

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS MEDIANTE LACUNAS DE ALTA CARGA: EVALUACIÓN EXPERIMENTAL

Joan García¹, Mariona Hernández-Mariné² y Rafael Mujeriego¹

RESUMEN: El objetivo del presente estudio es determinar las condiciones de explotación de dos lagunas experimentales que permiten obtener un mayor rendimiento de eliminación de la materia orgánica y los nutrientes del agua residual urbana. También se pretende establecer el rendimiento de los decantadores secundarios experimentales utilizados para la separación de la biomasa del fitoplancton que crece en las lagunas. Se han estudiado durante un año dos lagunas de alta carga provistas cada una de un decantador secundario en serie. La eliminación de la materia orgánica y los nutrientes se ha evaluado mediante estrategias operacionales diferenciadas definidas a través del control del tiempo de retención hidráulico. La evolución de la concentración de la biomasa del fitoplancton del líquido de mezcla de las lagunas está controlada por la radiación solar y la temperatura, y no resulta afectada por las diferentes estrategias de explotación adoptadas. El rendimiento anual medio de eliminación de la biomasa del fitoplancton observado en los decantadores secundarios es de 70-80% y no es afectado por las diferentes condiciones operacionales. La concentración media de la materia en suspensión en los efluentes es de 50-60 mg/l. El rendimiento de eliminación de la materia orgánica (DQO) es muy similar en las dos lagunas y no depende de las estrategias operacionales adoptadas. Para que las lagunas de alta carga produzcan un agua equivalente a un efluente secundario es suficiente adoptar un tiempo de retención de 4 días en primavera y verano, y 8 días en otoño e invierno. Se puede alcanzar un buen rendimiento de eliminación de nitrógeno aumentando el tiempo de retención durante el otoño y el invierno a 10 días. Para alcanzar concentraciones de fósforo en el efluente iguales o inferiores a 1 mg/l es necesario dotar al sistema de instalaciones complementarias para su tratamiento.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas naturales de depuración constituyen una alternativa de bajo coste a los sistemas convencionales. En estos sistemas alternativos la inversión energética artificial realizada en los tratamientos convencionales para tratar el agua es sustituida por la energía natural ambiental (fundamentalmente la radiación solar), mediante la utilización de una superficie de depuración mayor. Los procesos de depuración que tienen lugar en los sistemas naturales son llevados a cabo por componentes ambientales tales como bacterias, algas, vegetación y fauna, a una velocidad correspondiente a sus tasas de crecimiento (WPCF, 1990), y son por tanto tecnologías de depuración sostenibles (García, 1996).

El lagunaje natural es uno de los sistemas alternativos de tratamiento mejor conocidos y representa una opción eficaz para la eliminación de la materia orgánica, los nutrientes y los microorganismos patógenos del agua residual (Pearson, 1996). Su diseño y su construcción son sencillos, y sus

costes de explotación y mantenimiento son bajos. Sin embargo, es una alternativa de tratamiento que ha sido escasamente aplicada en Catalunya, probablemente por el hecho de requerir una superficie de depuración considerablemente mayor que la necesaria por los tratamientos convencionales. Además, la concentración elevada de materia en suspensión que presentan sus efluentes, como consecuencia del crecimiento del fitoplancton en las lagunas durante los meses de primavera y verano, ha dado lugar a una percepción desfavorable de esta alternativa de tratamiento.

Las denominadas lagunas de alta carga se desarrollaron durante los años 1960 con el objetivo de reducir la superficie de los lagunajes convencionales y mejorar la sedimentación (eliminación) del fitoplancton (Oswald, 1995). Las lagunas de alta carga son menos profundas (0,3-0,6 m) que las lagunas convencionales —facultativas y aerobias— y disponen de agitación mecánica del agua del líquido de mezcla, por lo que requieren un pequeño aporte

¹ Sección de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental. ETS Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universitat Politècnica de Catalunya. c/Gran Capitán s/n, 08034 Barcelona. Tel. 93 4016464, Fax. 93 4017357, e-mail: garcias@etseccpb.upc.es

² Laboratorio de Botánica. Departamento de Productos Naturales, Biología Vegetal y Edafología. Facultad de Farmacia. Universitat de Barcelona, c/Juan XXIII s/n, 08028 Barcelona. Tel. 93 4024490, Fax. 93 4021886, e-mail: hernande@farmacia.far.ub.es

Artículo publicado en *Ingeniería del Agua*. Vol.5 Num.2 (junio 1998, páginas 35-50, recibido el 16 de enero de 1998 y aceptado para su publicación el 28 de abril de 1998. Pueden ser remitidas discusiones sobre el artículo hasta seis meses después de la publicación del mismo. En el caso de ser aceptadas, las discusiones serán publicadas conjuntamente con la respuesta de los autores en el primer número de la revista que aparezca una vez transcurrido el plazo indicado.

de energía. La escasa profundidad, la agitación constante del líquido de mezcla y la concentración elevada de nutrientes del agua residual promueven el crecimiento del fitoplancton, por lo que también se han llamado lagunas de algas. Dado que los productores primarios son los microorganismos con mayor biomasa relativa su estudio se ha enfocado frecuentemente más desde el punto de vista de la producción de biomasa algal que desde el punto de vista del tratamiento de aguas residuales (De Pauw & Salomoni, 1990). Las lagunas de alta carga son un sistema eficaz de aprovechamiento de la energía solar que puede combinar a la vez el tratamiento de aguas residuales y la producción de biomasa algal. Algunos autores de la escuela israelita han considerado que la utilización de lagunas de alta carga para el tratamiento de aguas residuales no es recomendable si la biomasa producida no se aprovecha (Abeliovich, 1986; Azov & Shelef, 1982, Shelef & Azov, 1987).

En la práctica de los sistemas de lagunaje, la laguna de alta carga sustituye a la laguna facultativa o bien la sigue en serie. La función fundamental de la laguna de alta carga es el tratamiento secundario del agua residual, que consiste en convertir la materia orgánica disuelta en materia orgánica particulada —microorganismos— que después puede ser separada en instalaciones apropiadas. En la mayoría de los casos la separación se efectúa en una laguna de sedimentación de algas colocada en serie con la laguna de alta carga (Oswald, 1991). El efluente de un sistema de lagunaje de alta carga, en el que no existan instalaciones para la separación de la materia orgánica particulada producida en el líquido de mezcla, puede contener una concentración de materia en suspensión entre 200 y 600 mg/l (Picot *et al*, 1991).

La eliminación de la materia orgánica afluente a una laguna de alta carga tiene lugar mediante la simbiosis algas/bacterias o proto-cooperación fotosíntesis/respiración (Figura 1) (Abeliovich, 1986; Fallowfield & Garret, 1985). Las bacterias aerobias heterótrofas, al degradar la materia orgánica del agua residual, producen compuestos inorgánicos sencillos como producto de su metabolismo (dióxido de carbono, amoníaco y orto-

fosfato). El fitoplancton puede aprovechar estos compuestos, junto con el dióxido de carbono atmosférico y el amoníaco y el ortofosfato del agua residual, como sustancias nutritivas para su crecimiento. La actividad fotosintética del fitoplancton genera oxígeno que puede ser utilizado por las bacterias aerobias heterótrofas para degradar la materia orgánica y disminuir la DBO₅ del agua residual.

La eliminación de los nutrientes (N y P) del agua residual afluente a una laguna de alta carga tiene lugar por asimilación del fitoplancton y su posterior separación en instalaciones adecuadas. Por otra parte, la actividad fotosintética diurna también contribuye a la eliminación de nutrientes, ya que al elevar el pH del líquido de mezcla produce:

1. La volatilización del amoníaco hacia el medio atmosférico
2. La precipitación del ortofosfato (Cromare *et al.*, 1991; ElHalouani *et al.*, 1993 ;Nurdogan & Oswald, 1995).

La volatilización del amoníaco depende principalmente de la cantidad de ion amonio del agua residual que se transforma en amoníaco gas, puesto que la agitación del líquido de mezcla favorece la difusión del amoníaco hacia la atmósfera. El ortofosfato precipita en la pared celular de las microalgas, de manera que para eliminarlo es imprescindible eliminar la biomasa. El Halouani *et al.* (1993) y Nurdogan & Oswald (1995) han observado que la eliminación de nutrientes del agua residual como consecuencia de la actividad fotosintética predomina sobre la asimilación en el tejido celular.

En las lagunas de alta carga las microalgas y las bacterias forman flocules espontáneamente como consecuencia de la agitación constante del líquido de mezcla, de las condiciones químicas causadas por el elevado pH diurno y por las interacciones bióticas. La floculación tiene lugar a través de dos mecanismos diferentes: la autofloculación y la biofloculación. La autofloculación se produce por atracciones electrostáticas entre las paredes celulares como consecuencia de la precipitación de ortofosfatos y carbonatos de calcio y de magnesio cuando el pH es elevado (8,5-10) (Sukenic & Shelef, 1984; Lavoie & De la Noüe, 1987). La biofloculación se produce por la excreción de polímeros de cadena larga (polisacáridos y poliaminoácidos) durante la fase de envejecimiento celular y respiración endógena, que forman enlaces químicos y favorecen así la aglomeración celular (Lincoln & Koopman, 1986). La floculación de los microorganismos del líquido de mezcla de las lagunas de alta carga permite una mejor decantación de la biomasa producida respecto a la observada en lagunas convencionales (Oswald, 1991).

La incorporación de una laguna de alta carga en un sistema de lagunaje permite reducir la superficie de depuración con unos costes energéticos razonables (Oswald, 1991). Con el objetivo de investigar y aplicar a escala real este tipo de lagunas, el Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental del Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental de la ETS

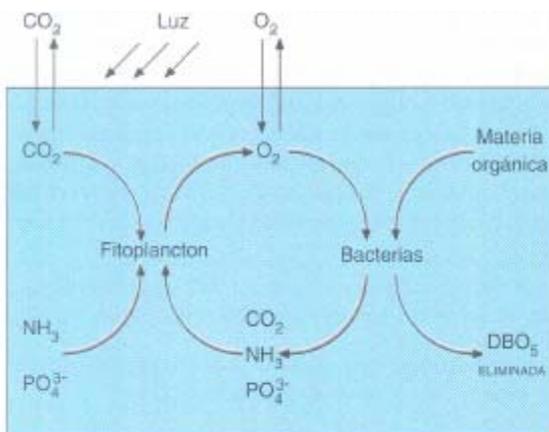


Figura 1. Esquema de la simbiosis algas/bacterias que tiene lugar en las lagunas de alta carga. Según Fallowfield & Garret (1985).

de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de la Universidad Politécnica de Catalunya construyó dos lagunas de alta carga experimentales equipadas con decantadores secundarios de baja carga hidráulica superficial en 1989. En este trabajo se cuantifican y se evalúan los procesos de eliminación de la materia orgánica y los nutrientes del agua residual urbana en las dos lagunas experimentales sometidas a un régimen de explotación diferenciado durante un año. También se determinan las estrategias de explotación más adecuadas para la obtención de efluentes de buena calidad respecto a la materia orgánica y los nutrientes. La evaluación del rendimiento de separación de la biomasa del fitoplancton en los decantadores secundarios tiene como objetivo reducir en la práctica la superficie necesaria por las lagunas de sedimentación de algas.

