

Limnología y contaminación: el lagunaje profundo como tratamiento ecológico de las aguas residuales urbanas y mixtas

Mercedes Arauzo Sánchez, María Valladolid Martín, Carolina Noreña Janssen y Octavio Cedenilla Martín

Resumen

Con este trabajo pretendemos aportar alternativas novedosas que permitan mejorar la calidad de las aguas procedentes de núcleos urbanos e industriales que, en el mejor de los casos, vierten sus efluentes a las cuencas fluviales receptoras con un nivel insuficiente de depuración, imposibilitando los procesos de autorregeneración del agua y exportando la contaminación a otros ecosistemas. En el estudio se ofrece una valoración sobre la utilidad del lagunaje profundo como un sistema de tratamiento de afino, ecológico y de bajo coste, en la regeneración de las aguas residuales urbanas y mixtas.

La aplicación del lagunaje profundo, situado en serie con el efluente de una depuradora convencional, es una tecnología que, sin ningún tipo de gasto energético adicional y mediante un procedimiento natural, mejora notablemente la calidad del agua regenerada, tanto para una posible reutilización agrícola, como para su incorporación a un cauce fluvial. Conviene añadir que no se han observado olores desagradables ni otros efectos adversos durante el curso del estudio.

Como aspecto más novedoso, cabe destacar la capacidad del lagunaje profundo para actuar como una gran trampa de sedimento que favorece la remoción de determinados elementos tóxicos (metales pesados) de las aguas residuales de tipo mixto y su acumulación en el sedimento.

Palabras clave: lagunaje profundo, aguas residuales mixtas, rendimiento, mezcla, estratificación, NH_3 , metales pesados

Introducción

Los ecosistemas acuáticos han sido, son y (si nada lo remedia) seguirán siendo los receptores, directos o indirectos, de los desechos que el hombre genera en su actividad. Con la creación de grandes asentamientos urbanos e industriales, la mayoría de los cursos fluviales perdieron su capacidad autodepuradora, con el subsiguiente deterioro de la calidad de sus aguas, pérdida de la biodiversidad, daños a la agricultura, severa perturbación de los ecosistemas de ribera, deterioro para los usos recreativos y efectos nocivos, en general, para la

salud humana y ambiental. En los procesos de contaminación de ecosistemas terrestres y acuáticos se da una clara bidireccionalidad: a los cursos de agua llegan los residuos generados en los ecosistemas terrestres colindantes (materia orgánica, metales pesados, pesticidas, compuestos aromáticos, grasas, material radioactivo, etc.) y de los mismos cursos de agua se abastecen para el riego los ecosistemas agrícolas, que finalmente también se contaminan.

Los ecosistemas acuáticos continentales necesitan una ayuda urgente, si no queremos que desaparezcan de forma irreversible. El desarrollo de nuevos planes de saneamiento y de normativas más restrictivas, aunque necesario, resulta insuficiente si no se produce un cambio radical de mentalidad que devuelva al agua su verdadero valor. Bajo esta orientación, pretendemos contribuir a este cambio aportando alternativas que permitan mejorar la calidad de las aguas procedente de núcleos urbanos e industriales que, en el mejor de los casos, vierten sus efluentes a las cuencas fluviales receptoras con un nivel insuficiente de depuración, imposibilitando la autorregeneración del agua y exportando la contaminación a otros ecosistemas. En el presente estudio se ofrece una valoración sobre la utilidad del lagunaje profundo como un sistema de tratamiento de afino, ecológico y de bajo coste, de las aguas residuales urbanas y mixtas.

Al igual que en el del lagunaje convencional (depuración blanda, lagunas someras), el funcionamiento de las lagunas profundas está basado en el principio de autodepuración que opera en ríos y lagos. El lagunaje profundo consiste en el almacenamiento de las aguas residuales durante un tiempo variable, de forma que la materia orgánica va siendo degradada mediante la actividad de las bacterias heterótrofas presentes en el medio, produciéndose una mineralización de la materia orgánica a nutrientes inorgánicos solubles y dióxido de carbono en grandes cantidades. Tales nutrientes son utilizados por las algas que, mediante su actividad fotosintética, proporcionan la principal fuente de oxígeno disuelto, que a su vez las bacterias (mayoritariamente facultativas) utilizan para metabolizar los compuestos orgánicos en forma aeróbica. Finalmente, los productores secundarios,

consumidores de bacterias y algas, contribuyen a clarificar el agua.

El lagunaje profundo ofrece ciertas expectativas ventajosas en la regeneración de las aguas residuales urbanas respecto al lagunaje convencional: las lagunas profundas ocupan menor superficie (menor inversión en terrenos), en climas áridos o semiáridos se reducen las pérdidas por evaporación (efluente menos salinos, mejorándose la calidad para su reutilización en riego; Moreno, 1984) y, durante los meses fríos, se favorece la retención de calor (Moreno, 1991). Se trata de un procedimiento de regeneración sencillo y barato que, al mismo tiempo, permite la utilización de la laguna como reservorio de agua para el riego agrícola. A pesar de ello, mientras el lagunaje convencional está muy extendido y ha sido ampliamente estudiado (Instituto de Ingeniería Sanitaria, 1971; Parker, 1979; Parker et al., 1979; Uhlmann, 1979; Dinges, 1982; Middlebrooks et al., 1982; Buhr et al., 1983; Vander Borgh et al., 1987; W.H.O., 1987; Moreno 1991; Ulloa, 1993), el uso del lagunaje profundo es muy poco frecuente y sus estudios han sido escasos (Moreno, 1984; Moreno et al. 1988; Soler et al., 1991; Arauzo, 2000; Arauzo et al., 2000; Arauzo, 2002; Arauzo y Valladolid, 2002).

