

CAPÍTULO VIII - 9. TRATAMIENTO DE AGUA EUTROFICADA – REMOCIÓN DE ALGAS

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. IDENTIFICACIÓN Y ENUMERACIÓN DE ALGAS Y CIANOBACTERIAS	2
3. MÉTODOS PREVENTIVOS PARA CONTROLAR LA EUTROFICACIÓN.....	3
4. MÉTODOS CORRECTIVOS PARA CONTROL DE LA EUTROFICACIÓN	4
4.1. MEZCLA ARTIFICIAL	4
4.2. PRECIPITACIÓN DEL FÓSFORO DENTRO DE LOS RESERVORIOS	5
4.3. BIOMANIPULACIÓN DE LAS CADENAS ALIMENTARIAS	6
4.4. APLICACIÓN DE SULFATO DE COBRE.....	6
5. PROCESOS DE TRATAMIENTO PARA ELIMINACION DE ALGAS	8
5.1. MICROTAMIZADO	8
5.2. FILTRACIÓN DIRECTA	9
5.3. TRATAMIENTO CONVENCIONAL DE COAGULACIÓN–FLOCULACIÓN-SEDIMENTACIÓN- FILTRACIÓN ..	9
5.3.1. <i>Coagulación</i>	9
5.3.2. <i>Floculación</i>	12
5.3.3. <i>Sedimentación y Flotación</i>	12
5.3.4. <i>Filtración Rápida</i>	13
5.3.5. <i>Filtración Lenta</i>	13
5.4. USO DE PEROXIDANTES.....	15
5.5. FLOTACIÓN POR AIRE DISUELTO (FAD).....	20
5.6. USO DE MEMBRANAS	21
5.7. TRATAMIENTO CON OZONO Y FILTRACIÓN POR CARBÓN ACTIVO GRANULAR (CAG).....	22

5.8. CONCLUSIONES	23
6. REMOCIÓN DE TOXINAS	24
7. EXPERIENCIAS EN ARGENTINA SOBRE TRATAMIENTO DE AGUAS EUTRÓFICAS.....	28
7.1. EMBALSE PASO DE PIEDRAS, PCIA. DE BUENOS AIRES	28
7.2. LAGO SAN ROQUE, PCIA. DE CÓRDOBA	28
8. BIBLIOGRAFÍA.....	30

LISTA DE ILUSTRACIONES

TABLAS

Tabla 1. Eliminación de distintas sustancias en la Planta Wahnbach-valores promedio	3
Tabla 2. Concentración de clorofila a en el río Meuse y en los reservorios	5
Tabla 3. Resultados de un ensayo para determinar dosis óptima de sulfato de cobre.....	7
Tabla 4. Relación crítica Fe/EOM para distintas especies de algas.....	11
Tabla 5. Eficiencia de distintos procesos de tratamiento en la remoción de algas	23
Tabla 6. Número de algas en reservorio y en planta de tratamiento.....	25
Tabla 7. Remoción de la toxina Nodularin mediante ozono para distintas concentraciones de COT..	26

FIGURAS

Figura 1. Remoción de distintos tipos de algas en relación a la dosis de aluminio y el potencial zeta	11
Figura 2. Remoción de algas con y sin pretratamiento.....	15
Figura 3. Porcentajes de supervivencia de Scenedesmus y Cosmarium.....	17
Figura 4. Porcentajes de supervivencia de Scenedesmus y Cosmarium.....	18
Figura 5. Número de algas registradas en el agua cruda y en represa.....	24
Figura 6. Remociones de microcistina	26

1. INTRODUCCIÓN

Las aguas eutrofizadas de un cuerpo superficial como un lago, laguna o embalse constituyen muchas veces la única fuente disponible para el abastecimiento de agua a una población. Las aguas eutrofizadas se caracterizan por el crecimiento explosivo de algas y cianobacterias en forma estacional, especialmente en primavera y verano.

La presencia de algas origina una serie de problemas (ver Capítulo III Criterios de Calidad de Agua de las presentes Fundamentaciones) que pueden dividirse en dos categorías:

- Problemas derivados de la presencia de biomasa en sí misma que causa: acortamiento en la carrera de los filtros, mayor consumo de coagulantes, lodos que tienden a flotar en los sedimentadores, consumo de mayor cantidad de cloro, problemas que se conocen desde hace mucho tiempo en la industria del tratamiento de agua.
- Problemas derivados de la presencia en el agua de metabolitos indeseables de las algas, cuya importancia se ha reconocido recién en los últimos años. Pueden distinguirse dos clases de sustancias, ambas producidas por Cianobacterias :
 - Sustancias que causan problemas de olores y sabores tales como geosmina y metilisoborneol (ver Capítulo VIII Tratamientos Especiales Numeral 1 - Control de Olor y Sabor).
 - Toxinas que pueden afectar al hígado (hepatotoxinas) o al sistema nervioso (neurotoxinas).

El incremento en el número de reservorios que se utilizan en el mundo como fuentes de provisión de agua y el aumento en los procesos de eutrofización debido a la acción antrópica ha provocado que en los últimos años se dedicaran considerables esfuerzos al estudio del tema. Los estudios se refieren tanto a las medidas preventivas y correctivas para controlar y prevenir el problema en la fuente de provisión y como a los procesos de tratamiento aplicables en la planta de tratamiento, tanto para la eliminación de las algas y cianobacterias como para sus productos metabólicos.

2. IDENTIFICACIÓN Y ENUMERACIÓN DE ALGAS Y CIANOBACTERIAS

Las algas y cianobacterias (antiguamente, algas azul-verdes) forman parte del plancton de las aguas. El plancton se define como las formas acuáticas que viven flotando suspendidas en las aguas y que tienen nula resistencia a las corrientes.