MATERIAL Y MÉTODOS

La Figura 2 muestra los elementos de que constan las instalaciones utilizadas para la realización de este trabajo. El agua residual urbana del barrio de Pedralbes

(Barcelona) se bombeaba diariamente desde un pozo conectado a la alcantarilla municipal hasta el Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. En el laboratorio se recogía en un tanque de poliéster de 500 l que funcionaba como decantador primario y donde decantaba el agua durante 30 min. A continuación el agua se impulsaba hasta unos depósitos de poliéster de 500 l donde se almacenaba. Estos depósitos estaban situados en la parte más elevada de la azotea del edificio. Después el agua pasaba por un depósito de alimentación de 50l con boya, situado en la parte más baja de la azotea. Dos bombas peristálticas conectadas al depósito de alimentación impulsaban el agua hacia cada una de las lagunas de alta carga experimentales. La separación de la biomasa del fitoplancton producida en las lagunas se realizaba en unos pequeños decantadores secundarios. El efluente se vertía en una bajante de aguas pluviales.

La Figura 3 muestra un esquema en alzado y en planta de las lagunas de alta carga experimentales. Se indica la situación del carrusel de aspas que agita el líquido de mezcla, el sentido de circulación del líquido de mezcla

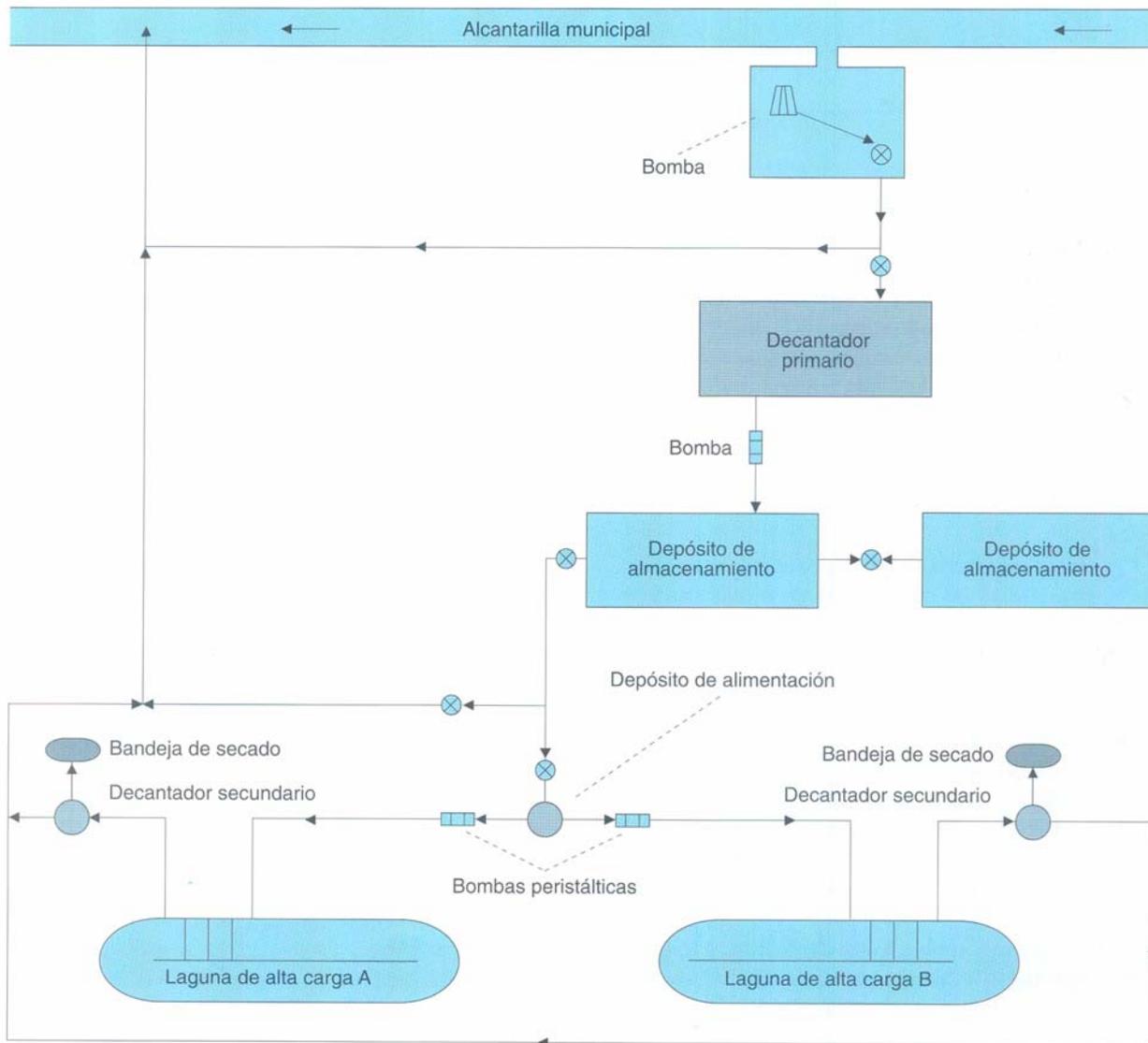


Figura 2. Esquema de los elementos de que constan las instalaciones utilizadas en este estudio

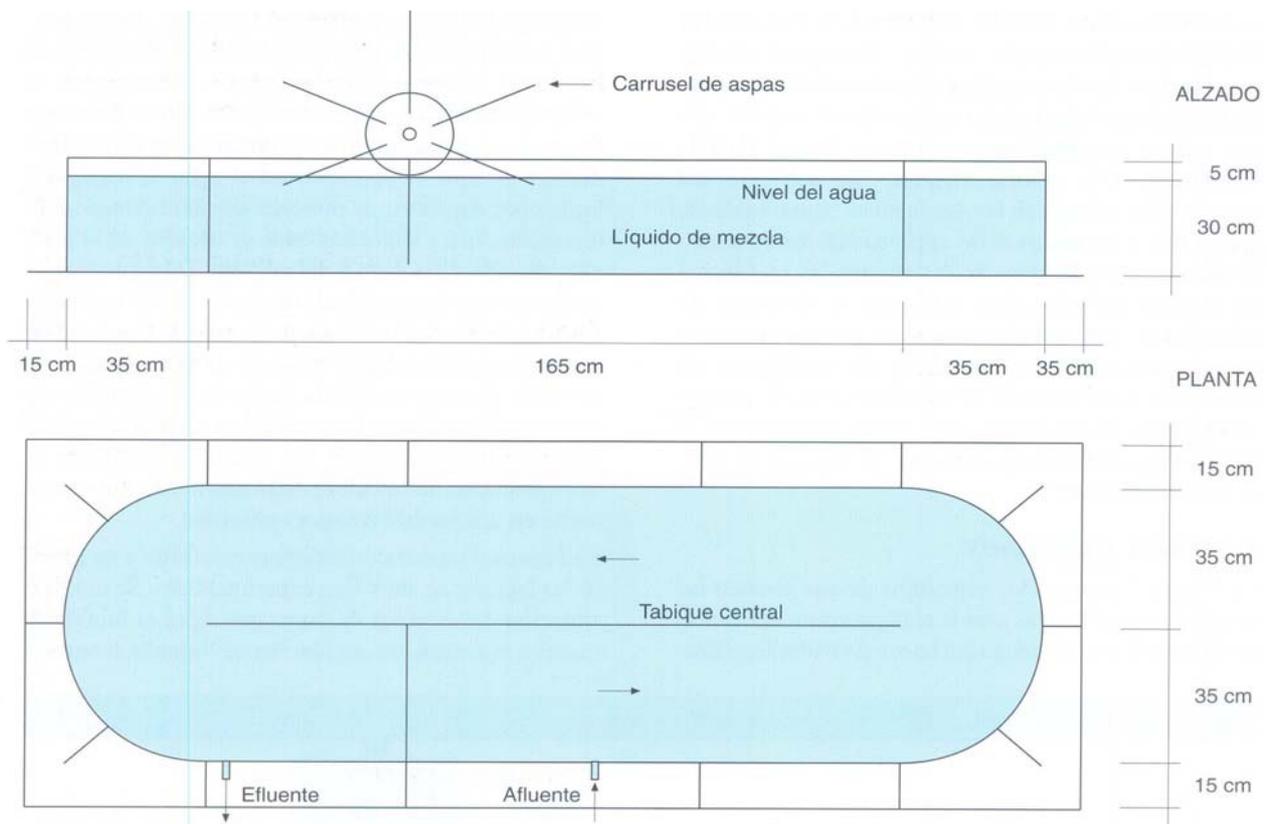


Figura 3 Esquema de la morfología y las dimensiones de las lagunas de alta carga experimentales.

y los dispositivos de entrada y salida del agua. Cada una de las lagunas tiene una superficie de $1,54 \text{ m}^2$, su profundidad es de $0,3 \text{ m}$ y el volumen es de $0,47 \text{ m}^3$. Las lagunas se construyeron con PVC gris. El tabique central delimita los dos canales por donde circula el agua. El carrusel está formado por 6 aspas separadas 60° , por cuyo centro pasa un eje impulsado por un pequeño motor eléctrico. La velocidad de giro del carrusel se mantuvo a 4 rpm para producir una velocidad lineal media en la zona rectilínea de los canales de 9 cm/s .

La Figura 4 muestra un esquema en alzado y en planta de la morfología y las dimensiones de los decantadores secundarios. Se construyeron en PVC gris y su superficie es de $0,0255 \text{ m}^2$, de manera que la relación entre la superficie de decantador secundario y la superficie de la laguna de alta carga es de $1/60$. La entrada de agua se encuentra en la parte inferior cónica y la salida tiene lugar por un aliviadero central dentado. Los decantadores disponen de una rasqueta giratoria impulsada por un pequeño motor eléctrico que impide el desarrollo de biopelícula en las paredes. La purga de los decantadores se depositaba diariamente en unas bandejas de secado.