El Proyecto de Investigación 07/0060/1998, financiado por la Comunidad Autónoma de Madrid, ha permitido interpretar con detalle la dinámica interna de un sistema experimental de lagunaje profundo, alimentado en continuo con agua residual de tipo mixto, previamente tratada con primario y secundario (lodos activos). El principal objetivo de este trabajo de investigación fue la obtención de información científico-técnica que permitiese optimizar el rendimiento del lagunaje profundo, trabajando con diferentes tiempos de residencia hidráulica (TRH) y teniendo en consideración otros aspectos de manejo técnico. Estudios preliminares con TRH de 9 días (Arauzo, 2000; Arauzo et al., 2000) han permitido iniciar la interpretación de la dinámica interna este sistema experimental. Tales resultados han encaminado los pasos de esta investigación hacia el ensayo con TRH mayores, a fin de conceder más tiempo a la comunidad biológica para el desarrollo de su actividad autodepuradora.

Desafortunadamente, la mayor parte de los sistemas colectores de aguas

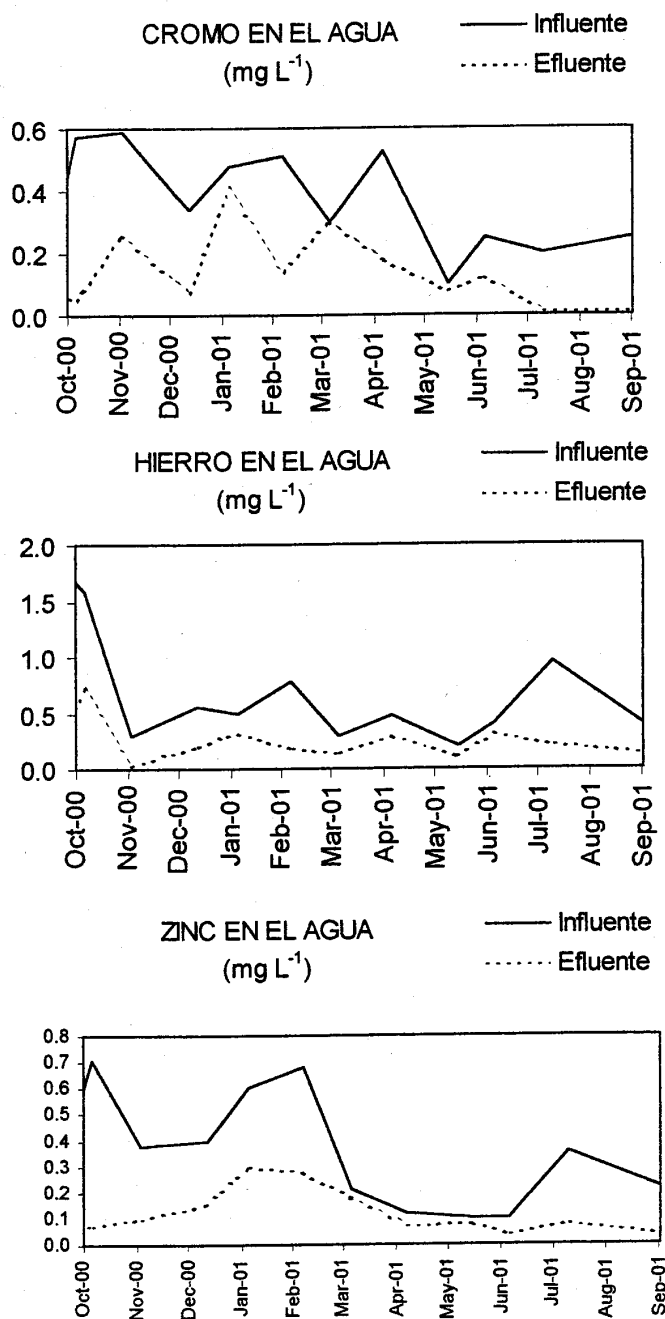


Figura 1. Concentraciones totales de cromo, hierro y zinc en las aguas influentes y efluentes de la laguna desde octubre de 2000 hasta septiembre de 2001.

residuales urbanas no posibilitan la separación de los efluentes provenientes de las industrias, de modo que la situación real es que los efluentes de las zonas urbanas con polígonos industriales son generalmente de tipo mixto. Por otra parte, los sistemas convencionales de depuración de aguas residuales (tratamiento primario + secundario) presentan unos rendimientos medios para la remoción de elementos traza que distan de poder ser considerados eficientes (U.S.EPA, 1992). Si bien es cierto que se han desarrollado procesos tecnológicos específicos para el tratamiento químico y remoción de metales contaminantes de las aguas residuales (Palmer et al., 1988), tales tratamientos son muy costosos, dado que requieren importantes inversiones en equipamiento, reactivos químicos, control de procesos y gastos energéticos. Su aplicación, aunque debiera estar generalizada, no suele ser frecuente, fundamentalmente por motivos económicos. En este sentido, el lagunaje profundo puede ofrecer soluciones novedosas, ecológicas y de muy bajo coste.

Cuando un metal pesado llega a un sistema acuático, parte se asociará con ligandos disueltos de carácter tanto orgánico como inorgánico, mientras que otra fracción se asociará con materia particulada por adsorción, precipitación, coprecipitación o asimilación por la biota (Tessier y Campbell, 1987). El flujo de los metales hacia el sedimento puede ser gravitatorio o por difusión. Estos elementos se pueden asociar a diferentes fases del sedimento mediante adsorción sobre la superficie de partículas, unidos a carbonatos, ocluidos en oxidado hidratados de hierro o manganeso y unidos a materia orgánica, a sulfuros o a la propia matriz del sedimento (Tessier y Campbell, 1987). También se encuentran en forma disuelta o coloidal en el agua intersticial. Sin embargo, el sedimento no constituye un compartimento estanco para los metales, que pueden solubilizarse al variar alguna condición del sistema.

