el otro aspecto esencial a considerar en la toma de medidas de restauración y para llegar a prever el comportamiento de dicho sistema después de una potencial reducción de la carga externa (Heaney *et al.*, 1992; Reynolds, 1999a). Información sobre la concentración y composición fraccionaria de fósforo en el sedimento y en el agua intersticial de ambas lagunas y un análisis de la relación sedimento-agua, se muestra en de Vicente *et al.* (2003).

Los datos de que se dispone acerca de la insolación promedio diaria sobre las lagunas (aprox. 20 mol / cm²) (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002 a) y del valor promedio anual de carga externa de fósforo a las lagunas (de Vicente & Cruz-Pizarro, 2003) permitirían, en principio, suponer que fuera una limitación por recursos (P) antes que una limitación energética la responsable de la tasa de incorporación de carbono a la biomasa vegetal.

Existen diferentes aproximaciones para la identificación del nutriente limitante de la producción primaria. De entre ellas, tal vez las más empleadas sean las que se derivan de la cuantificación de las formas de nitrógeno y de fósforo biológicamente disponibles para el fito-

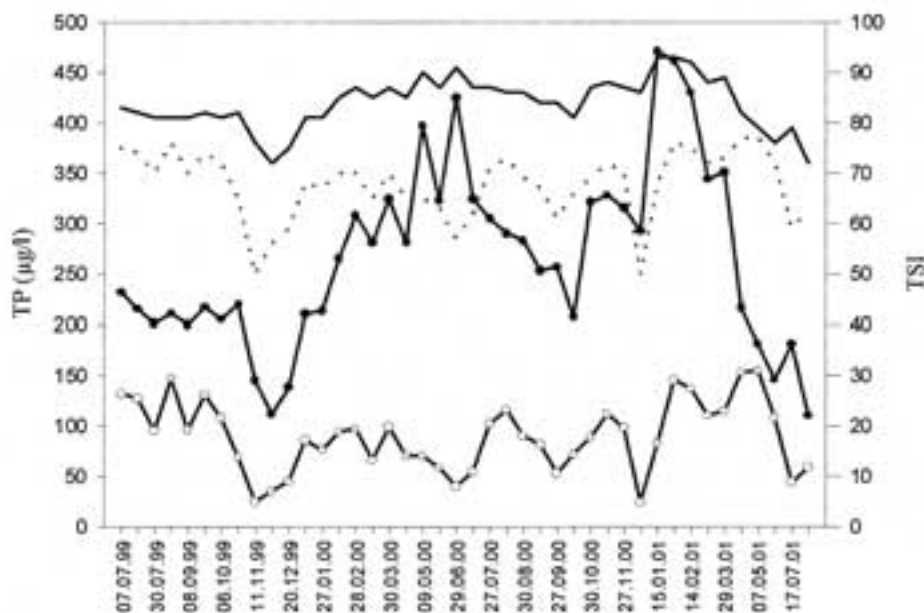


Figura 5. Valores de la concentración de TP y del TSI, calculado a partir de ella, en las lagunas Honda (línea continua: TSI; círculos negros: TP) y Nueva (línea discontinua: TSI; círculos abiertos: TP), durante el período de estudio. *Values of TP concentration and of the corresponding TSI, in the laguna Honda (solid line: TSI; black circles: TP) and in the laguna Nueva (dotted line: TSI; open circles: TP) during the study period.*

plancton durante la estación de crecimiento, una cuestión que exige como paso previo, tomar la decisión nada baladí sobre cuál es la “medida” más apropiada para cuantificar el fósforo disponible para el crecimiento del fitoplancton. En el caso del nitrógeno parece existir un consenso en considerar como biológicamente asimilables el NO_3^- y el NH_4^+ , que en este trabajo constituyen con mucho las formas mayoritarias de la fracción de nitrógeno inorgánico disuelto (DIN). Como fósforo biológicamente asimilable por las algas (BAP) hemos considerado el fósforo reactivo soluble (SRP) (de hecho, el fosfato presente en el agua filtrada), la fracción que según algunos autores (ej. Bradford & Peters, 1987) se aproxima mejor al BAP en sistemas eutróficos, aunque es cierto que otros autores (ej. Morris & Lewis, 1988) han sugerido la consideración del fósforo total disuelto (TDP), una fracción que incluye el SRP y el fósforo orgánico disuelto (DOP), el cual mediante hidrólisis (*via* fosfatasa) da lugar a la liberación de P inorgánico.

En la identificación del nutriente limitante, hemos seguido a Reynolds (1992; 1999a) quién, a partir de razonamientos estequiométricos teóricos y de aproximaciones experimentales, llega a la conclusión de que los requerimientos metabólicos de la mayoría de las especies de fitoplancton, se satisfacen cuando la concentración de SRP supera los 10^{-7} mol P/l (aprox. 3 µg P/l) y la concentración de nitrógeno (DIN) supera los 80 µg N/l.

Un “exceso” de nutrientes sobre estos valores, representaría la diferencia entre el suministro a la masa de agua y la demanda algal y, para un nutriente en particular, significaría una elevada improbabilidad de que estuviera limitando el crecimiento del fitoplancton.