La experimentación tuvo lugar durante un año (junio 1993-julio 1994). El tiempo medio de retención hidráulica y la carga hidráulica superficial aplicada a los decantadores secundarios se controlaban mediante la regulación del caudal de agua residual impulsado. El tiempo medio de retención celular fue idéntico al tiempo

medio de retención hidráulico porque el sistema funcionaba sin recirculación de la biomasa. El tiempo medio de retención de ambas lagunas se ajustó siguiendo las recomendaciones de Oswald (1986): 3-7 días durante la primavera y el verano, y 7-10 días durante el otoño y el invierno. Se adoptaron dos estrategias de explotación diferenciadas: la laguna A operó con tiempos de retención superiores a los de la laguna B —con excepción de marzo y abril de 1994— (Figura 5). La carga hidráulica superficial de los decantadores de las lagunas osciló entre $2\text{-}6 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$, de acuerdo con los tiempos de retención adoptados.

Se recogieron semanalmente dos muestras puntuales de agua residual, de líquido de mezcla de las lagunas y de los efluentes. Para obtener valores representativos del funcionamiento del sistema, una de las tomas de muestras se realizaba durante las horas centrales del día y la otra al día siguiente al amanecer.

A continuación se describen los parámetros medidos y las metodologías utilizadas. El pH se midió con un pHímetro portátil 506 de marca Crison equipado con un electrodo LB combinado estándar. La conductividad eléctrica a 25° C se midió con un conductivímetro 523 de la marca Crison. La materia en suspensión (MES), la demanda química de oxígeno (DQO), el nitrito, el nitrato, el N Kjeldahl, el P reactivo soluble (PRS) y el P total se analizaron de acuerdo con las metodologías descritas en APHA (1995). El N amoniacal se analizó

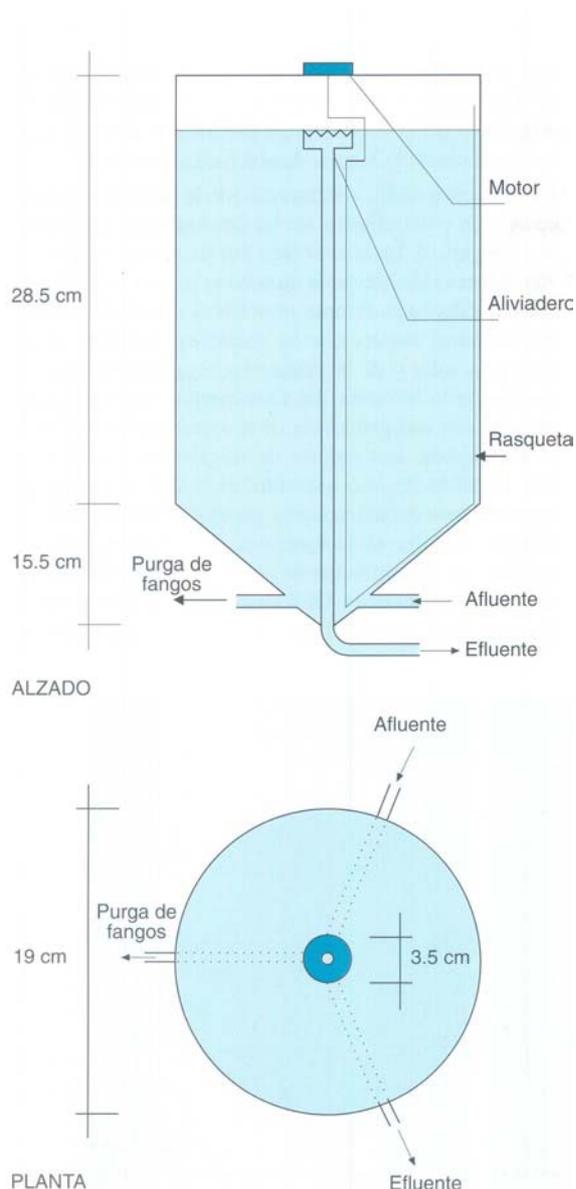


Figura 4 Esquema de la morfología y las dimensiones de los decantadores secundarios experimentales.

mediante la técnica clásica colorimétrica propuesta por Solórzano siguiendo las recomendaciones indicadas por Zaradojny et al. (1973). El N orgánico se calculó a partir de la diferencia entre la concentración de N Kjeldahl y N amoniacal. El N total se calculó a partir de la adición de las concentraciones de N Kjeldahl, nitrito y nitrato. El P orgánico (incluyendo polifosfatos) se calculó a partir de la diferencia entre P total y PRS. La fracción disuelta de la DQO se analizó a partir de muestras filtradas con filtros de fibra de vidrio Whatman GF/C. La estimación de la fracción particulada de la DQO se obtuvo a partir de la diferencia de las concentraciones entre las muestras totales y las muestras filtradas. La cuantificación de la biomasa del fitoplancton del líquido de mezcla se realizó mediante la medida de la MES. Los valores de la radiación solar total y la temperatura ambiental fueron facilitados por el observatorio meteorológico de la Facul-

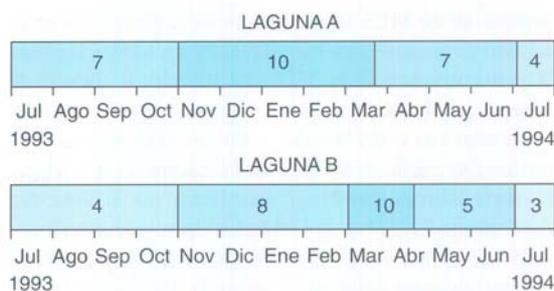


Figura 5 Tiempos medios de retención hidráulicos (en días) con los que fueron explotadas las lagunas.

tad de Física de la Universitat de Barcelona, situado a menos de 1 km de las lagunas.

La normativa de referencia para el establecimiento de la calidad de los efluentes es la indicada en la Directiva del Consejo 91/271 de la Unión Europea para el vertido de efluentes de estaciones depuradoras de poblaciones entre 2000 y 10000 hab-eq. Se ha escogido este tamaño de poblaciones porque el lagunaje se suele aplicar en pequeños núcleos urbanos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Eliminación de la MES

En la Tabla 1 se indican las medias anuales y las desviaciones estándar de la concentración de la MES y los rendimientos medios de los decantadores secundarios. El rendimiento de eliminación de la MES de un sistema de tratamiento se valora generalmente mediante la comparación de la concentración del afluente y la del efluente. En este estudio la concentración de la MES del afluente de las lagunas es baja como consecuencia de los tratamientos previos que ha sufrido (sedimentación en el decantador primario y una cierta digestión en los depósitos de almacenamiento), por lo que no se valora el rendimiento de eliminación mediante la comparación de las concentraciones en el afluente y el efluente. Por otra parte, el estudio se enfocó hacia la separación de la biomasa del fitoplancton del líquido de mezcla. Las distintas estrategias de explotación adoptadas en cada una de las lagunas no producen resultados medios de la con-

	MES mg/l		Rendimiento %
	Afluente	Líquido de mezcla	
Laguna A	49±17	297±118	77
Laguna B	49±17	253±197	79

Tabla 1. Medias anuales y desviaciones estándar de la MES del afluente, de los líquidos de mezcla y de los efluentes de las lagunas. Se indican los rendimientos de los decantadores secundarios. Los n=58 valores usados para los cálculos son las medias de las muestras semanales.

centración de MES significativamente diferentes en el líquido de mezcla y en los efluentes. En ambas lagunas la concentración de la MES del líquido de mezcla es mayor que la observada en lagunas convencionales — facultativas o aeróbicas—. En los efluentes la concentración media de la MES de la laguna A supera ligeramente el límite de 60 mg/l establecido por la Directiva del Consejo 91/271 de la Unión Europea, de manera que sólo se podrían verter al medio ambiente con un tratamiento posterior destinado a reducirla. La laguna B cumple el límite establecido.

Los rendimientos medios de los decantadores secundarios son similares en ambas lagunas y se encuentran entre el 70 y el 80%, que es el rango observado por Oswald (1991) en lagunas de sedimentación de algas. Sin embargo, las lagunas de sedimentación de algas requieren una superficie netamente superior a la ocupada por los decantadores utilizados en este estudio. Por ejemplo, en el sistema de lagunaje de Santa Helena en California, la relación entre la superficie de la laguna de sedimentación de algas y la

superficie de la laguna de alta carga es de 2 (Oswald, 1991), mientras que en este estudio la relación entre la superficie de decantador secundario y la superficie de la laguna de alta carga es de 1/60. La evolución de la concentración de la MES del líquido de mezcla y del efluente de las dos lagunas se muestra en la *Figura 6*. En ambos líquidos de mezcla se observan valores más elevados durante la primavera y el verano, e inferiores durante el otoño y el invierno. Esta característica sugiere que las variables climáticas de la radiación solar y de la temperatura regulan la concentración de la biomasa del fitoplancton del líquido de mezcla, con independencia de la estrategia de explotación adoptada. Los valores del coeficiente de correlación lineal de Pearson indicados en la *Tabla 2* muestran correlaciones significativas y positivas entre la MES y la radiación solar y la temperatura, mientras que no existe correlación con el tiempo de retención. La evolución de la concentración de la MES en ambos líquidos de mezcla tiene fluctuaciones repentinas debidas a fenómenos de tipo puntual. La reduc-