Entre las características más notorias del lagunaje profundo destacan el establecimiento de una estratificación térmica estable durante los periodos más cálidos (Arauzo, 2000) y la dominancia de los procesos de sedimentación. Estos factores, en concordancia con determinados procesos químicos y biológicos propios del lagunaje, que influyen sobre el pH, las condiciones reductoras, la materia orgánica y los iones inorgánicos, podrían favorecer la retención de metales pesados potencialmente tóxicos en el sedimento. La laguna profunda podría actuar como

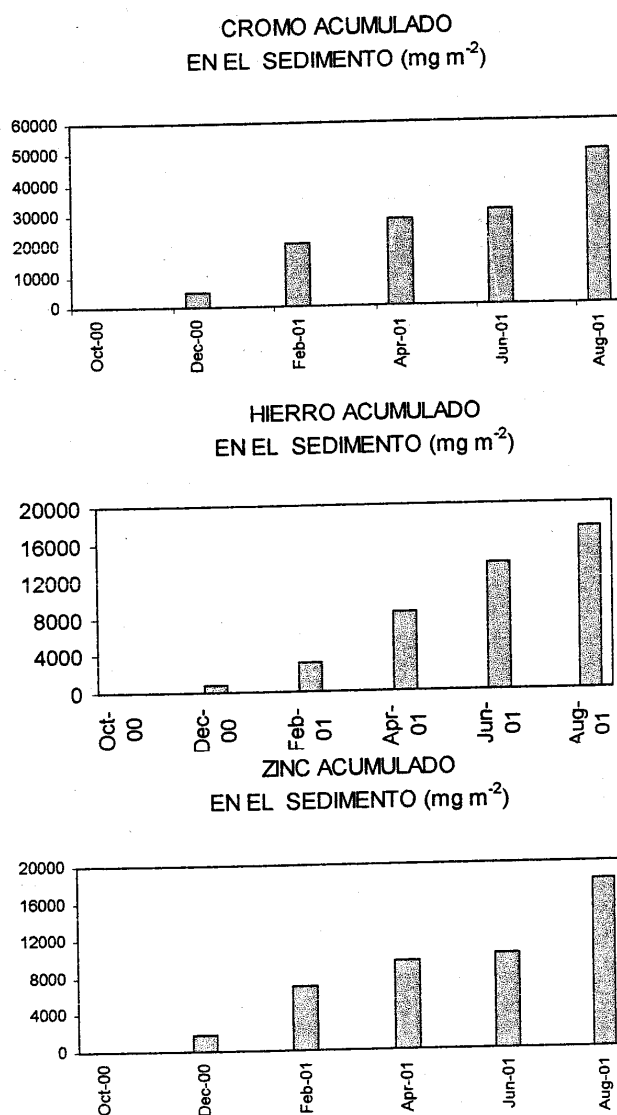


Figura 2. Estimación de las concentraciones cromo, hierro y zinc acumuladas en el sedimento por unidad de superficie durante el ensayo con las trampas de sedimento.

una gran trampa de sedimento en la que los procesos de asociación con la materia particulada por adsorción, precipitación, coprecipitación o

asimilación por la biota, favorecerían la retirada de determinados elementos tóxicos de las aguas efluentes. La dominancia de los procesos de sedimentación y los tiempos de residencia hidráulicos relativamente largos, son factores que contribuirían a potenciar la remoción de estos elementos contaminantes de la columna de agua.

Objetivos

- Optimización del rendimiento del lagunaje profundo en la regeneración de aguas residuales, desde la perspectiva de mejora de la calidad química y sanitaria del agua, de cara a su posterior reutilización o a su incorporación a un cauce fluvial.
- Estudio de la dinámica de la comunidad biológica involucrada en la regeneración del agua. Influencia del manejo técnico de la laguna.
- Valoración del rendimiento del sistema a escala estacional. Influencia mezcla-estratificación. Influencia del tiempo de residencia hidráulico. Influencia del nivel de profundidad del efluente.
- Dinámica del sistema a escalas temporales cortas (escala horaria).
- Valoración del efecto tóxico del NH_3 sobre las poblaciones de la comunidad biológica. Efecto sobre los rendimientos medios durante la estratificación.
- Valoración de la eficiencia del sistema en la remoción de metales pesados provenientes de ciertas actividades industriales que vierten a los colectores de aguas residuales urbanas.

Material y métodos

La laguna experimental tiene 4,75 m de profundidad y una capacidad útil de 2.200 m³. Está alimentada en continuo con agua residual de tipo mixto proveniente de Arganda del Rey (Madrid), previamente tratada con primario (físico-químico + decantación) y secundario (lodos activos) en la estación depuradora de dicha localidad. La laguna está ubicada en la Finca Experimental La Poveda, que gestiona el Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC). Su planta tiene forma de pirámide truncada invertida de base cuadrada, con 10x10m en la zona más profunda y 31x31m en superficie. Su fondo y laterales están recubiertos de fieltro geotextil, sobre el que se ha dispuesto otra capa de polietileno de alta densidad, para evitar filtraciones. El influente tiene su entrada por el fondo, aunque su nivel de profundidad es regulable. Existen tres efluentes, situados a tres niveles de profundidad: 1,5m, 2,5m y 3,75m (desde la superficie del agua). El caudal se registra, en continuo, mediante un caudalímetro en línea de presión.

El estudio se desarrolló durante tres ciclos anuales completos. Durante los dos primeros, se

evaluaron los rendimientos de la laguna bajo diferentes tiempos de residencia hidráulica (TRH), considerando siempre periodos completos de mezcla o de estratificación en la laguna. Durante la mezcla de 1998-99 se trabajó con un TRH de 27 días, en la estratificación de 1999 con un TRH de 20 días y en la mezcla de 1999-00 con un TRH de 20 días. Se cuenta también con datos previos (Arauzo, 2000; Arauzo et al., 2000) con TRH de 9 días. Durante el tercer año (desde septiembre de 2000 hasta septiembre de 2001) se abordó un estudio específico sobre la eficiencia del lagunaje profundo como tratamiento para la remoción de metales pesados en aguas residuales pretratadas de tipo mixto (se trabajó con un TRH teórico de 15 días).

Durante los dos primeros años, se planteó un calendario de muestreos manejando diferentes escalas temporales de observación: con frecuencia quincenal se determinaron parámetros físicos, químicos, biológicos y sanitarios, en influente, efluentes y zona central de la laguna (a diferentes niveles de profundidad en la columna de agua). Con frecuencia diaria se realizaron medidas del caudal de entrada, para la estimación del TRH. Con frecuencia horaria (cada 4 horas), durante tres días consecutivos, se realizaron ensayos en los que se controlaron parámetros físicos, químicos y biológicos, en perfiles en la columna de agua, en el influente y en los tres efluentes. Los ensayos a escala horaria se realizaron en los momentos más representativos de la mezcla y de la estratificación. Asimismo, con frecuencia semestral, se realizaron medidas del espesor del sedimento y se analizó su composición.