En este trabajo, en todo caso, hemos aceptado los niveles límite aproximados de concentración que se suelen considerar en la práctica para lagos y embalses (Ryding & Rast, 1992) y en tal sentido concentraciones de SRP inferiores a 5 µg P/l indicarían una posible limitación por fósforo y concentraciones de nitrógeno biológi-

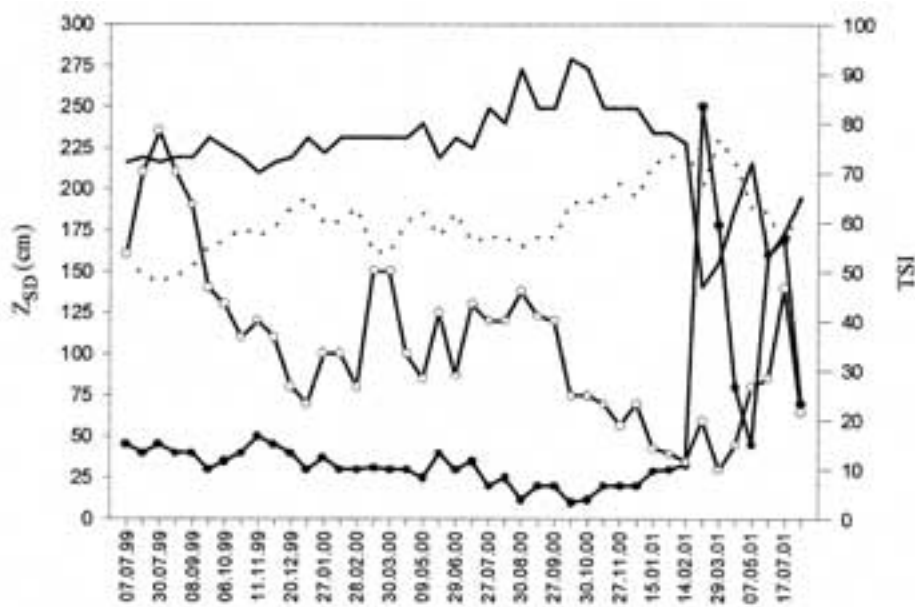


Figura 6. Valores de la transparencia del agua y del valor de TSI, calculado a partir de ella, en las lagunas Honda (línea continua: TSI; círculos negros: Z_{SD}) y Nueva (línea discontinua: TSI, círculos abiertos: Z_{SD}), durante el período de estudio. *Values of water transparency and of the corresponding TSI, in the laguna Honda (solid line: TSI; black circles: Z_{SD}) and in the laguna Nueva (dotted line: TSI; open circles: Z_{SD}) during the study period.*

camente disponible inferiores a $20 \mu\text{g N/l}$, una limitación por este nutriente.

Evidentemente si ambos nutrientes están presentes en concentraciones inferiores a dichos límites significaría que ambos (o cualquiera de los dos) pueden limitar el crecimiento algal y, si los superan, resultaría difícil asignarles tal papel.

Si las concentraciones de fósforo y de nitrógeno biológicamente disponibles no han disminuido hasta valores que se considerarían limitantes para el crecimiento algal, el análisis de la relación N:P y su comparación con el valor de referencia 16:1 (proporción atómica) o 7.2:1 (proporción másica), puede contribuir a decidir qué nutriente (eventualmente) cumpliría el papel de limitante y, en todo caso, proporcionaría información sobre los grupos algales que se esperarían dominar en tales circunstancias.

Hemos utilizado, como suele ser común a nivel práctico, proporciones másicas de las formas biológicamente disponibles de los nutrientes, de modo que una relación N/P inferior a 7,

sugeriría que el nitrógeno fuera el nutriente limitante potencial, y por encima de dicho valor, tal papel correspondería al fósforo. Una razón próxima a 7 significa que ambos nutrientes o algún otro factor (ej. la radiación disponible) puede ser limitante.

De todos modos conviene tomar ciertas precauciones al utilizar dichos límites porque la proporción con que una especie particular de alga utiliza estos nutrientes (su “cuota celular”) no es constante. Es por esto por lo que otros autores proponen límites de decisión algo diferentes. Por ejemplo, Chiaudani & Virglis (1974) utilizan una relación másica de N:P de 5 (o menos) para definir la limitación potencial de nitrógeno y una proporción de 10 (o mayor) para decidir una limitación potencial de fósforo.

Forsberg & Ryding (1980) prefieren usar la razón $\text{N:P} > 12$ como límite para decidir la limitación por fósforo y valores de entre 5 y 12 como indicadores de que cualquiera de los dos (o ambos) podría ser limitante.