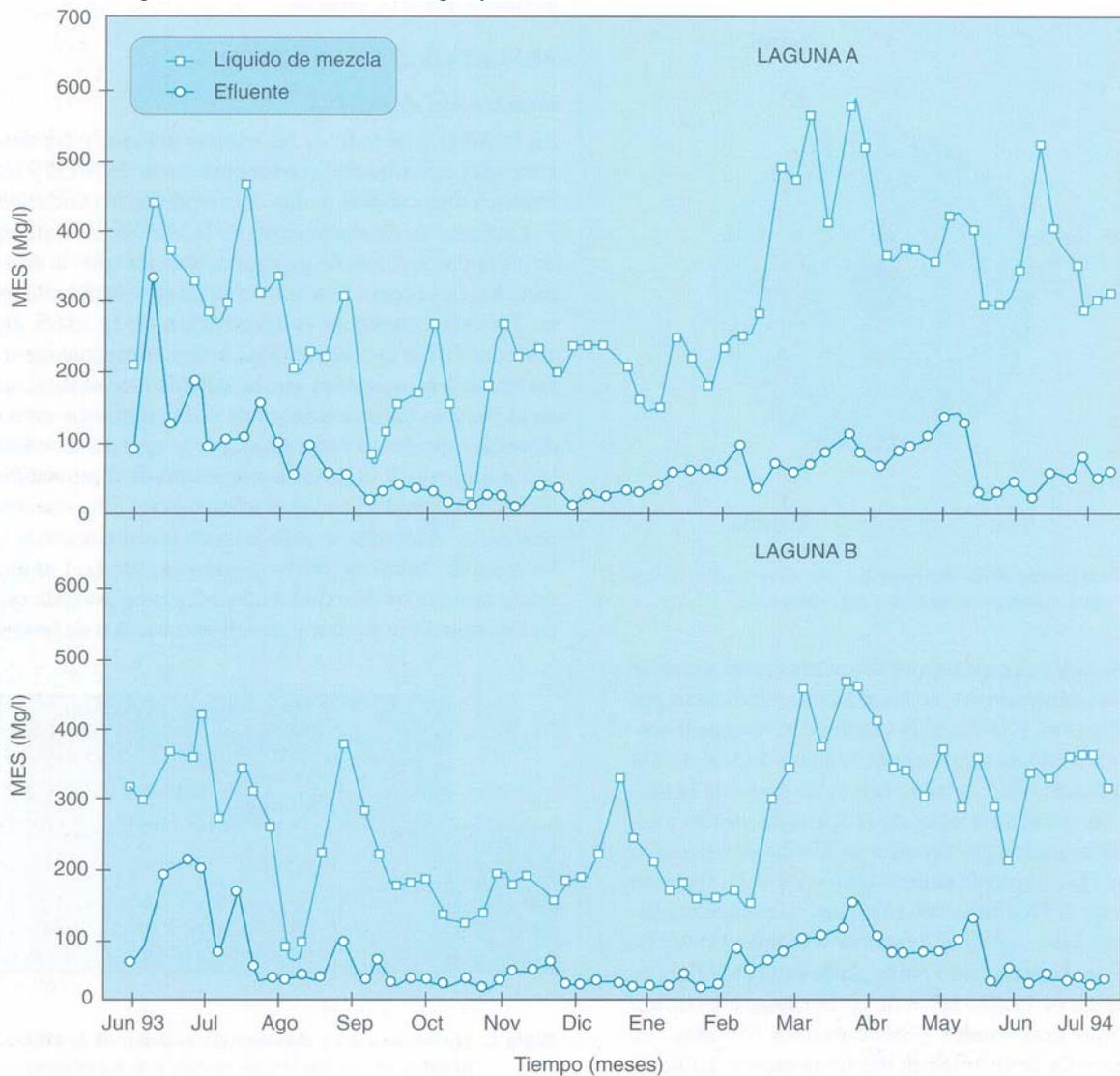


Figura 6. Evolución de la concentración de la MES en los líquidos de mezcla y en los efluentes de las dos lagunas experimentales,

	Laguna A		Laguna B	
	n	MES	n	MES
Radiación solar	52	0.535	49	0.686
		P = 0.00004*		P = 0.00000*
Temperatura	55	0.343	52	0.493
		P = 0.01033*		P = 0.00020*
Tiempo de retención	55	-0071		-0071
		P = 0.60794**		P = 0.92070**

* La correlación es significativa al nivel de probabilidad de Bonferroni $\alpha = 0.05$

** La correlación no es significativa

Tabla 2. Coeficientes de correlación de Pearson y probabilidades asociadas entre la concentración de MES del líquido de mezcla de las lagunas de alta carga y las variables ambientales. Las n parejas de valores utilizadas corresponden a datos de las horas centrales del día.

ción de la concentración de la MES en las dos lagunas durante agosto y setiembre de 1993 es debida a periodos lluviosos prolongados, acompañados de baja radiación solar y temperatura. En octubre de 1993 la reducción de la concentración es debida a la presencia de numerosas larvas de dípteros quironómidos. Estos insectos elaboran los tubos donde viven con los flocules del líquido de mezcla provocando la reducción de la concentración. Grandes tempestades pueden ocasionar el desprendimiento de la biopelícula asociada a las paredes y a las aspas, provocando un aumento de la concentración en el líquido de mezcla, como ocurrió en la laguna B en diciembre de 1993. La reducción de la concentración durante abril de 1994 en las dos lagunas es debida a la aparición de grandes flóculos, que sedimentan en las zonas curvas de los canales.

La evolución de la concentración de la MES de los efluentes es similar a la observada en los líquidos de mezcla, de manera que se observan valores inferiores en otoño e invierno y superiores en primavera y verano. La concentración elevada durante los meses de verano de 1993 es debida a la puesta en marcha de las dos lagunas. Durante este periodo de tiempo parte de la biomasa del fitoplancton no está floculada y provoca rendimientos bajos de los decantadores, y en consecuencia la concentración de la MES efluente es elevada. La concentración baja de MES en verano de 1994 es debida a que toda la biomasa se encuentra formando parte de grandes flóculos sedimentables.

Eliminación de la DQO

En la *Tabla 3* se muestran las medias anuales y las desviaciones estándar de la concentración de la DQO del afluente y del efluente de las dos lagunas. También se indican los rendimientos medios de eliminación de la DQO. La concentración de la DQO del agua afluente es

relativamente moderada a causa de su bajo contenido en MES (la concentración de la DQO disuelta del afluente representa un 70% de la DQO total). Las concentraciones medias de la DQO total y de las fracciones disuelta y particulada de los efluentes de las dos lagunas son similares, de manera que las diferentes estrategias de explotación adoptadas no producen resultados distintos en la eliminación de la materia orgánica.

Las concentraciones medias de la DQO de los efluentes de las dos lagunas se encuentran por encima del límite de 125 mg O₂/l establecido por la Directiva del Consejo 91/271 de la Unión Europea. Los dos efluentes podrían verse al medio natural con un tratamiento posterior destinado a mejorar su calidad desde un punto de vista de la DQO. De los resultados obtenidos se puede estimar que si se reduce a la mitad la concentración aportada por la fracción particulada ya se puede cumplir esta normativa.

Los rendimientos de eliminación de la DQO obtenidos en este estudio son similares a los que tiene el conjunto formado por la laguna de alta carga y la laguna de sedimentación del lagunaje de Santa Helena en California (Oswald, 1991). En instalaciones similares sin dispositivos para la separación de la MES del líquido de mezcla los rendimientos son inferiores a los obtenidos en este estudio (15-20%, El Halouani, 1990). Los rendimientos de eliminación de la DQO obtenidos con las dos lagunas de alta carga experimentales son aproximadamente el doble de los observados en las lagunas convencionales —facultativas y aerobias— para una superficie de depuración equivalente (García, 1996). La evolución temporal de la concentración de la DQO del afluente y del efluente de las lagunas se muestra en la *Figura 7*. En el efluente la evolución es similar en las dos lagunas y presenta valores superiores durante la primavera y el verano, e inferiores durante el otoño y el invierno. Los valores de concentración menores observados durante verano de 1994 son debidos al elevado rendimiento de los decantadores secundarios por la presencia de grandes flóculos sedimentables en los líqui-

	MES mg/l			Rendimiento %		
	Afluente _c	Efluente _c	Efluente _x	Efluente _s	C	S(b)
Laguna A		173±80	91+68	83+27	35	69
	265+62					
Laguna B		164+66	77+65	87+19	38	67

Tabla 3. Medias anuales y desviaciones estándar de la DQO del afluente y de los efluentes de cada una de las lagunas. Se indican los rendimientos de eliminación. Los n valores son las medias de las muestras semanales: n = 56 para el afluente y n = 57 para el resto.

- (a) C = total; X = fracción particulada; S = fracción disuelta
- (b) Calculado teniendo en cuenta la DQO total del afluente y la DQO disuelta del efluente

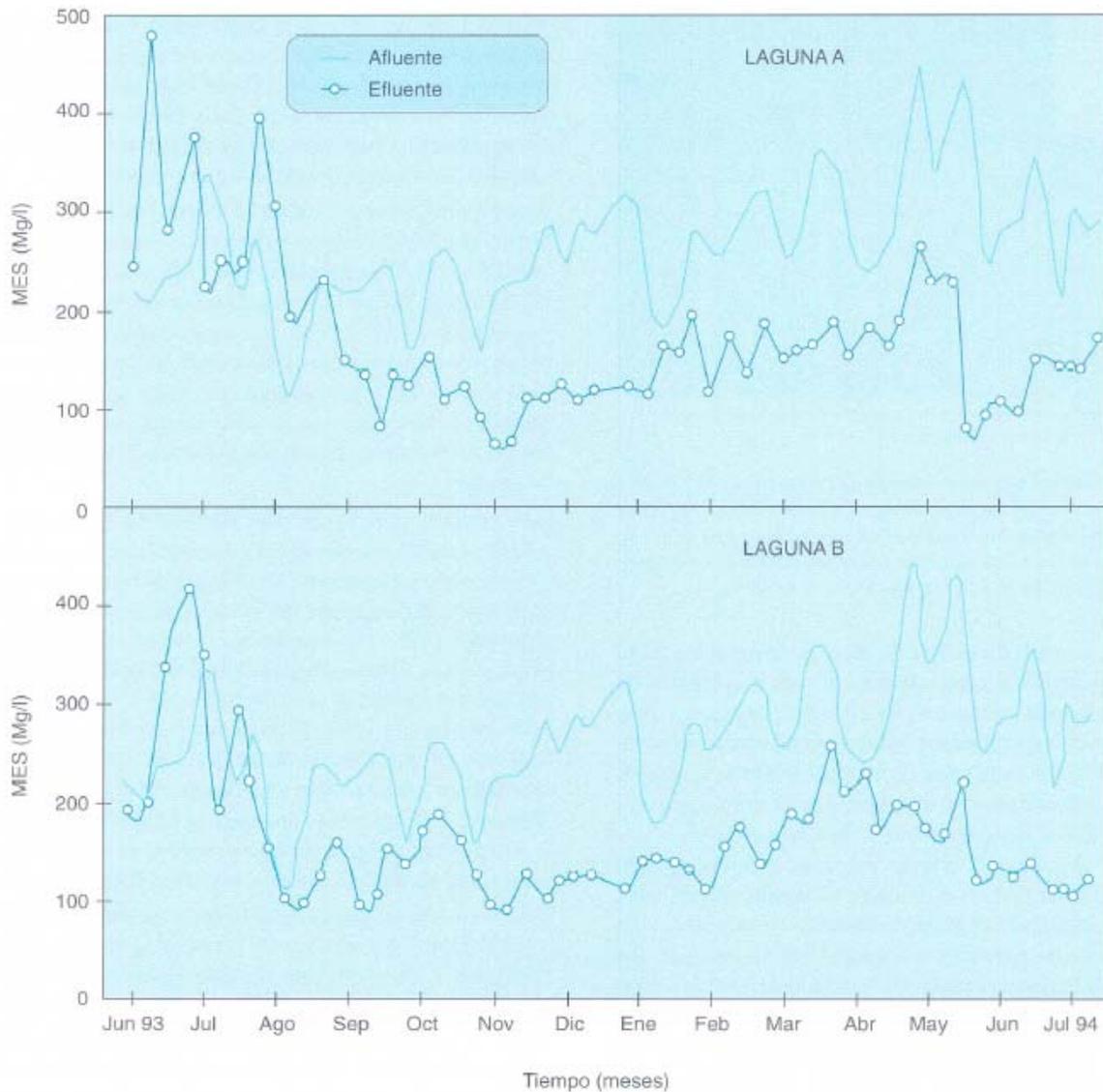


Figura 7. Evolución de la concentración de la DQO en el afluente y en los efluentes de las dos lagunas experimentales.

dos de mezcla. La evolución de la concentración de la DQO de los efluentes presenta un trazado similar al de la evolución de la concentración de la MES (Figura 6), lo que sugiere una relación de tipo positivo entre las dos variables. Las dos fracciones de la DQO de los efluentes presentan una relación positiva y más o menos lineal con la DQO total de los efluentes (Figura 8). Sin embargo, la varianza explicada a través del coeficiente de correlación lineal (R^2) de la regresión entre las variables es sensiblemente superior para la fracción particulada. Se deduce que la DQO de la fracción particulada determina fundamentalmente las variaciones de la DQO total, y es por tanto el rendimiento de los decantadores el principal factor que controla la eliminación de la materia orgánica.