Se estudiaron las siguientes variables:

En el influente, los efluentes y en el centro de la laguna (perfiles en la columna de agua, metro a metro): temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad, DQO, fósforo total, ortofosfatos, nitratos, nitritos, amonio, nitrógeno Kjeldhal, sólidos totales, sólidos disueltos, sólidos en suspensión y clorofila "a". Respecto a la comunidad biológica, se efectuaron muestreos en el centro de la laguna (perfiles en profundidad, metro a metro) que permitieron estimar la densidad y la biomasa bacteriana, la densidad y la biomasa de la comunidad fitoplanctónica (total y por especies), la densidad y la biomasa de la comunidad de protozoos (total y por especies), la densidad y la biomasa de la comunidad de rotíferos (total y por especies) y la biomasa de la comunidad de crustáceos planctónicos (total y por especies). Asimismo, se realizaron controles de indicadores sanitarios (coliformes totales y coliformes fecales) en el influente, los efluentes y en perfiles en el centro de la laguna (metro a metro).

Los análisis químicos y sanitarios del agua se realizaron según Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA,

Tabla 1: Rendimiento de la laguna (((Influyente-Efluente)*100)/Influyente) durante los periodos: mezcla del 15/12/98 al 24/2/99, estratificación del 25/2/99 al 29/9/99 y mezcla del 30/9/99 al 28/2/00. El rendimiento se ha calculado para cada uno de los tres efluentes (situados a 1,5, 2,5 y 3,75 m de profundidad).

	Mezcla (15/12/98 al 24/2/99, TRH=27 días)		
	Efluente a 1,5 m (%)	Efluente a 2,5 m (%)	Efluente a 3,75 m (%)
Conductividad (μS/cm)	1,5	0,5	-0,5
DQO (mg/L)	27,6	27,6	30,7
Fósforo Total (mg/L)	7,2	7,3	8,2
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	-32,4	-31,9	-35,4
NO ₃ ⁻ (mg/L)	4,3	-0,3	-27,0
NO ₂ ⁻ (mg/L)	-26,3	-26,3	-28,8
NH ₄ ⁺ (mg/L)	8,8	10,0	-6,7
Nitrógeno Total (mg/L)	15,9	17,7	18,8
Sólidos Totales (mg/L)	8,0	8,6	11,3
Sólidos en Suspensión (mg/L)	62,1	62,6	77,2
Sólidos Disueltos (mg/L)	5,2	5,7	8,0
Coliformes Totales (CFU/100ml)	98,0	97,1	98,0
Coliformes Fecales (CFU/100ml)	96,2	96,7	96,3
	Estratificación (25/2/99 al 29/9/99, TRH=20 días)		
	Efluente a 1,5 m (%)	Efluente a 2,5 m (%)	Efluente a 3,75 m (%)
Conductividad (μS/cm)	1,8	1,0	-1,0
DQO (mg/L)	0,8	3,4	-23,3
Fósforo Total (mg/L)	2,3	-3,4	-22,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	-83,4	-107,3	-178,4
NO ₃ ⁻ (mg/L)	5,2	71	24,9
NO ₂ ⁻ (mg/L)	35,1	36,0	41,2
NH ₄ ⁺ (mg/L)	-0,2	-6,3	-16,4
Nitrógeno Total (mg/L)	5,1	1,6	-8,5
Sólidos Totales (mg/L)	-0,4	0,6	0,6
Sólidos en Suspensión (mg/L)	30,4	29,8	20,1
Sólidos Disueltos (mg/L)	-3,2	-2,1	-1,9
Coliformes Totales (CFU/100ml)	88,7	85,4	93,0
Coliformes Fecales (CFU/100ml)	93,1	90,3	93,0
	Mezcla (30/9/99 al 28/2/00, TRH=20 días)		
	Efluente a 1,5 m (%)	Efluente a 2,5 m (%)	Efluente a 3,75 m (%)
Conductividad (μS/cm)	1,9	1,5	1,2
DQO (mg/L)	27,6	26,7	27,2
Fósforo Total (mg/L)	6,4	6,1	4,3
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	-24,5	-24,1	-27,0
NO ₃ ⁻ (mg/L)	-18,7	-51,5	-15,3
NO ₂ ⁻ (mg/L)	46,7	45,5	47,2
NH ₄ ⁺ (mg/L)	-7,7	-12,7	-9,5
Nitrógeno Total (mg/L)	3,5	3,1	1,0
Sólidos Totales (mg/L)	8,1	8,5	8,7
Sólidos en Suspensión (mg/L)	69,0	70,0	69,0
Sólidos Disueltos (mg/L)	4,5	4,9	5,1
Coliformes Totales (CFU/100ml)	87,8	93,0	88,2
Coliformes Fecales (CFU/100ml)	92,3	92,8	86,1

Tabla 2: ANOVA de 1 factor para comparar los rendimientos durante los siguientes periodos: mezcla 96-97 (TRH=9 días, campaña anterior a este proyecto), estratificación 97 (TRH=9 días, campaña anterior a este proyecto), mezcla 98-99 (TRH=27 días), estratificación 99 (TRH=20 días), mezcla 99-00 (TRH=20). Para cada variable, aquellos valores sucedidos de la misma letra no presentaron diferencia significativa entre periodos ($p < 0,05$). En caso de letras diferentes, la diferencia fue significativa para $p < 0,05$.