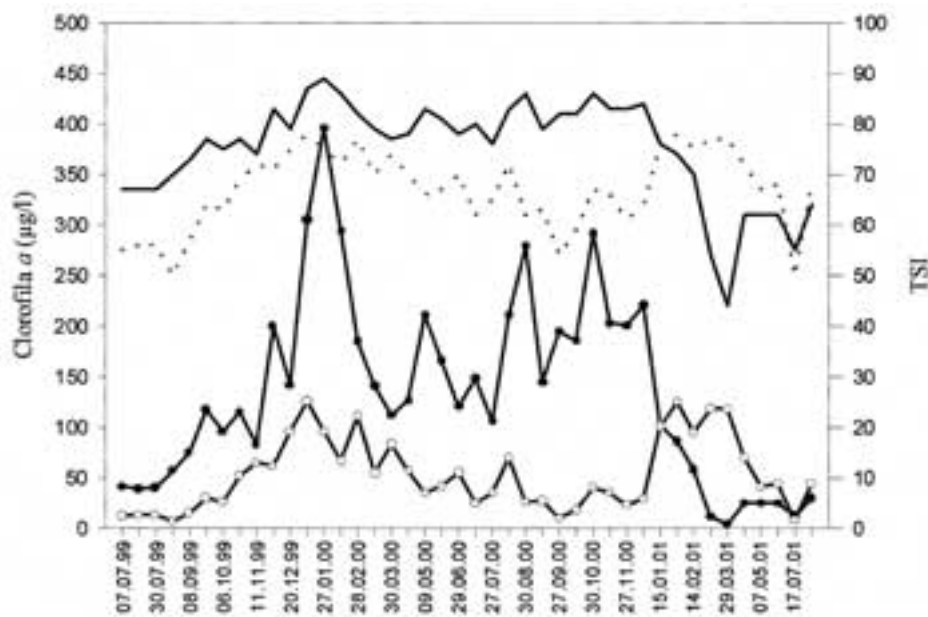


Figura 7. Valores de la concentración de clorofila *a* y del TSI, calculado a partir de ella, en las lagunas Honda (línea continua: TSI; círculos negros: Chl *a*) y Nueva (línea discontinua: TSI; círculos abiertos: Chl *a*), durante el período de estudio. *Values of Chl a concentration and of the corresponding TSI, in the laguna Honda (solid line: TSI; black circles: Chl a) and in the laguna Nueva (dotted line: TSI; open circles: Chl a) during the study period.*

En resumen, y aceptando estas incertidumbres en el establecimiento de umbrales límite, en este trabajo hemos aceptado que una proporción de nutrientes biológicamente disponibles de alrededor de 7-8:1 (en peso) o de 15-18:1 (molar) parece un límite apropiado y razonable para decidir sobre el nutriente limitante potencial.

Obviamente, una proporción N:P calculada para una masa de agua con concentraciones absolutas excesivas de ambos nutrientes, tendrá muy poca significación para identificar objetivos apropiados en el control de nutrientes.

Los valores de la concentración de SRP y de DIN que se han medido en la laguna Honda a lo largo de este trabajo (Tabla 3), sugieren una escasa limitación por nutrientes de su capacidad de producción de biomasa. En dicha laguna, la concentración de SRP fue inferior a 5 µg P/l solamente en un porcentaje muy reducido de los muestreos realizados, y algo similar se observó en cuanto a las concentraciones de DIN inferiores a 20 µg N/l. Esta inexistente limitación por nutrientes, parece fácilmente explicable en el

caso del P, por la elevada carga externa que llega a esta laguna a través de las acequias de riego y de la escorrentía superficial (ramblas) (de Vicente & Cruz-Pizarro, 2003), así como por la existencia descrita de elevados flujos de fósforo entre el sedimento y la columna de agua y el reconocimiento del notable efecto de la resuspensión del sedimento no consolidado y de la degradación de la materia orgánica sobre la movilización y transporte de este nutriente (de Vicente *et al.*, 2003).

Esta situación es, con todo, la esperable en este tipo de lagos polimícticos poco profundos en los que aspectos relacionados con la ausencia de una estratificación térmica de larga duración; la mezcla frecuente de la columna de agua y la resuspensión de los sedimentos no consolidados (y, con frecuencia, una sustancial carga interna de nutrientes desde los sedimentos a la columna de agua), los separa de los sistemas dimícticos, mejor conocidos (Søndergaard *et al.*, 1992).

En esta laguna, el hecho de que, a pesar de los elevados valores de irradiación sobre la superfi-

Tabla 3. Valor de la concentración ($\mu\text{g/l}$) de las diferentes formas analizadas de P y de N en ambas lagunas. *Concentration ($\mu\text{g/l}$) of different measured forms of P and N in both lagoons.*

	SRP		TP		TDP		TN		DIN	
	Honda	Nueva	Honda	Nueva	Honda	Nueva	Honda	Nueva	Honda	Nueva
12.09.00	7	1	253	81	72	37	5937	1429	396	11
27.09.00	3	0	257	53	109	23	6552	1335	1016	7
09.10.00	11	0	207	72	84	20	7144	2000	1111	152
30.10.00	6	1	321	89	79	30	6191	1749	523	239
13.11.00	10	1	328	112	63	32	5992	1679	687	12
27.11.00	7	3	315	98	59	31	6454	1952	566	55
18.12.00	6	4	292	24	59	7	4758	1517	494	74
15.01.01	207	4	471	83	246	28	4430	1912	236	9
30.01.01	167	4	462	145	220	23	2998	1911	110	32
14.02.01	137	1	430	137	210	15	2120	1753	0	0
20.03.01	275	19	344	110	295	49	2553	1743	1483	2
29.03.01	273	13	351	115	319	43	2633	1623	1363	1
16.04.01	121	0	216	153	153	16	1763	2000	1175	100
07.05.01	0	0	181	155	54	47	987	1890	0	30
04.06.01	40	0	146	108	103	47	1840	1607	0	7
17.07.01	57	2	181	44	142	33	2423	1160	948	0
16.08.01	56	4	110	59	83	37	1777	1687	35	45

cie, valores de flujo de fotones (PAR) en la columna de agua, inferiores a $20 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ resultan bastante comunes a lo largo de todo el año y que con relativa frecuencia la profundidad de la capa de mezcla supere a la de la zona eufótica, permite pensar que exista una restricción energética a la producción de nueva biomasa.