Eliminación de los nutrientes

En la Tabla 4 se indican las medias anuales y las desviaciones estándar de las concentraciones de los nutrientes y de sus especies químicas en las dos lagunas. También se muestran los rendimientos de eliminación.

	Afluente	Laguna A	Laguna B
N, mgN/l	51.2±14.2	14.0±6.9	22.2±11.9
N,org. mgN/l	9.7±4.9	6.7±3.7	6.6±3.8
NH ₃ , mgN/l	41.27±4.9	1.25±2.30	4.07±4.60
NO ₂ , mgN/l	0.02±0.02	1.87±2.11	4.07±4.60
NO ₃ , mgN/l	0.03±0.09	3.95±3.55	7.68±7.93
P, mgP/l	8.50±1.85	4.82±1.81	5.77±2.12(32)
P, org. mgP/l	1.73±1.24	1.77±1.81	1.97±1.99
PRS, mgP/l	6.77±1.50	3.05±1.63	3.77±2.28

Tabla 4. Medias anuales y desviaciones estándar de los nutrientes y sus especies químicas en el afluente y el efluente de cada una de las lagunas. Se indican los rendimientos de eliminación entre paréntesis. Los n valores son las medias de las muestras semanales: n=54 para el N del efluente de la laguna A, n= 55 para el N de la laguna B, el N del afluente y el N orgánico, n= 57 para el P y el P orgánico, y n= 58 para el resto de parámetros.

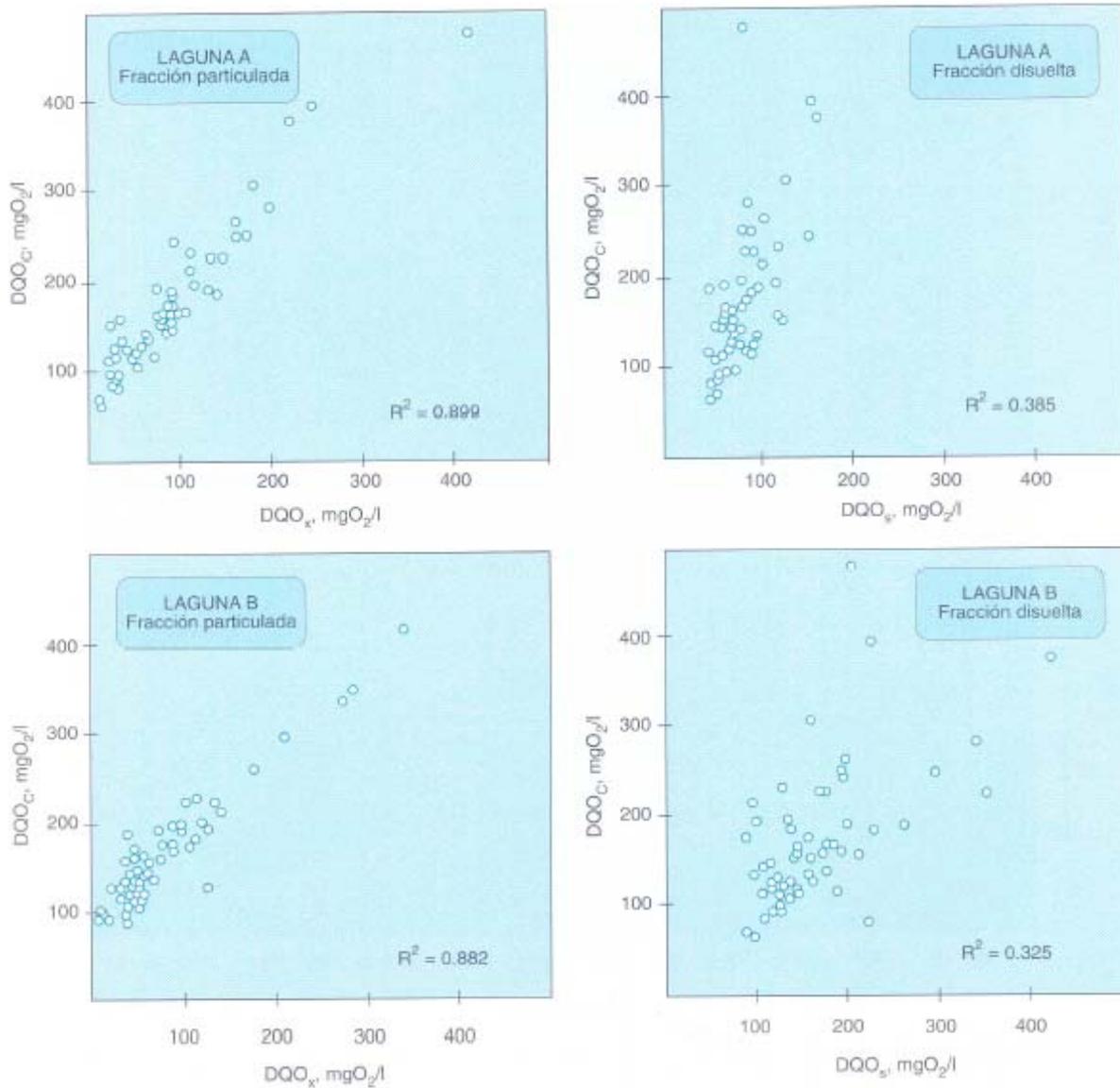


Figura 8. Relaciones entre la DQO total (C) y sus fracciones particulada (X) y disuelta (S) en los efluentes. Se indican los valores de los coeficientes de correlación lineal (R^2) de las regresiones entre variables.

Los valores medios de concentración de los nutrientes en el afluente se encuentran dentro del rango característico de un agua residual urbana, de manera que los tratamientos previos no los afectan demasiado. La concentración media de nutrientes del efluente de la laguna B es superior a la de la laguna A, incluso la concentración media de N de la laguna B es casi el doble de la observada en la laguna A. Las diferentes estrategias de explotación adoptadas, en igualdad de condiciones ambientales, provocan que los rendimientos de eliminación de nutrientes sean superiores en la laguna A.

La composición relativa de las especies de N del afluente es diferente a la de los efluentes. En el afluente casi todo el N se encuentra en forma de amoníaco (81%), mientras que en el efluente el N orgánico (48% en la laguna A y 30% en la laguna B) y el N inorgánico oxidado —

nitritos y nitratos— (42% en la laguna A y 53% en la laguna B) son las especies mayoritarias. El N orgánico del afluente es debido a partículas orgánicas inanimadas y a bacterias; en cambio, en los efluentes es debido a la biomasa del fitoplancton que escapa por el aliviadero de los decantadores. El menor rendimiento de eliminación de N de la laguna B es debido a la mayor concentración de compuestos inorgánicos en sus efluentes, ya que la concentración de N orgánico es prácticamente igual en las dos lagunas. Las estrategias de explotación adoptadas en cada una de las lagunas producen concentraciones diferentes de las especies químicas de N inorgánico.

La mayor parte del P del afluente y de los efluentes se encuentra en forma de PRS (80% en el afluente, 63% en efluente de la laguna A y 65% en efluente de la laguna B). La concentración de P orgánico del afluente