	Rendimientos Mezcla 96-97 TRH=9 días (%)	Rendimientos Estratif. 97 TRH=9 días (%)	Rendim. 1,5m Mezcla 98-99 TRH=27,5 días (%)	Rendim. 1,5 m Estratif. 99 TRH=20 días (%)	Rendim. 1,5 m Mezcla 99-00 TRH=20 días (%)
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	-3,3a	-5,4a	1,5a	1,8a	1,9a
DQO (mg/L)	14,5 a	-6,4 b	27,6 a	0,8 ab	27,6 a
Fósforo Total (mg/L)	4,4 a	-7,3 a	7,2 a	2,3 a	6,4 a
PO_4^{3-} (mg/L)	-21,1 a	-26,5 a	-32,4 a	-83,4 a	-24,5 a
NO_3^- (mg/L)	52,0 ab	64,2 b	4,3 ab	5,2 ab	-18,7 a
NO_2^- (mg/L)	54,6 a	85,5 a	-26,3 a	35,1 a	46,7 a
NH_4^+ (mg/L)	5,1 a	2,9 a	8,8 a	-0,2 a	-7,7 a
Nitrógeno Total (mg/L)	6,8 a	6,4 a	15,9 a	5,1 a	3,5 a
Sólidos Totales (mg/L)	1,2 a	-7,4 a	8,0 a	-0,4 a	8,1 a
Sólidos en Suspensión (mg/L)	28,4 a	-5,8 b	62,1 ac	30,4 a	69,0 c
Sólidos Disueltos (mg/L)	0,3 a	-7,4 a	5,2 a	-3,2 a	4,5 a
Coliformes Totales (CFU/100ml)	88,9 a	64,3 b	98,0 c	88,7 a	87,8 a
Coliformes Fecales (CFU/100ml)	82,0 a	51,4 b	96,2 c	93,1 c	92,3 c

1998). Las bacterias totales se determinaron mediante microscopía óptica; su densidad se estimó por el método de extensión de Breed (Harrigan et al., 1979) y su biomasa según Norland (1993). El fitoplancton y los protozoos, mediante microscopía óptica invertida; su densidad por el método de cámaras de sedimentación de Utermöhl (1958) y su biomasa según Rott (1981). Los rotíferos y crustáceos planctónicos (Cladóceros y Copépodos) según Dumont et al. (1975).

Durante el tercer año, con frecuencia mensual, se recogieron muestras de agua compuestas en el influente y en el effluente de la laguna. Sobre cada una de ellas se analizaron las concentraciones totales de los siguientes elementos traza: Cr, Cu, Ni, Zn, Al, Co, Cd, Fe, Pb, Mn, Ti, V, Mo, Ag, Li, F, B, Se y As. Todas las muestras fueron previamente digeridas mediante ataque nítrico-perclórico, a fin de terminar las concentraciones totales de cada elemento. Para la analítica de elementos traza se utilizó la espectrometría de emisión ICP-AES (plasma de acoplamiento inductivo). Asimismo, se realizó un ensayo de campo a fin de evaluar la tasa de acumulación de elementos traza en el sedimento de la laguna (por unidad de tiempo y superficie). Consistió en la instalación un total de 16 trampas experimentales de sedimento en el fondo de la laguna.

Cada trampa de sedimento, de forma tubular, con 24 mm de diámetro interno y 735 cm³ de capacidad útil, se construyó en policloruro de vinilo y fue lastrada en el fondo. Las 16 trampas se colocaron, desprovistas de tapón, previamente rellenas de agua destilada y debidamente lastradas, en la zona central de la laguna, a 4,75 m de profundidad. Se fueron extrayendo tres réplicas con frecuencia bimestral. Sobre los contenidos de cada una de las trampas se determinó el residuo seco total a 103-105° C y las concentraciones de elementos traza por Kg de materia seca de sedimento (Cr, Cu, Ni, Zn, Al, Co, Cd, Fe, Pb, Hg, Mn, Ti, V, Mo, Ag, Li, F, B, Se, As). La analítica se realizó mediante espectrometría de emisión ICP-AES. Cada muestra de sedimento fue previamente digerida mediante ataque nítrico-perclórico, a fin de determinar las concentraciones totales de cada elemento.

Resultados y discusión

En la laguna profunda se produce, cada año, de forma habitual y estable, una estratificación térmica, que se suele iniciar hacia finales de febrero y termina hacia finales de septiembre. Durante el resto del ciclo anual la laguna permanece mezclada en toda su profundidad. La alternancia estratificación-mezcla condiciona notablemente la dinámica física, química

y biológica del sistema (Arauzo, 2000, Arauzo *et al.* 2000).

La comunidad biológica involucrada en la regeneración del agua la componen, a grandes rasgos, las bacterias (cuya función es mineralizar la materia orgánica), el fitoplancton (o productores primarios, que consumen nutrientes inorgánicos y suministran oxígeno disuelto) y el zooplancton o productores secundarios (protozoos, rotíferos y crustáceos, cuya función es la de clarificar el agua, filtrando bacterias y algas). La biomasa fitoplanctónica estuvo siempre relacionada con la temperatura del agua. A su vez, el fitoplancton parecía dominar el sistema, mostrando correlaciones significativas con el oxígeno disuelto, la demanda química de oxígeno, los sólidos en suspensión y el pH. El grupo de productores primarios siempre mostró las biomásas más abundantes, seguido de los productores secundarios y, finalmente, de la comunidad bacteriana. En la comunidad fitoplanctónica especies pertenecientes a los órdenes *Chlorococcales* y *Volvocales* dominaron durante la estratificación, mientras que las *Euglenoficeas* lo hicieron durante la mezcla (Arauzo *et al.*, 2000). El phylum *Rotifera* fue el de biomasa dominante en la comunidad de productores secundarios. *Epiphyas senta* fue la especie zooplanctónica más abundante durante los meses más fríos del invierno, mientras que *Brachionus calyciflorus* y *Brachionus rubens* lo fueron durante el resto del ciclo anual. Estas especies demostraron ser las más adaptadas a las condiciones ambientales extremas de este tipo de sistema. En momentos puntuales, cuando la comunidad de rotíferos decrecía, ocuparon su nicho los ciliados (mayoritariamente *Paramecium* sp.). La sucesión de especies planctónicas en la laguna siempre ha estado sujeta a ritmos de carácter estacional, presentando pautas similares a lo largo de los dos ciclos anuales. La aplicación de diferentes tiempos de residencia hidráulica a lo largo del estudio no tuvo incidencia, ni en la composición, ni en la sucesión estacional del plancton.