En el caso de la laguna Nueva, el fitoplankton estuvo siempre limitado por fósforo, en menor medida, por nitrógeno y, hasta por ambos a la vez en el 41% de los muestreos realizados (Tabla 3). Esta continuada limitación, especialmente por fósforo, seguramente se explica por la menor relevancia que tienen en esta laguna tanto la carga externa como la carga interna (de Vicente *et al.*, 2002), junto con una elevada tasa de sedimentación de partículas (valores medios de $6.3 \text{ g d.w. m}^{-2} \text{ día}^{-1}$) (de Vicente, 2001) que contribuye a la retirada efectiva de nutrientes desde la columna de agua y a su posterior retención por el sedimento.

Atendiendo a la variación temporal, en esta laguna resulta de especial interés el notable incremento observado en la concentración de SRP y

de TDP durante el mes de Marzo de 2001, un período caracterizado por la intensa frecuencia de fuertes vientos (con velocidades máximas de hasta 71 km/h) que pudieron llegar a causar la resuspensión de su sedimento superficial.

Los resultados de la aplicación de criterios basados en el análisis de razones de nutrientes (másicas y/o atómicas) a los valores de las concentraciones de formas diferentes de nitrógeno y de fósforo en la laguna Honda, se muestran en la Tabla 4. Moris & Lewis (1988), en un trabajo ya clásico, evaluaron la capacidad de 9 índices (razones) para discriminar los estados de la limitación en nutrientes. Entre ellos, las razones DIN:TP y DIN:TDP fueron las que proporcionaron los niveles más altos de precisión en la identificación del estado de limitación observado mediante su comparación con la realización de experimentos de enriquecimiento. Esas razones, junto con otras dos (DIN: SRP y TN:TP), son las que hemos ensayado en este trabajo.

Precisamente, los resultados obtenidos del cociente TN:TP para esta laguna, muestran que en un 69% de los casos la producción primaria

Tabla 4. Valores de las diferentes razones másicas consideradas en la laguna Honda. *Values for the different mass ratio considered in the laguna Honda.*

	TN:TP	DIN:SRP	DIN:TDP	DIN:TP
12.09.00	23	58	5	2
27.09.00	26	406	9	4
09.10.00	34	100	13	5
30.10.00	19	83	7	2
13.11.00	18	69	11	2
27.11.00	20	87	10	2
18.12.00	16	83	8	2
15.01.01	9	1	1	1
30.01.01	6	1	1	0
14.02.01	5	0	0	0
20.03.01	7	5	5	4
29.03.01	8	5	4	4
16.04.01	8	10	8	5
07.05.01	5	1	0	0
04.06.01	13	0	0	0
17.07.01	13	17	7	5
16.08.01	16	1	0	0

podría (potencialmente) estar limitada por fósforo. Igualmente, el índice DIN:SRP proporciona valores generalmente muy elevados (superiores a 8 en un 61% de las situaciones recogidas), con lo que de nuevo se refuerza la sugerencia anterior de una potencial limitación por fósforo.

Por el contrario, los valores extremadamente bajos de las otras dos razones analizadas, DIN:TP y DIN:TDP son indicadores de una limitación potencial de nitrógeno. La aplicación de estos índices supone que mientras las únicas formas de N disponibles para el crecimiento algal son el nitrato y el amonio, todas las formas de P (en el caso de TP) y todas las formas disueltas de P (en el caso de TDP) y presentes en la columna de agua son susceptibles de ser empleadas por el fitoplancton.

Aunque del análisis de estos resultados no es posible llegar a una conclusión precisa e incuestionable y ninguno de los criterios individuales empleados es absolutamente concluyente, parece evidente, no obstante, que la laguna Honda no estuvo, durante el periodo de estudio, realmente limitada por nutrientes, pues las concentraciones medidas de las formas de nitrógeno y de fósforo (presumiblemente) disponibles para

el fitoplancton superaron los niveles necesarios para mantener su metabolismo. La laguna Nueva, por el contrario, se encontró limitada fundamentalmente por fósforo.

Comunidades planctónicas

La estructura de las comunidades de fitoplancton y de zooplancton, en ambas lagunas, se corresponde, en líneas generales, con lo que cabría esperar en ambientes relativamente poco estructurados, hasta cierto punto impredecibles y sometidos a stress por contaminación.