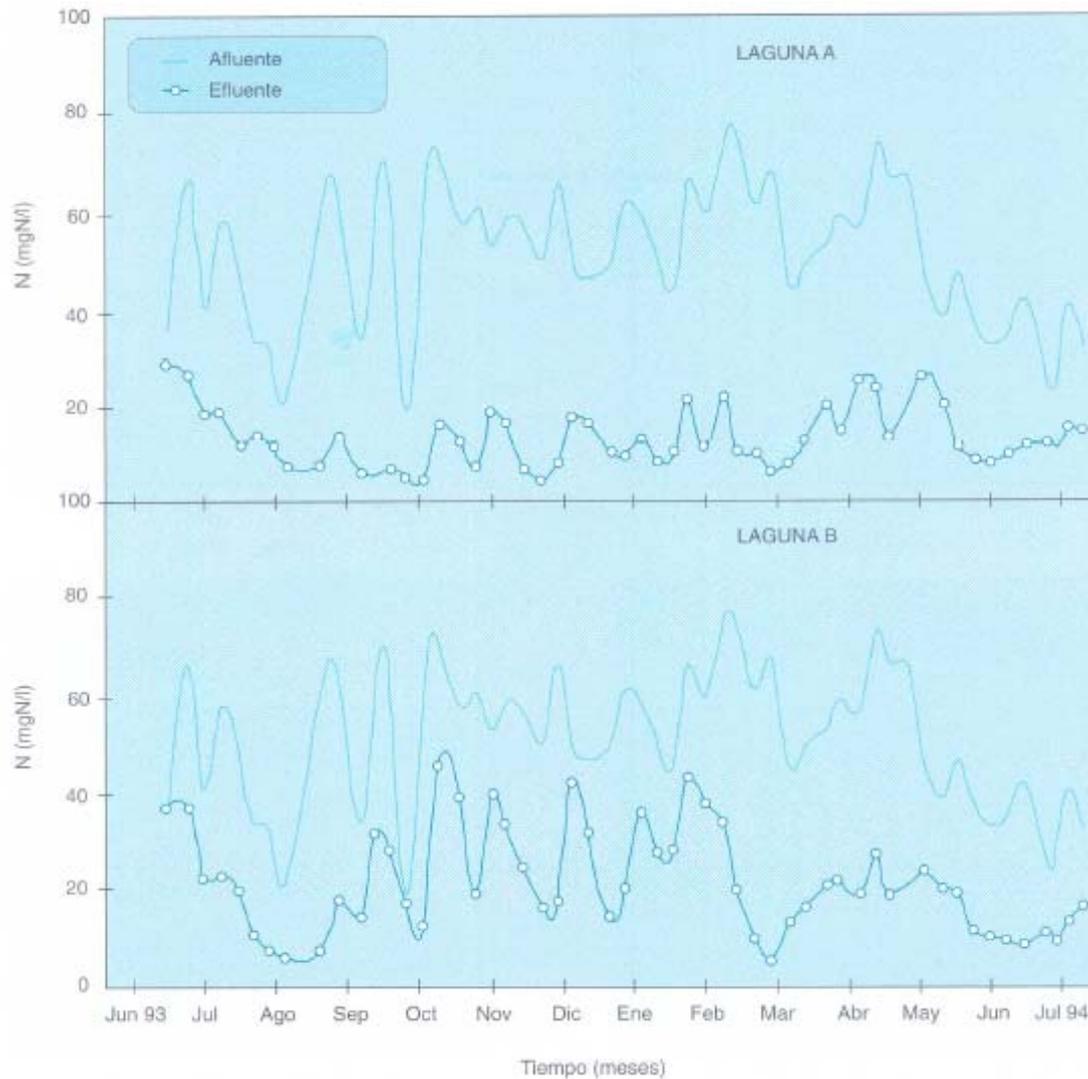


Figura 9. Evolución de la concentración de N en el afluente y en los efluentes de las dos lagunas experimentales.

y de los efluentes es parecida; no obstante, en el afluente es debida fundamentalmente a partículas orgánicas inanimadas y a bacterias, mientras que en los efluentes es atribuible a la biomasa del fitoplancton que escapa por los aliviaderos de los decantadores. Las estrategias de explotación adoptadas en cada una de las lagunas provocan ligeras diferencias de la concentración de las especies químicas de P.

Las dos lagunas presentan mayores rendimientos de eliminación de N que de P. Los rendimientos medios de eliminación de los nutrientes de las dos lagunas experimentales son análogos a los del conjunto formado por la laguna de alta carga y la laguna de sedimentación del lagunaje de Santa Helena en California (Oswald, 1991). En lagunas de alta carga sin dispositivos de separación de la MES los rendimientos de eliminación de los nutrientes son inferiores (28 % para el N y 17 % para el P, El Halouani (1990)) a los obtenidos en el presente estudio. Si sólo se tienen en cuenta las especies químicas inorgánicas, los rendimientos obtenidos en este estudio son parecidos a los de Shelef et. al. (1980) y los

de Fallowfield & Garret (1985). Los rendimientos de eliminación de los nutrientes obtenidos con las dos lagunas de alta carga experimentales son muy superiores a los que tienen las lagunas convencionales — facultativas y aerobias— para una superficie de depuración equivalente (García, 1996).

La evolución temporal de las concentraciones de N y de P del afluente y del efluente de las lagunas se muestra en las Figuras 9 y 10 respectivamente. En las Figuras 11 y 12 se muestra la evolución de las especies de N y de P de cada uno de los efluentes respectivamente. La evolución de la concentración de N del efluente de la laguna A presenta una tendencia parecida a la de la MES (Figura 6), con valores superiores durante el verano de 1993 y la primavera de 1994. Esta tendencia indica que el rendimiento del decantador en la eliminación de la MES es un factor determinante del control de la concentración de N a través de su influencia sobre la concentración de N orgánico. La evolución de la concentración de N observada en la laguna B es diferente que la observada

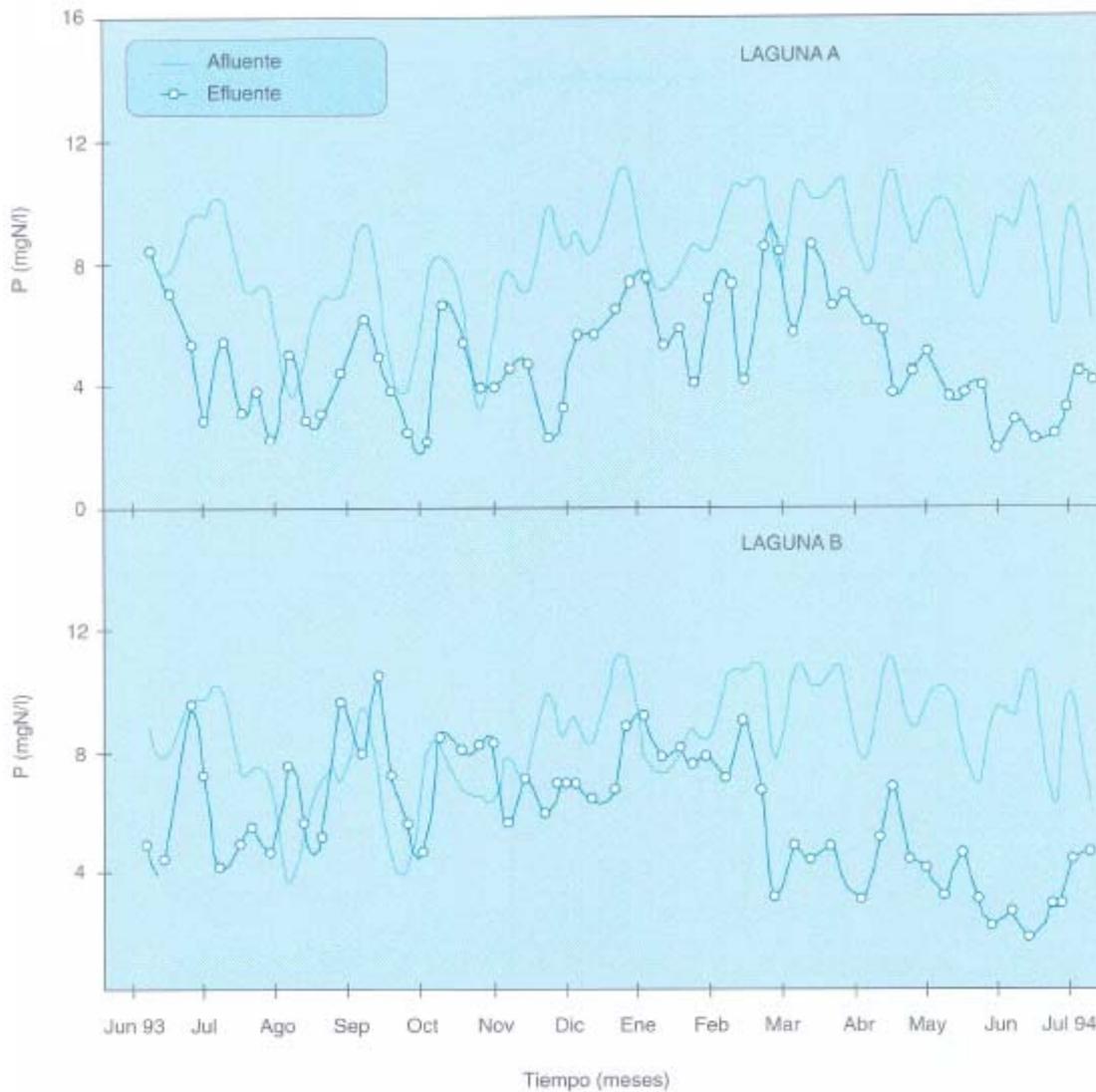


Figura 10. Evolución de la concentración de P en el afluente y en los efluentes de las dos lagunas experimentales.

en la laguna A y no se relaciona con la tendencia mostrada por la MES. Las variaciones de la concentración de N en la laguna B resultan más afectadas por las oscilaciones de la concentración de las especies de N inorgánico que en la laguna A. Los valores elevados de concentración de amoníaco, nitrito y nitrato durante los meses de otoño e invierno en la laguna B constituyen la principal diferencia entre las dos lagunas. Esta diferencia es debida a las estrategias de explotación adoptadas en cada una de las lagunas durante este periodo. La reducción de la radiación solar y la temperatura durante el mes de setiembre de 1993 provoca en el efluente de la laguna B el aumento paulatino de la concentración de amoníaco hasta el mes de octubre. Al aumentar el tiempo de retención de la laguna B de 4 a 8 días en noviembre, se observa una reducción rápida de la concentración de amoníaco y un aumento de la concentración de N oxidado en forma de nitrato. En enero de 1994 la concentración de amoníaco de la laguna B vuelve a aumentar coincidiendo con los días más cortos y fríos del invierno. Luego, a finales de

febrero la concentración de amoníaco vuelve a disminuir como consecuencia del aumento de la radiación solar y la temperatura. En la laguna A todos estos cambios no se observan porque el mayor tiempo de retención permite eliminar una gran parte del amoníaco en todas las fechas del año.

La radiación solar, la temperatura y el tiempo de retención controlan a través de la actividad fotosintética, junto con la respiración bacteriana, la eliminación del amoníaco. La disminución de la radiación solar y la temperatura durante el otoño y el invierno provoca un descenso de la actividad fotosintética en ambas lagunas que se traduce en una menor asimilación del amoníaco. Por otra parte, la mayor carga orgánica recibida por la laguna B como consecuencia de su menor tiempo de retención promueve una mayor respiración bacteriana y a su vez la disminución del pH (el pH medio durante el otoño y el invierno es de 8,5 para la laguna A y 8,0 para la laguna B). Esta diferencia de pH, además del mayor