A fin de conocer la dinámica interna de la laguna a escalas temporales cortas, se realizaron dos estudios intensivos a escala horaria: durante el periodo de estratificación de 1999 (muestreos cada 4 horas, días 28, 29 y 30 de junio) y durante el periodo de mezcla de 1999 a 2000 (muestreos cada 6 horas, días 24, 25 y 26 de noviembre). Durante el estudio intensivo en el periodo de estratificación de 1999, se observaron perfiles con gradientes clinogrados de oxígeno muy acusados (sobresaturación en superficie y anaerobiosis en el fondo), así como intensos gradientes en los valores de pH (6,8 en el fondo y hasta 10,7 en superficie). Para ambas variables, los valores máximos en superficie estaban en concordancia con las horas de máxima actividad fotosintética (hacia primera hora de la tarde). Como

consecuencia del pH elevado y de la presencia abundante de ion amonio, los niveles de amonio en su forma tóxica (NH_3) alcanzaban valores muy elevados (0,1 en el fondo y hasta 6,2 mg/L a 0,5m de la superficie), hecho que supuso un importante "stress" para la comunidad biológica (Alabaster y Lloyd, 1980). Entre los productores secundarios, los rotíferos (grupo dominante) y los cladóceros (representada exclusivamente por *Moina micrura*), se mantuvieron en la capa oxigenada de agua (primer medio metro, desde la superficie); sin embargo, presentaron importantes descensos en términos de biomasa durante las horas de máxima actividad fotosintética (cuando el pH y el NH_3 alcanzaban sus niveles más elevados). Durante las horas de la noche, la biomasa de productores secundarios parecía recuperarse en cierta medida. Estas observaciones apuntaban claramente hacia la hipótesis de que los peores rendimientos en la laguna, obtenidos durante los periodos de estratificación y coincidentes con procesos ocasionales de desestabilización de la estructura trófica del sistema, bien podrían estar relacionados con el efecto tóxico del amonio no ionizado (NH_3) sobre la comunidad biológica: la intensa actividad fotosintética asociada a los "blooms" de fitoplancton propicia el aumento del pH por encima de 8, hecho que a su vez desencadena la transformación del ión amonio en amonio no ionizado. Debido al efecto tóxico del mismo, la comunidad del zooplancton decrece, la estructura trófica se desestabiliza y los procesos de autodepuración son menos eficientes. Ensayos de campo posteriores, bajo condiciones controladas, permitieron verificar esta hipótesis, observándose una clara relación entre el fitoplancton, el pH, el NH_3 y el efecto nocivo de éste sobre las poblaciones naturales de *Brachionus rubens* y *Moina micrura* en la laguna (Arauzo y Valladolid, 2002). Asimismo, a fin de facilitar la detección de posibles situaciones de riesgo durante la estratificación (cuando el sistema puede ser susceptible de colapsar debido al efecto tóxico de NH_3), se elaboraron modelos que relacionaban estas tres variables. A partir de ellos, se estableció un valor umbral para la clorofila "a" de $200 \mu\text{g/L}^{-1}$, por encima del cual existe riesgo de toxicidad por efecto del NH_3 durante el periodo estival (Arauzo, 2002). La detección anticipada de estas situaciones, que suelen producirse en 4 o 5 ocasiones a lo largo del verano, permite tomar medidas de manejo (pe.: implantación de un filtro de arena en el efluente), especialmente si las aguas van a ser reutilizadas en riego agrícola por goteo.

Respecto al estudio intensivo realizado durante el periodo de mezcla, se confirmó la ausencia de "stress" en el sistema por efecto del NH_3 (en concentraciones no tóxicas durante esta época).

Los rendimientos de la laguna en el proceso de autorregeneración del agua se presentan en la Tabla 1,

agrupados en tres boques: periodo de mezcla térmica, desde diciembre de 1998 hasta febrero de 1999, (con un TRH de 27 días), periodo de estratificación, desde marzo de 1999 hasta septiembre de 1999 (con un TRH de 20 días) y periodo de la mezcla, desde octubre de 1999 hasta febrero de 2000 (con un TRH de 20 días). Para comparar los rendimientos obtenidos en cada uno de los tres niveles de profundidad de los efluentes (1,5, 2,5 y 3,75m) se realizaron análisis de la varianza de 1 factor, para cada variable y durante cada uno de los tres periodos (BMDP7D, Dixon *et al.*, 1992). No se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los tres niveles de profundidad durante ninguno de los 3 periodos (probablemente debido a la gran variabilidad dentro de cada periodo).

En la Tabla 2 se comparan los rendimientos obtenidos durante los periodos correspondientes a la mezcla de 1996-97 (TRH=9 días, campaña anterior; Arauzo, 2000), la estratificación de 1997 (TRH=9 días, campaña anterior; Arauzo, 2000), la mezcla de 1998-99 (TRH=27 días), la estratificación de 1999 (TRH=20 días) y la mezcla de 1999-00 (TRH=20). Durante la mezcla y la estratificación con TRH de 9 días, se observaron mejores rendimientos en las reducciones de DQO, sólidos en suspensión e indicadores sanitarios durante el periodo de mezcla. Asimismo, al comparar la mezcla y la estratificación con TRH de 20 días, el mejor rendimiento en eliminación de sólidos en suspensión se dio durante la mezcla, no observándose diferencias significativas para el resto de las variables. Si se comparan los periodos de estratificación entre sí, se observa que las reducciones en sólidos en suspensión e indicadores sanitarios fueron superiores para un TRH de 20 días. Respecto a los tres periodos de mezcla, los desarrollados con TRH de 20 y 27 días presentaron mejores rendimientos que el de TRH de 9 días, observándose diferencias significativas entre los dos primeros únicamente en la reducción de coliformes, mayor al aumentar el TRH. En la Tabla 2 puede observarse, aunque con rendimientos modestos, una tendencia general hacia la reducción de nitrógeno total y fósforo total. Los altos valores negativos para el ortofosfato son indicadores del intenso proceso de mineralización de la materia orgánica que se desarrolla en la laguna.