El fitoplancton de las lagunas presentó una composición taxonómica bastante similar: de un total de 60 especies identificadas, 40 fueron comunes a ambas. Sin embargo, sobre una base anual los porcentajes relativos de abundancia entre grupos resultó ser marcadamente diferente (Tabla 5). Así, en la laguna Honda las Crisofíceas (en particular, la especie *Prymnesium parvum*) constituyeron el grupo dominante, al que siguieron las Clorofíceas (principalmente *Monoraphidium tortile* y *Planktosphaeria gelatinosa*) y, en menor medida, las Criptofíceas (en el que *Rhodomonas minuta* fue la especie dominante), mientras que en la laguna Nueva las Clorofíceas (*Monoraphidium circinale*) fueron el grupo dominante, seguido por las Diatomeas (*Cyclotella* sp.; *Nitzschia* sp.), Crisofíceas (*Prymnesium parvum*) y Dinoflageladas

Tabla 5. Porcentaje relativo de los principales grupos taxonómicos identificados en el fitoplancton de ambas lagunas durante el periodo de estudio considerado. *Relative percentage of the identified different taxonomic groups in the phytoplankton for both lagoons during the considered study period.*

	Laguna Honda	Laguna Nueva
Cianobacterias	7.4	8.4
Clorofíceas	23.5	36.9
Criptofíceas	17.3	5.5
Crisofíceas	49.2	15.4
Diatomeas	1.3	22.4
Dinoflageladas	0.6	11.2
Euglenofíceas	0.6	0.1

(*Peridinium borgei*). El resto de los grupos mostró una representación numérica muy inferior y su presencia fue mucho más restringida en el tiempo. Tal vez lo más interesante resulte ser la constatación de que tanto la composición específica como la representación numérica relativa entre grupos, mostró diferencias sustanciales con las encontradas por Carrillo *et al.* (1987) y Sánchez-Castillo *et al.* (1990) en los muestreos realizados durante los años 1984-86. Por ejemplo, de entre los datos que estos autores ofrecen, destaca el que en la laguna Honda un alga verde, *Monoraphidium minutum* fuera, con mucho, la especie entonces dominante; que las Crisofíceas estuvieran muy pobremente representadas (y, concretamente no se encontró *P. parvum*) o que *Microcystis aeruginosa* desarrollara “flores de agua” en verano. La comparación de las abundancias poblacionales entre ambos periodos, muestra, asimismo, diferencias que, en general, vienen marcadas por un incremento promedio de los tamaños poblacionales en las especies dominantes.

En el caso de la laguna Nueva, las variaciones interanuales no han sido tan importantes y tal vez lo más destacable sea la ausencia de blooms de Cianobacterias (en este caso *Oscillatoria* sp) que se describieron para esta laguna, o el desarrollo que se observa en algunas especies de Diatomeas y de Crisofíceas (Fabián, 2002).

En relación con el hecho de que, durante el periodo de estudio que cubre este trabajo, las Cianobacterias no llegaron a dominar en la comunidad fitoplanctónica, cabría argumentar que, si bien en la literatura limnológica parece probado que, dado un inóculo adecuado, su crecimiento se favorece, entre otros, por una elevada temperatura; el stress que supone la existencia de un medio con elevada estabilidad térmica; un elevado pH, bajas concentraciones de CO₂; una baja razón N:P; la presencia de consumidores herbívoros sobre otras algas competidoras y bajas tasas de renovación del agua (Shapiro, 1990; Moss, 1999), también es cierto que ni siquiera la conjunción de todas estas condiciones llega a garantizar su desarrollo explosivo (Beklioglu & Moss, 1995) y, en todo caso, en

las lagunas de Adra es difícil que estas condiciones se presenten de forma concurrente y prolongada en el tiempo. Tan sólo en la laguna Honda y en condiciones muy concretas de máxima estabilidad de la columna de agua (final de verano) se observó el desarrollo de un “bloom” de cianobacterias.

En resumen, la estructura de la comunidad de fitoplancton ha resultado ser, en buena medida, la esperable en estas lagunas de pequeño tamaño, de aguas cálidas y ricas en nutrientes en las que se encuentra favorecida la colonización oportunista y el establecimiento de especies invasoras que invierten la energía en una replicación rápida y cuyos propágulos se encuentran disponibles para la diseminación a través de mecanismos muy diversos (transporte aéreo; sobre o dentro de animales, etc.).

Es el caso de especies de algas verdes del grupo funcional X₁ de Reynolds (1996) (*Chlorella* sp.; *Monoraphidium* sp.pl.); de especies como *Oocystis* sp. y *Scenedesmus* sp. (incluidas en el grupo J) o de ciertas Diatomeas del género *Nitzschia* (grupo D). En cada uno de estos casos se trata de algas pequeñas y unicelulares con elevada relación Superficie/Volumen, necesaria para conseguir elevadas tasas de duplicación (que posiblemente sean superiores a 1.0 día⁻¹ a la temperatura que se ha medido en las aguas).

Estas categorías “D – J – X₁” están bien representadas en lagos ricos en nutrientes (eutróficos / hipereutróficos) (Reynolds, 1999b). El problema de su persistencia en estas aguas, que explica sus sustituciones anuales, radica en la combinación de una débil tasa de flujo y una continua entrada de nutrientes (mantenida por un rápido reciclado de los mismos en la columna de agua). Esta situación conduce a un intenso “autosombreado” y al desarrollo de un “cuello de botella” en su crecimiento por una deficiencia en la luz disponible para la fotosíntesis. De hecho, como se ha comentado anteriormente, en la laguna Honda se observa una reducción de la zona eufótica como consecuencia de una elevada biomasa de fitoplancton y/o porque el componente triptónico (arcillas o finos detritos orgánicos) es frecuentemente “recargado” desde

el fondo, por efecto del viento y/o procesos de bioturbación.