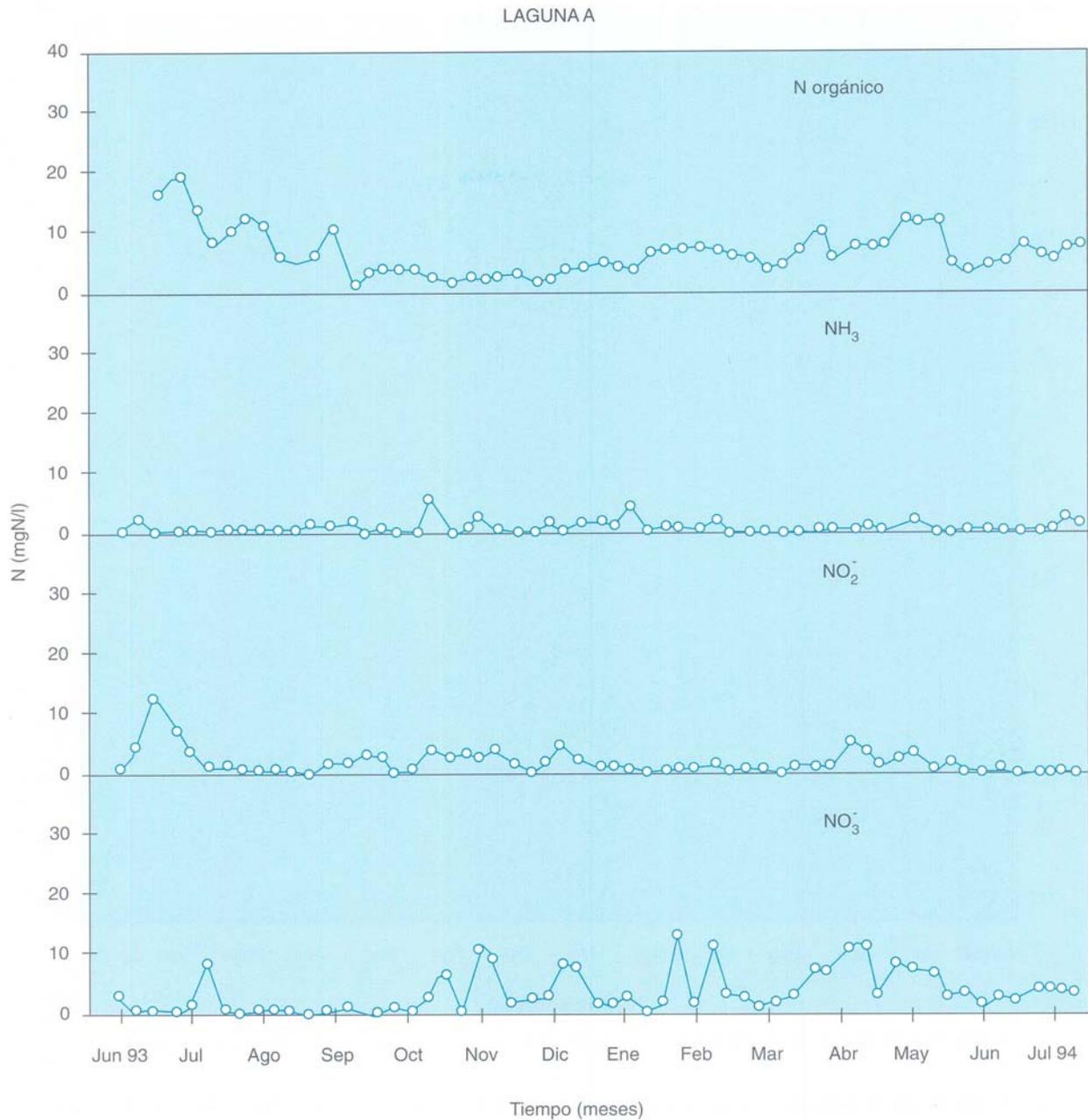


Figura 11a. Evolución de la concentración de las especies químicas de N en los efluentes de la laguna A

tiempo de retención de la laguna A, produce una mayor volatilización del amoníaco en la laguna A, lo que se traduce en una pérdida neta de N superior en esta laguna. En la laguna B en noviembre de 1993, la presencia de amoníaco y el aumento del tiempo de retención favorecen la nitrificación, a pesar de que no se consigue una pérdida neta de nitrógeno como la observada en la laguna A. Durante enero y febrero de 1994 en la laguna B hay una reducción de la nitrificación —sobre todo de su segundo paso— y se observa entonces un aumento de la concentración de amoníaco.

La evolución de la concentración de P del efluente de las dos lagunas no tiene una tendencia similar a la de la MES y por tanto se deduce que el rendimiento de los decantadores no es el principal factor de control de su eliminación. En determinadas ocasiones se observa

que la concentración de P de los efluentes es superior a la del afluente. Este fenómeno es debido a la dilución de la concentración de P en el afluente durante periodos lluviosos junto con el hecho de que el líquido de mezcla tiende a acumular P en la MES. La evolución de la concentración de P orgánico de los dos efluentes es relativamente similar a la que tiene la MES, con valores más elevados en primavera de 1994 y verano de 1993. El PRS tiene una evolución de tipo estacional aparente en ambas lagunas, con valores inferiores durante la primavera y el verano, y superiores en otoño e invierno. La disminución de la actividad fotosintética y del pH del líquido de mezcla en ambas lagunas durante el otoño y el invierno reduce la eliminación de PRS por asimilación y por precipitación. Como el pH y el tiempo de retención

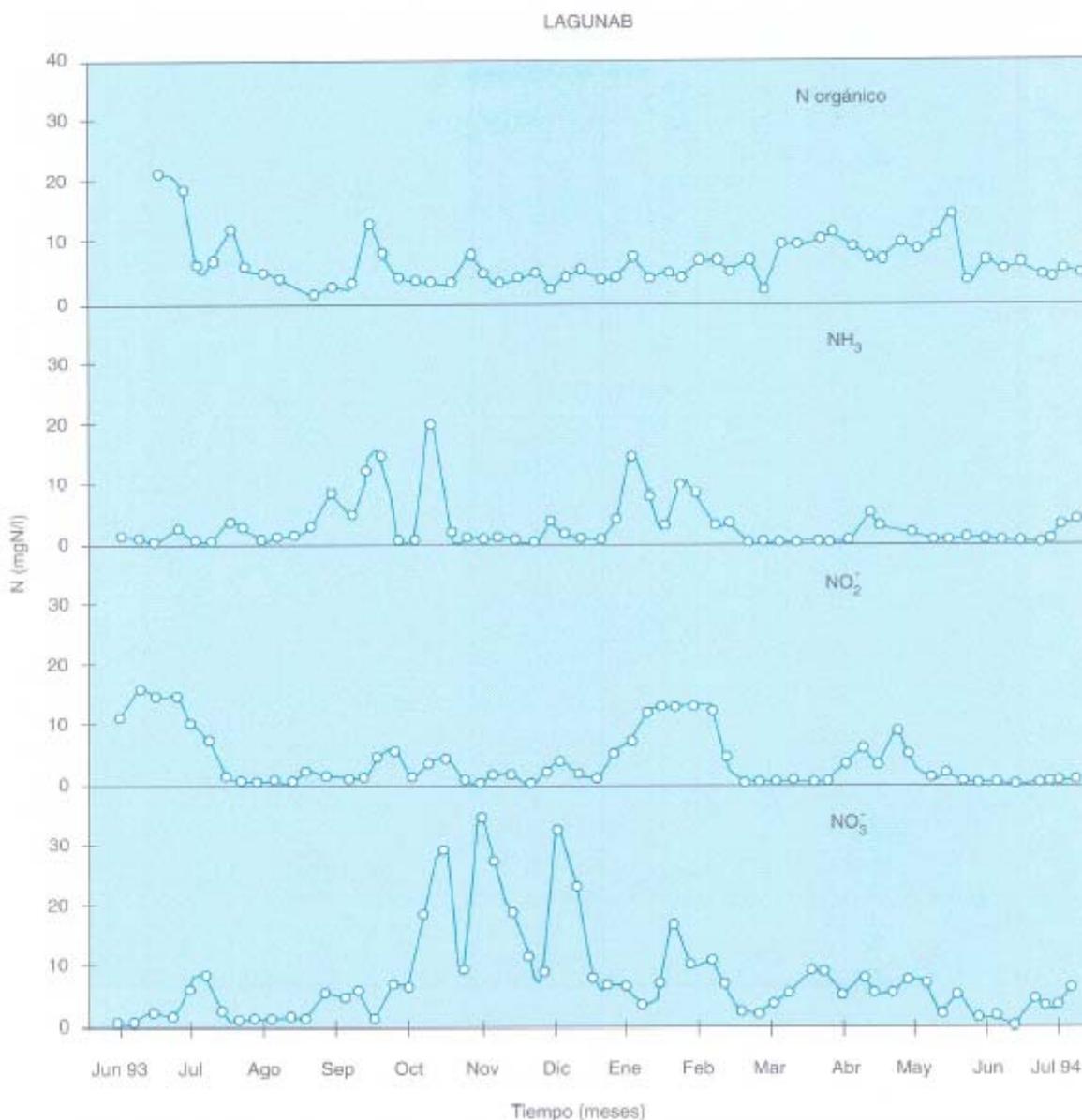


Figura II b. Evolución de la concentración de las especies químicas de N en los efluentes de la laguna B

son mayores en la laguna A, los rendimientos de eliminación de PRS obtenidos durante esas épocas del año en esta laguna son superiores a los de la laguna B. En consecuencia, los rendimientos de eliminación medios anuales son superiores en la laguna A. La radiación solar y la temperatura controlan la eliminación de PRS a través de la actividad fotosintética. Una vez el PRS ha sido incorporado en la MES por asimilación y por precipitación, el rendimiento de eliminación de P está controlado por la efectividad de los decantadores.

CONCLUSIONES

1. Las diferentes estrategias de explotación adoptadas en cada una de las lagunas durante todo el estudio no producen resultados significativamente diferentes para la eliminación de la MES y la DQO.

En el caso de los nutrientes, se observan resultados diferentes durante el otoño y el invierno. La disminución de la radiación solar y la temperatura durante estas épocas del año provoca en ambas lagunas una menor asimilación de los nutrientes por parte del fitoplancton y una reducción del pH del líquido de mezcla (se reduce la volatilización del amoníaco y la precipitación del PRS). Puesto que la carga contaminante aplicada en la laguna B es superior y el pH es comparativamente inferior, se produce una menor eliminación de los nutrientes que en la laguna A.