Durante los 5 años de funcionamiento de la laguna, todavía no se ha producido la compactación del sedimento. La tasa anual de acumulación de sedimento se ha estimado en 5 KgMS m⁻² año⁻¹ (estimada para un TRH teórico de 15 días), que corresponde a unos 3 mm año⁻¹. El lento proceso de acumulación de sedimento supone una ventaja más del lagunaje profundo, donde casi todo se recicla. El vaciado de la laguna y la gestión de sus lodos como residuo, sólo sería necesario tras largos periodos de funcionamiento (estimado en 15 o 20 años).

En la Fig. 1 se representan las concentraciones totales de cromo, hierro y zinc en las aguas influentes y efluentes de la laguna durante el tercer ciclo anual. Las concentraciones en el influente fueron bastante fluctuantes en el tiempo, observándose una tendencia hacia valores ligeramente inferiores durante el periodo estival en las entradas de cromo y de zinc. Los rendimientos medios anuales en la remoción de cromo, hierro y zinc, se estimaron próximos al 60%. El tratamiento mediante lagunaje tuvo, además, un efecto de disminución de los estadísticos de dispersión en el efluente en relación con los del influente.

En Fig. 2 se representan las concentraciones acumuladas de cada elemento traza por unidad de superficie con frecuencia bimestral durante el ensayo con las trampas de sedimento. Otros elementos como el níquel, el cobre, el manganeso, el plomo, el titanio, el cobalto y el boro aparecieron en el sedimento, aunque en menor concentración (ninguno sobrepasó los 4 g m⁻² año⁻¹ y la mayor parte de ellos nunca fueron detectados en el agua). El cromo fue el elemento que presentó las concentraciones más elevadas, con una acumulación de 12,2 ± 0,2 g Kg⁻¹ MS de sedimento durante el periodo de 10 meses que duró el experimento, equivalente a 50,1 ± 0,7 g m⁻². Este elemento está clasificado como de carácter muy tóxico y relativamente disponible (Wood, 1974). Considerando que la concentración media anual de cromo en el efluente de la planta de tratamiento convencional (excluyendo el tratamiento final mediante lagunaje) fue de 0,4 mg L⁻¹ y que en dicha planta depuradora se procesan aproximadamente 15.000 m³ día⁻¹, se estima un vertido medio anual de 2,2 Tm de cromo, que se reparte a lo largo de la cuenca receptora (río Jarama) y ecosistemas aledaños. Aproximadamente el 63±21 % se emite en forma disuelta, como cromo hexavalente, cuyos efectos cancerígenos sobre la salud humana han sido ampliamente descritos (U.S.EPA, 1998).

Los mecanismos que operan en la remoción de elementos traza durante el proceso de lagunaje profundo forman parte de los procesos naturales que tienen lugar en este tipo de sistema. El pH (siempre ligeramente alcalino en la laguna), las condiciones reductoras (aunque no lleguen a alcanzarse durante el día, se dan siempre durante la noche a partir de 2m de profundidad), la materia orgánica abundante (detritica o en organismos vivos) y la presencia de iones inorgánicos, son los principales mecanismos implicados. La suficiente estabilidad de los parámetros que regulan el paso de los metales desde la columna de agua hacia sedimento (y que dificultan su retorno), la dominancia de los procesos de sedimentación debido a la profundidad y la amplitud del tiempo de residencia hidráulica durante el proceso de lagunaje, son aspectos que favorecen la

consecución de los procesos de remoción de los metales desde la columna de agua.

Las concentraciones medias anuales de metales pesados en el efluente de la laguna fueron inferiores a los valores límite recomendados por U.S.EPA (1992), FAO (Ayers y Westcot, 1985) y OMS (W.H.O., 1984) para aguas de riego, cuando su uso es continuo y en toda clase de suelos. La analítica efectuada sobre el efluente de la depuradora (sin tratamiento final mediante lagunaje) mostró concentraciones superiores a los valores límite referidos.

Conclusiones

El lagunaje profundo, situado en serie con el efluente de una depuradora convencional, es una tecnología que, sin ningún tipo de gasto energético, y mediante un procedimiento completamente natural y ecológico, mejora notablemente la calidad química y sanitaria del agua regenerada, tanto para una posible reutilización agrícola, como para su incorporación a un cauce fluvial. A diferencia de los sistemas de lagunaje convencional (más someros), las pérdidas por evaporación durante el verano son escasas, no produciéndose aumento significativo en la salinidad del efluente. Esto evita el problema de salinización progresiva del suelo debido las prácticas de reutilización en riego agrícola, problema descrito frecuentemente en el lagunaje convencional y motivado por el aumento de la concentración de las sales en el agua durante la época estival.

Se ha observado que la alternancia estratificación-mezcla condiciona notablemente la dinámica interna del sistema de lagunaje profundo. Los mejores rendimientos se obtuvieron para un TRH de 20 días. No se han observado diferencias significativas entre los tres niveles de profundidad del efluente. La sucesión de especies planctónicas ha estado sujeta a ritmos de carácter estacional. La aplicación de diferentes TRH no tuvo incidencia en la composición y en la sucesión estacional del plancton. Se ha constatado la hipótesis del posible efecto tóxico del NH_3 sobre la comunidad zooplanctónica durante algunos periodos del verano, hecho que desestabiliza temporalmente la estructura trófica y provoca la obtención de peores rendimientos durante la estratificación. Se han elaborado modelos matemáticos con el fin de predecir estas situaciones de riesgo.

La laguna profunda actúa como una trampa de sedimento en la que los procesos de asociación con la materia particulada por adsorción, precipitación, coprecipitación o asimilación por la biota, favorece la retirada de determinados metales pesados de las aguas efluentes. Los mecanismos que operan, forman parte de los procesos naturales que tienen lugar en este tipo de sistema. El pH, ligeramente alcalino, las

condiciones reductoras, la materia orgánica abundante y la presencia de iones inorgánicos, son los principales mecanismos implicados. La dominancia de los procesos de sedimentación debido a la profundidad y la amplitud del tiempo de residencia hidráulica, son aspectos que favorecen los procesos de remoción.