Los valores promedio de densidad fitoplanctónica medidos tanto en la laguna Honda (entre $4 \cdot 10^4$ y $35 \cdot 10^4$ cels/ml) como en la laguna Nueva (valores de entre $5 \cdot 10^3$ y 10^5 cels/ml) son propios de este tipo de sistemas de “aguas muy eutróficas” (Margalef, 1983).

La diversidad específica del fitoplancton, osciló entre 0.21 y 2.80 bits/ind en la laguna Honda y entre 0.41 y 3.05 bits/ind en la laguna Nueva. Los valores promedio más bajos se registraron en la laguna Honda (1.54 bits/ind) y los más altos, en la laguna Nueva (1.91 bits/ind). Estos valores de diversidad son, en general, muy bajos debido, sobre todo, a la desproporcionada representación numérica de algunas especies en determinados “momentos” de la sucesión estacional (Fabián, 2002) y, en todo caso, concuerdan con los obtenidos por Carrillo *et al.* (1987) y Sánchez-Castillo *et al.* (1990) en estos sistemas y son similares a los registrados, por ejemplo, por Miracle *et al.* (1987) en la Albufera de Valencia.

La comunidad zooplanctónica de ambas lagunas mostró una estructura muy simplificada, dominada a lo largo de todo el periodo de estudio por pequeños herbívoros (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002a; Fabián, 2002). Los Rotíferos, representados por círculos de especies congénéricas, eurioicas, de amplia distribución o características de ambientes eutróficos como *Testudinella patina*, *Brachionus calyciflorus*; *Trichocerca* sp.; *Anuraeopsis fissa* o *Keratella quadrata* (Blancher, 1984; Orcutt & Pace, 1984), constituyeron el grupo mayoritario, llegando a representar hasta el 91% y el 97% de la densidad total (promedio anual) de individuos en las lagunas Honda y Nueva, respectivamente.

Los Copépodos Ciclopoides (casi el 9% y el 3% de la densidad promedio anual en las lagunas Honda y Nueva, respectivamente) constituyeron el grupo dominante entre los Crustáceos, con tamaños poblacionales semejantes en ambas lagunas. Tan sólo en la laguna Nueva se encontraron algunos Cladóceros de origen litoral (*Simocephalus* sp.; *Alona* sp.) que contribuye-

ron de manera muy escasa a la abundancia total del zooplancton en este sistema.

A diferencia de los resultados obtenidos para el fitoplancton en cuanto a su composición específica, el zooplancton identificado en este periodo fue similar al hallado por Carrillo *et al.* (1987) y Sánchez-Castillo *et al.* (1990).

Respecto al índice de diversidad específica para el zooplancton de ambas lagunas en general se encontraron valores relativamente bajos, característicos de aguas eutróficas y/o de elevada contaminación. En la laguna Nueva los valores oscilaron entre 0.67 y 2.58 bits/ind, con promedio de 1.88 bits/ind, algo mayores que los obtenidos para la laguna Honda (entre 0.28 y 2.41 bits/ind; promedio de 1.23 bits/ind).

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (Proyecto UE-LIFE B4-3200/98/458 “Conservación de las Albuferas de Adra”) y por el Proyecto CICYT HID 99-0836.

BIBLIOGRAFÍA

- ALONSO, M. 1985. *Las lagunas de la España peninsular: Taxonomía, ecología y distribución de los Cladóceros*. Tesis Doctoral, Universidad de Barcelona.
- APHA. 1989. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington: APHA/AWWA/WPCF.
- BEKLIOGLU, M. & B. MOSS. 1995. The impact of pH on interactions among phytoplankton algae, zooplankton and perch (*Perca fluviatilis*) in a shallow, fertile lake. *Freshwater Biol.*, 33: 497-509.
- BENAVENTE, J. Estudio hidrológico de las Albuferas de Adra (Almería) y su entorno. En: *Agricultura y Medio Ambiente en el entorno de las Albuferas de Adra*. J. C. Nevado & M. Paracuellos (eds.): 67-75. Consejería de Medio Ambiente (Almería). España.
- BLANCHER, C. E. II. 1984. Zooplankton-trophic state relationships in some north and central Florida lakes. *Hydrobiologia*, 109: 251 - 263.