2. Los rendimientos de eliminación de la MES del líquido de mezcla de las lagunas observados en los decantadores secundarios son similares a los que se consiguen con las lagunas de sedimentación de al-

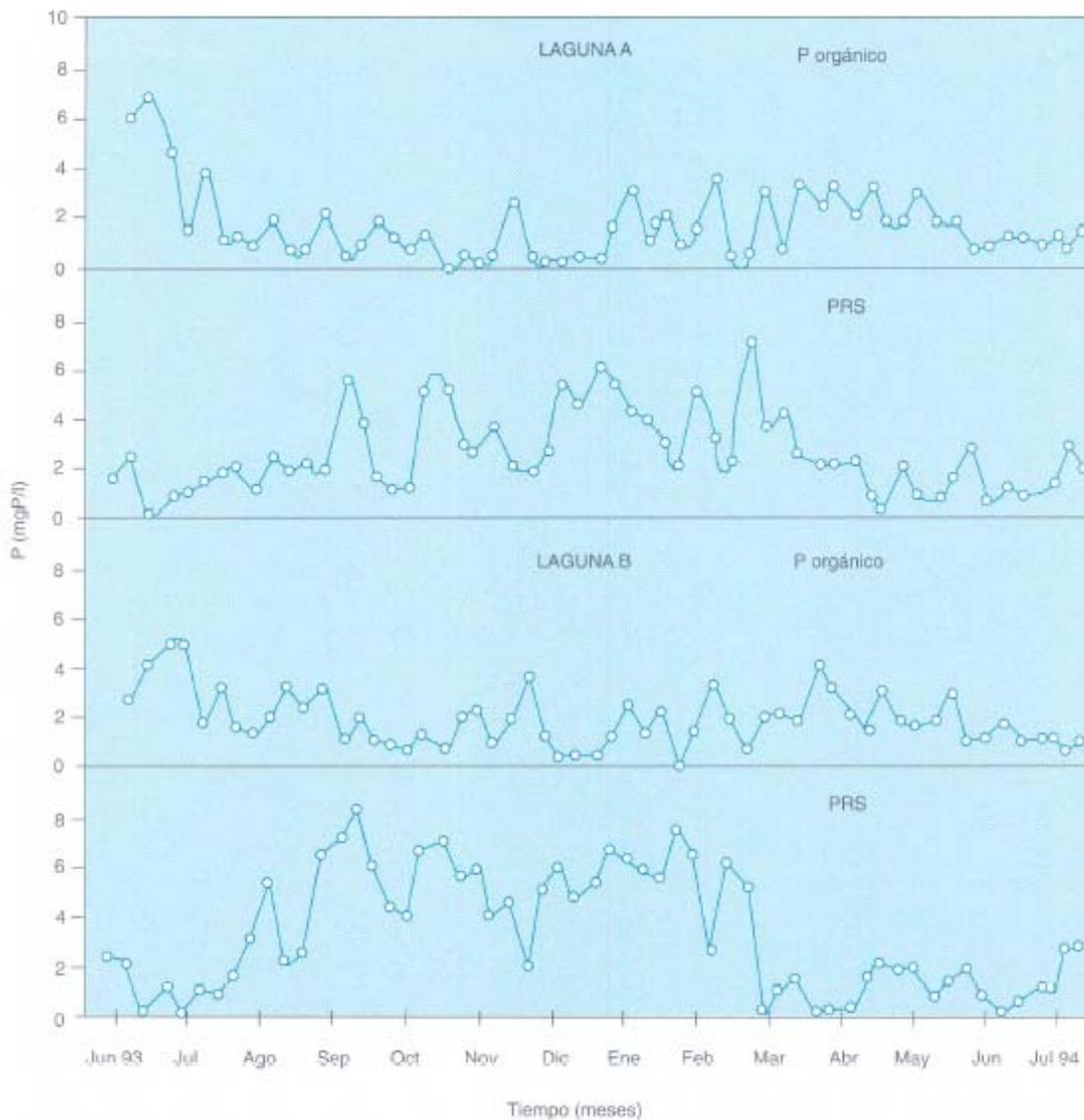


Figura 12. Evolución de la concentración de las especies químicas de P en los efluentes de las dos lagunas experimentales.

gas generalmente utilizadas a escala real. Sin embargo, ocupan una superficie inferior (la relación entre la superficie de decantador secundario y la superficie de la laguna de alta carga es de 1/60, mientras que instalaciones con lagunas de sedimentación suele ser de 2) y por tanto su aplicación es a priori ventajosa.

3. En las condiciones experimentales aplicadas, el rendimiento de los decantadores secundarios controla la concentración de la MES y la DQO de los efluentes. La concentración de los nutrientes está controlada por los rendimientos de los decantadores sólo cuando la eliminación de sus especies inorgánicas en el líquido de mezcla es efectiva.
4. La estrategia de explotación recomendable para una laguna de alta carga cuyo objetivo es el tratamiento secundario es de 4 días de tiempo de retención durante la primavera y el verano, y

de 8 días durante el otoño y el invierno. Es conveniente aumentar el tiempo de retención de otoño e invierno a 10 días cuando el objetivo incluye la eliminación de N. Si el tiempo de retención es de 8 días durante otoño e invierno se obtiene un efluente mirificado. Para eliminar P es necesario incluir instalaciones específicas y complementarias, ya que el tiempo de retención necesario para incorporar el PRS a la MES durante el otoño y el invierno se estima en 20 días, lo que resulta difícil desde un punto de vista práctico a tenor de la gran superficie que requeriría.

5. Un sistema de depuración de aguas residuales integrado por un tratamiento primario, una laguna de alta carga y un decantador secundario constituye una alternativa eficaz a un lagunaje natural cuando la superficie de terreno es insuficiente. Por otra parte, el consumo energé-

Sistema de depuración	Superficie unitaria media±desviación m ² /hab-eq	Consumo energét. media±desviación kWh/m ³
Filtros verdes	43.1±12.1(3)	0
Lagunaje natural	12.4±11.3(5)	0
Lagunaje alta carga (c)	3.0±4.0	0.01-0.03
Lagunaje aireado	2.0±0.5 (6)	0.63±0.18(6)
Fangos activados (d)	0.9±0.8(72)	0.57±0.13 (17)
Físico-químico	0.5±0.4 (8)	0.19±0.09(6)

Tabla 5. Superficie unitaria por habitante equivalente (hab-eq) y consumo energético de diferentes sistemas de depuración a escala real según García (1996). Entre paréntesis se indica el número de instalaciones en que se basan los datos (a) (b)
 a) La superficie unitaria se refiere a toda la parcela donde se encuentran las instalaciones.
 b) El consumo energético no tiene en cuenta elevaciones y otros mecanismos ajenos al propio proceso.
 c) Datos obtenidos según este estudio.
 d) Incluye tratamientos convencionales y de aireación prolongada.

tico de un sistema integrado por una laguna de alta carga es inferior al de un sistema de depuración convencional. En la Tabla 5 se muestra comparativamente la superficie unitaria y el consumo energético de diferentes sistemas de depuración. En los sistemas de depuración integrados por lagunas de alta carga es recomendable construir una instalación complementaria para mejorar la calidad del efluente respecto de la concentración de la MES. La reducción de la MES promoverá además una disminución de la concentración de la DQO y los nutrientes.

LISTA DE SÍMBOLOS

- MES Materia en suspensión
- DQO Demanda química de oxígeno
- PRS Fósforo reactivo soluble

REFERENCIAS

Abeliovich, A., (1986) *Algae in wastewater oxidation ponds*. In: Handbook of Microalgal Mass Culture (Richmond, A. ed.). CRC Press. Boca Ratón, pp. 331-338.

APHA-AWWA-WPCF., (1995) Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater. 19th edition. American Public Health Association. Washington D.C.

Azov, Y. & Shelef, G., (1982) *Operation of high-rate oxidation ponds: theory and experiments*. Wat. Res. 16: 1153-1160.

Cromar, N.J., Martin, N.J., Christofi, N., Read, P.A. & Fallowfield H.J. (1991) *Determination of*

nitrogen and phosphorous partitioning within components of the biomass in a high rate algal pond: significance for the coastal environment of the treated effluent discharge. Wat. Sci. Tech. 23 (6): 251-258.

De Pauw, N. & Salomoni, C. (1990) *The use of microalgae in wastewater treatment: achievements and constraints*. In: Biológica! Approach to Sewage Treatment Process: Current Status and Perspectives (Madoni, P. ed.). Perugia. pp. 329-352.

El Halouani, H. (1990) Lagunaje a Haut Rendement: Caractérisation Physicochimique de l'Ecosystème. Etude de son Aptitude à l'Élimination de l'Azote et du Phosphore dans l'Épuration des Eaux Usées. Thèse de Doctoral. Université de Montpellier I. 154pp.

El Halouani, H., Picot, B., Casellas, C., Pena, G. & Bontoux, J. (1993) *Élimination de l'azote et du phosphore dans un lagunaje à haut rendement*. Revue des Sciences de l'Eau 6: 47-61.

Fallowfield, H.J. & Garret, M.K. (1985) *The treatment of wastes by algal culture*. Journal of Applied Bacteriology, 53rd Symposium Supplement. pp. 187-205.

García, J. (1996) Eliminació de Matèria Orgànica i Nutrients en Llacunes d'Alt Rendiment. Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona. 301 pp.

Lavoie, A. & De la Noüe, J. (1987) *Harvesting of Scenedesmus obliquus in wastewaters: auto- or bioflocculation?* Biotech. Bioeng. 30: 852-859.

Lincoln, E.P. & Koopman, B. (1986) *Bioflocculation of microalgae in mass cultures*. In: Algal Biomass Technologies (Barclay, W.R. & Macintosh, R.P. eds.). Nova Hedwigia Beiheft 83. pp. 207-211.

Nurdogan, Y. & Oswald, W. (1995) *Enhanced nutrient removal in high-rate ponds*. Wat. Sci. Tech. 31(12): 33-44.

Oswald, W.J. (1986) A Syllabus on Waste Pond Fundamentals (Oswald, W.J. ed.). 1401 University of California. Berkeley. 187 pp.

Oswald, W.J. (1991) *Introduction to advanced integrated wastewater ponding systems*. Wat. Sci. Tech. 24: 1-7.

Oswald, W.J. (1995) *Ponds in the twenty-first century*. Wat. Sci. Tech. 31 (12): 1-8.

Pearson, H.W. (1996) *Expanding the horizons of pond technology and application in an environmentally conscious world*. Wat. Sci. Tech. 33 (7): 1-10.

Picot, B., El Halouani, H., Casellas, C., Moersidik, S. & Bontoux, J. (1991) *Nutrient removal by high rate pond system in a Mediterranean climate*. Wat. Sci. Tech. 23: 1535-1541

- Shelef, G. & Azov, Y. (1987) *High-rate oxidation ponds: the israeli experience*. *Wat. Sci. Tech.* 19: 249-255.
- Shelef, G., Moraine, R. & Oron, G. (1980) *Algal mass production as an integral part of waste treatment & reclamation system*. In: Algae Biomass (Shelef, G. & Soeder, C.J. eds.). Elsevier/North Holland Biomedical Press. Amsterdam. pp. 163-190.
- Sukenik, A. & Shelef, G. (1984) *Algal autoflocculation-verification and proposed Mechanism*. Biotech. Bioeng. 16: 142-147.
- WPCF. (1990) Natural Systems for Wastewater Treatment. Manual of practice FD-16. WPCF. Alexandria. 270 pp.
- Zadorojny, C, Saxton, S. & Finger, R. (1973) *Spectrophotometric determination of ammonia*. Journal WPCF 45: 905-912.