Referencias

- Alabaster, J.S. y Lloyd, R. 1980. Water quality criteria for freshwater fish. Butter-Worths, London.
- Arauzo, M. 2000. Biotic and abiotic features of a deep waste treatment lagoon used for agricultural irrigation. *Water Environment Research* 72 (2): 253-247.
- Arauzo, M., Colmenarejo, M.F., Martínez, E y García, M.G. 2000. The role of algae in a deep wastewater self-regeneration pond. *Water Research* 34(14): 3666-3674.
- Arauzo, M. 2002. Harmful effects of un-ionised ammonia on the zooplankton community in a deep waste treatment pond. *Water Research* (en prensa).
- Arauzo, M. y Valladolid, M. 2002. Short-term harmful effects of un-ionised ammonia on natural populations of *Moina micrura* and *Brachionus rubens* in a deep waste treatment pond. *Water research* (en prensa).
- APHA, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th de. American Public Health Association. Washinton DC.
- Ayers, R.S. y D.W. Westcot, 1985. Water quality for agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.
- Buhr, H. O. y S. B. Miller, 1983. A dynamic model of high-rate algal-bacterial wastewater treatment pond. *Water Reseach* 17: 29-37.
- Dinges, R., 1982. Natural systems for water pollution control. Van Nostrand Reinhold Co., Nueva York.
- Dixon, W. J., M.D. Brown, I. Engelman, J.W. Frane, M.A. Hill, R.I. Jennrich y J.D. Toporek, 1992. BMDP statistical software manual, vol. I, II. Univ. California Press, Berkeley.
- Djajadiningrat, A. H., 1981. Hydrodynamique et cinétique de depuration dans les Dassis de Stabilization, Tesis Doctoral. Université des Scences et Ecniques du Lagedoc, Montpellier.
- Dumont, H. J., Y. van del Velde y S. Dumont, 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia* 19: 75-97.
- Harrigan, W. F. y M. E. McCane, 1979. Laboratory methods in food and dairy microbiology. Academic Press London. New York.
- Instituto de Ingeniería Sanitaria, 1971. Lagunas de estabilización. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires. 136 pp.
- Middlebrooks, E. J., C. H. Middlebrooks, J. H. Reynolds, G. Z. Waters, S. C. Reed y D. B. George, 1982. Wastewater stabiilization lagoon design, performance and upgrading. McMillan Pub. Co., Nueva York.
- Moreno, M. D., 1984. Aplicación de estanques profundos a la depuración de aguas residuales urbanas. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia.
- Moreno, M. D., 1991. Depuración por lagunaje de aguas residuales. Manual de operadores. Dirección General de Medio Ambiente. MOPT.
- Moreno, M.D., Medina, M.A., Moreno, J., Soler, A. y Sáez, J. 1988. Modelling the performance of deep waste stabilization ponds. *Wat. Res. Bull.* 24(2): 377-387.
- Norland, S., 1993. The relationship between biomass and volume of bacteria: 303-308. En: Handbook of methods in aquatic microbial ecology (P. F. Kemp, B. F. Sherr, E. B. Sherr y J. J. Cole, Eds.). Lewis Publishers. Boca de Raton.
- Palmer, S.A.K, Breton, M.A., Nunno, T.J., Sullivan, D.M. y Surprenat, N.F. 1988. Metal/cyanide containing waste. Treatment technologies. *Pollution Technology Review* N° 158. Noyes Data Corporation. New Jersey.

- Parker, C.D., 1979. Biological mechanisms in lagoons. *Prog. Wat. Tech.* 11: 71-85.
- Parker, J. G. y B. J. Lyons, 1979. Factors influencing the treatment of food processing wastes by anaerobic-aerobic lagoon systems. *Prog. Wat. Tech.* 11: 377-388.
- Tessier, A., y Campbell, P.G., 1987. Partitioning of trace metals in sediments: relationship with bioavailability. *Hydrobiologia* 149: 43-52. En: *Ecological effects of in situ sediment contaminant*. Editores: Thomas, R., Evans, R., Hamilton, M., Munawar, M., Reynolson, T. y Sadar, H. Junk Publishers. Netherlands.
- Soler, A., Sáez, J., Llorens, M., Martínez, I., Torrella, F. y Berná, L.M., 1991. Changes in physico-chemical parameters and photosynthetic microorganisms in a deep wastewater self-purification lagoon. *Water Research* 25(26): 689-695.
- Rott, E. A., 1981. Some results of phytoplankton counting intercalibrations. *Schweiz. Z. Hydrol.* 43: 34-62.
- Uhlmann, D., 1979. Bod removal rates of waste stabilization ponds as a function of loading, retention time, temperature and hydraulic flow pattern. *Water Research* 13: 193-200.
- Ulloa, J.J., 1993. El lagunaje. Páginas 69-105. En: *Tratamiento de aguas residuales, basuras y escombros en el ámbito rural* (Editores: Tragsatec, Colegio Oficial de Ingenieros Agrónomos). Editorial Agrícola Española, Madrid.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommen der quantitativen Phytoplankton-Meyhodik. *Mitt. Internat. Ver. Limnol.* 9: 1-38.
- Vander Borgh, P. y J.L. Vassel (eds.), 1987. *Wastewater treatment in waste stabilization ponds and aerated lagoons*. Proceedings of Interuniversity Seminar Arlon 16-19 Nov. 1987. Fondation Universitaire Luxembourgeoise & Editions Cebedoc.
- U.S.EPA, 1992. Manual of guidelines for water reuse. 625/R-92/004, U.S. Environmental Protection Agency. Center for Environmental Research Information. Cincinnati, Ohio.
- U.S.EPA, 1998. Toxicological review of hexavalent Chromium. CAS N° 18540-29-9, U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC.
- W.H.O., 1984. Health aspects of reuses of treated wastewater for irrigation (background document). WHO. Intercountry seminar on wastewater reuse. Manama, 29 September – 2 October 1984.
- W.H.O., 1987. Waste water stabilization ponds. Principles of planning and practice. Technical Publication n°10, World Health Organization Regional Office for the Eastern Mediterranean, Alejandría.
- Wood, J.M., 1974. Biological cycles of toxic elements in the environment. *Naturwissenschaften* 62: 367-364.