- BRADFORD, M. E. & R. H. PETERS. 1987. The relationship between chemically analyzed phosphorus fractions and bioavailable phosphorus. *Limnol. Oceanogr.*, 32: 1124-1137.
- CARLSON, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22: 361-369.
- CARRILLO, P., L. CRUZ-PIZARRO, R. MORALES & P. SÁNCHEZ-CASTILLO. 1987. Cambios estacionales en las comunidades de fitoplancton y de zooplancton de la Albufera de Adra. *Limnética*, 3: 243-254.
- CARRILLO, P., P. SÁNCHEZ-CASTILLO, L. CRUZ-PIZARRO & R. MORALES. 1996. Cambios cíclicos y tendencias a largo plazo en la salinización de ecosistemas fluctuantes (Albuferas de Adra). Evidencias de eutrofización y contaminación. *Limnética*, 12: 59-65.
- COOKE, G. D., E. B. WELCH, S. A. PETERSON & P. R. NEWROTH. 1993. *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. 2nd ed. Florida: Lewis Publishers.
- CRUZ-PIZARRO, L., M. ARGAIZ, I. GARZÓN & J. LÓPEZ. 1992. *Batimetría de las lagunas de la Albufera de Adra*. Informe Técnico. Instituto del Agua- Universidad de Granada.
- CRUZ-PIZARRO, L., V. AMORES & J. DE LA ROSA. 1996. Informe Final. Contrato UGR-Delegación Consejería de Medio Ambiente de Almería.
- CRUZ-PIZARRO, L., J. BENAVENTE, J. CASAS, V. AMORES, L. MAY, D. FABIÁN, M. RODRÍGUEZ, K. EL MABROUKI, I. RODRÍGUEZ, I. DE VICENTE, E. MORENO-OSTOS, S. L. RODRIGUES DA SILVA, M. BAYO, A. MOÑINO & M. PARACUELLOS. 2002 a. *Control de la eutrofización en las lagunas de las Albuferas de Adra. Diagnóstico, Evaluación y Propuesta de Recuperación*. Informe Final Proyecto UE LIFE B4-3200/98/458. 349 pp.
- CRUZ-PIZARRO, L., V. AMORES, D. FABIÁN, I. DE VICENTE, I. RODRÍGUEZ-PARÍS, K. EL MABROUKI, M. RODRÍGUEZ & S. L. RODRIGUES DA SILVA. 2002 b. La Eutrofización de las Albuferas de Adra (Almería). En: *Agricultura y Medio Ambiente en el entorno de las Albuferas de Adra*. J. C. Nevado & M. Paracuellos (eds.): 77-96. Consejería de Medio Ambiente (Almería). España.
- CRUZ-PIZARRO, L., E. MORENO-OSTOS, S. L. RODRIGUES DA SILVA, I. DE VICENTE, M. V. AMORES, K. EL MABROUKI & D. FABIÁN. 2003. Aplicación de técnicas de biomanipulación para la gestión de la eutrofización en las Albuferas de Adra. Primeros Resultados. En: *Ecología, manejo y conservación de los humedales*. M. Paracuellos (ed.): 25-34. Instituto de Estudios Almerienses. Almería. España.
- CHIAUDANI, G. & M. VIRGLIS. 1974. The N:P ratio and tests with *Selenastrum* to predict eutrophication in lakes. *Water Res.*, 8: 1063-1069.
- DEL RÍO, M. T. 1986. *El ecosistema acuático de las Albuferas de Adra (Almería). Estudio pormenorizado de sus componentes*. Tesis Doctoral, Universidad de Granada.
- DE VICENTE, I. 2001. *Regeneración bentónica de nutrientes (C, N y P) en las Albuferas de Adra (Almería)*. Proyecto de Investigación, Universidad de Granada. 74 pp.
- DE VICENTE, I., V. AMORES, K. EL MABROUKI, E. MORENO, I. RODRÍGUEZ-PARÍS & L. CRUZ-PIZARRO. 2001. Balance de fósforo en las lagunas de las Albuferas de Adra (Almería, España). *Actas del V Simposio sobre el Agua en Andalucía*, 2: 301-311.
- DE VICENTE, I., L. SERRANO, V. AMORES, V. CLAVERO & L. CRUZ-PIZARRO. 2003. Sediment phosphate fractionation and interstitial water phosphate concentration in two coastal lagoons (Albuferas de Adra, SE Spain). *Hydrobiologia*, 492: 95-105.
- DE VICENTE, I. & L. CRUZ-PIZARRO. 2003. Estima de la carga externa de fósforo y aplicación de modelos empíricos de eutrofización en las lagunas de la Albufera de Adra. *Limnética*, 23: 169-185.
- FABIÁN, J. D. 2002. *Diversidad, composición funcional y estructura de tamaños del plancton en un sistema eutrófico y otro hipereutrófico: Las Albuferas de Adra (Almería)*. Tesis Doctoral, Universidad de Granada. 149 pp.
- FORSBERG, C. & S. O. RYDING. 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. *Arch. Hydrobiol.*, 89: 189-207.
- HEANEY, S. I., J. E. CORRY & J. P. LISHMAN. 1992. Changes of water quality and sediment phosphorus of a small productive lake following decreased phosphorus loading. In: *Eutrophication: Research and application to water supply*. D. W. Sutcliffe & J. G. Jones (eds.): 119-131. Freshwater Biological Association. Ambleside (UK).

- JEFFREY, S. W. & G. F. HUMPHREY. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol.*, 167: 191-194.
- LÓPEZ, P. 1984. *Aguas salinas epicontinentales próximas a la costa mediterránea española. Estudio del medio*. Tesis Doctoral, Universidad de Barcelona.
- LÓPEZ, P. 1986. Composición del sedimento en sistemas acuáticos del litoral Mediterráneo Español. *Limnética*, 2: 11-18.
- LÓPEZ, P. & X. TOMÁS. 1989. Chemical composition of the small coastal lagoons of the Mediterranean Spanish littoral. *Scient. Mar.*, 53: 591-599.
- MARGALEF MIR, R. 1981. *Distribución de los macrófitos de las aguas dulces y salobres del E. y NE. de España y dependencia de la composición química del medio*. Fundación Juan March. Madrid.
- MARGALEF, R. 1983. *Limnología*. Barcelona: Omega.
- MARTINEZ VIDAL, J. L., M. T. RÍO JIMÉNEZ & J. AGUILAR RUIZ. 1989. Estudio sobre la eutrofización de las Albuferas de Adra (Almería). *Paralelo*, 37°, 11/12 : 113-118.
- MARTÍNEZ-VIDAL, J. L. & H. CASTRO. 1990. *Las Albuferas de Adra. Estudio Integral*. Diputación Provincial de Almería, Almería, España.
- MIRACLE, R. M., J. M. SORIA, E. VICENTE & S. ROMO. 1987. Relaciones entre la luz, los pigmentos fotosintéticos y el fitoplancton en la Albufera de Valencia, laguna litoral hipertrófica. *Limnética*, 3: 25-34.
- MOÑINO, A., E. MORENO, I. DE VICENTE, K. EL MABROUKI & L. CRUZ PIZARRO. 2001. Hidrodinámica y distribución espacial de fitoplancton en dos sistemas acuáticos: el embalse de Alhama de Granada y la laguna Nueva de la Albufera de Adra (Almería). *Actas del V Simposio sobre el agua en Andalucía*, 1: 397-406.
- MORRIS, D. P. & W. M. LEWIS. 1988. Phytoplankton nutrient limitation in Colorado mountain lakes. *Freshwater Biol.*, 20: 315-327.
- MOSS, B. 1990. Ecological challenges for lake management. *Hydrobiologia*, 395/396: 3-11.
- MURPHY, J. & J. P. RILEY. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, 27: 31-36.
- NEVADO, J. C. & M. PARACUELLOS. 1999. El Fartet en Almería. Una estrategia de conservación. En: *Peces ciprinodóntidos ibéricos. Fartet y Samaruc*. M. Planelles-Gomis (coord.): 163-168. Colección Biodiversidad, 5. Consellería de Medio Ambiente (Generalitat Valenciana), Valencia, España.
- OCDE. 1982. *Eutrophication des eaux. Methodes de surveillance d'évaluation et de lutte*. París.
- ORCUTT, J. D. & M. L. PACE. 1984. Seasonal dynamics of rotifer and crustacean zooplankton populations in a eutrophic monomictic lake with a note on rotifer sampling technique. *Hydrobiologia*, 119: 73-80.
- PARACUELLOS, M. 2002. Valor ambiental de las Albuferas de Adra. En: *Agricultura y Medio Ambiente en el entorno de las Albuferas de Adra*. J. C. Nevado & M. Paracuellos (eds.): 51-63. Consejería de Medio Ambiente (Almería). España.
- REYNOLDS, C. S. 1992. Eutrophication and the management of planktonic algae: What Vollenweider couldn't tell us. In: *Eutrophication: Research and application to water supply*. D. W. Sutcliffe & J. G. Jones (eds.): 4-29. Freshwater Biological Association. Ambleside (UK).
- REYNOLDS, C. S. 1996. The plant life of the pelagic. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 97-113.
- REYNOLDS, C. S. 1999 a. Metabolic sensitivities of lacustrine ecosystems to anthropogenic forcing. *Aquat. Sci.*, 61: 183-205.
- REYNOLDS, C. S. 1999 b. Phytoplankton assemblages in Reservoirs. In: *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. J. G. Tundisi & M. Straskraba (eds): 439-456. Holanda: Backhuys Publishers.
- RODIER, J. 1978. *Análisis de las aguas*. Barcelona: Omega.
- RYDING, S. O. & W. RAST. 1992. *El control de la eutrofización en lagos y pantanos*. Madrid: Pirámide.
- SÁNCHEZ-CASTILLO, P. 1984. *Estudio limnológico de dos ecosistemas hídricos de la provincia de Almería*. Diputación Provincial de Almería, España.
- SÁNCHEZ-CASTILLO, P. 1987. Influencia de la salinidad sobre las poblaciones algales de tres lagunas litorales (Albufera de Adra, Almería). *Limnética*, 3: 47-53.
- SÁNCHEZ-CASTILLO, P., P. CARRILLO, J. M. CRUZ-MARTÍNEZ & L. CRUZ-PIZARRO.

1990. Plancton de las lagunas de la Albufera de Adra: ciclo anual. En: *Las Albuferas de Adra. Estudio Integral*. J. L. Martínez-Vidal & H. Castro (eds.). 120-223. Instituto de Estudios Almerienses, Almería, España.
- SAS, H. 1989. *Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations*. Sankt Augustin: Akademie Verlag Richarz.
- SØNDEGAARD, M., P. KRISTENSEN & E. JEPPESEN. 1992. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed lake ArresØ, Denmark. *Hydrobiologia*, 228: 91-99.
- SHAPIRO, J. 1990. Biomanipulation: the next phase-making it stable. *Hydrobiologia*, 200/201: 13-27.
- TILMAN, D., S. S. KILHAM & P. KILHAM. 1982. Phytoplankton community ecology: The role of limiting nutrients. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 13: 349-372.
- VAN LIERE, L. & R. D. GULATI. 1992. Restoration and recovery of shallow eutrophic lake ecosystems in the Netherlands: epilogue. *Hydrobiologia*, 233:283-287.