El plancton está compuesto por el fitoplancton, el zooplancton y el bacterioplancton. El fitoplancton, a su vez, puede clasificarse en:

- Macroplancton: organismos mayores de 500 μm
- Microplancton: organismos entre 50 μm y 500 μm
- Nanoplancton: organismos entre 50 μm y 10 μm
- Ultraplancton : organismos entre 0,5 μm y 10 μm

En el Capítulo III de las presentes Fundamentaciones se describieron las principales divisiones en las que se clasifican las algas, así como los géneros más representativos de cada una de ellas. Interesa comentar aquí algunas características de las características de las cianobacterias, por su interés sanitario.

Las cianobacterias comprenden un grupo grande y heterogéneo de bacterias fototróficas con morfologías muy diversas y formas de reproducción variadas, desde células aisladas hasta células filamentosas. Los tamaños varían entre 0,5-1 μm , tamaños típicos de bacterias, hasta células grandes de 60 μm como en las especies de *Oscillatoria*.

Entre las estructuras citoplasmáticas que poseen se destacan las vacuolas de gas que es una estructura común a muchas especies planctónicas. Las vacuolas permiten que las algas y cianobacterias puedan flotar buscando las zonas con iluminación óptima para su crecimiento.

Las muestras de plancton en los ambientes acuáticos se obtienen mediante redes de malla con diferentes aberturas generalmente de 10 a 25 μm , que luego son sometidas a centrifugación o sedimentación. Una alícuota de la muestra ya concentrada se coloca en cámaras especiales para su enumeración e identificación mediante el microscopio.

Existen diversas técnicas para la identificación y enumeración, de acuerdo al tamaño de algas que se trata de cuantificar que están descritas en detalle en los Standard Methods (APHA, AWWA, WEF) .

La concentración de algas y cianobacterias se informan como individuos por litro o por mililitro o como Unidades Normalizadas de Área (UNA) por litro o por mililitro. Una Unidad Normalizada de Área equivale a 400 μm^2 .

Es frecuente también, utilizar la Clorofila "a" para cuantificar la masa de algas presente en una muestra de agua; todas las algas y las cianobacterias poseen ese pigmento que generalmente representa entre el 0,5 y 2% del peso seco de las algas. La técnica consiste en filtrar una muestra por papel de fibra de vidrio o membrana de 0,45 μm , los que se maceran en mortero en una solución de acetona y otro solvente para proceder a la extracción del pigmento; posteriormente se lee la densidad óptica del extracto en un espectrofotómetro a una longitud de onda de 750 y 664 nm.

3. MÉTODOS PREVENTIVOS PARA CONTROLAR LA EUTROFICACIÓN

Entre los métodos preventivos para evitar la eutroficación podemos mencionar:

- Eliminación de nutrientes en las descargas de efluentes cloacales tratados: mediante la aplicación de tratamientos terciarios en los casos en que el cuerpo receptor sea un cuerpo cerrado.
- Reemplazo de fósforo en los detergentes: aproximadamente la mitad del fósforo presente en los líquidos cloacales se debe a la presencia de detergentes. En muchos países de Europa se ha dejado de usar detergentes con fosfatos.
- Control del ingreso de fósforo en el tributario principal de un reservorio de agua: la eutroficación puede prevenirse removiendo el fósforo en el tributario principal de los reservorios, mediante un proceso de precipitación química. Este es el método que se emplea en Reservorio Wahnbach en Alemania, donde el agua de un reservorio previo, pasa por una planta de tratamiento antes de ingresar en el reservorio principal. La planta consiste en una etapa de desestabilización y aglomeración, seguida de una etapa de filtración consistente en filtros de tres capas. En la etapa de desestabilización se agrega sulfato férrico para precipitar el fósforo disuelto y para eliminar algas en un rango de pH de 6-6,5. De acuerdo con la estación del año se agrega un polielectrolito catiónico fuerte o débil en dosis de 0,1 a 0,5mg/l. La composición de los mantos filtrantes es la siguiente: una capa superior de carbón activo (3 a 5 mm de diámetro) de 30 cm de espesor, una capa intermedia de antracita (1,5-2,5 mm de diámetro) de 120 cm de espesor y una capa inferior de arena cuarcítica (0,7- 1,2 mm) de 50 cm de espesor. La planta es operada con un caudal de 5 m³/seg y los valores de entrada y salida para distintos parámetros se pueden ver en **Tabla 1**.

Parámetro	Entrada	Salida
Fósforo total (µg/l)	116,5	4,3
COD (mg/l)	2,37	1,0
UV 254 nm/m	8,14	2,40
DQO (mg/l)	11,13	2,56
Turbiedad (UNT)	10,4	0,06
Clorofila a	25,15	1,28
Bacterias coliformes (NMP/100ml)	5979	8

Tabla 1. Eliminación de distintas sustancias en la Planta Wahnbach-valores promedio

- Remoción de la vegetación antes del llenado de un nuevo reservorio. Si se construye una represa para suministro de agua potable, deben realizarse los mayores esfuerzos para remover la vegetación existente. En caso contrario, la vegetación se convertirá en una fuente de nutrientes que otorgará características eutróficas al reservorio durante muchos años. Los efectos secundarios pueden ser la presencia de condiciones anaeróbicas y la formación de olores y sabores a tierra debido a la degradación de las plantas por los actinomicetos.

4. MÉTODOS CORRECTIVOS PARA CONTROL DE LA EUTROFICACIÓN

Muchas veces el control del ingreso de nutrientes en los cuerpos de agua no puede realizarse por cuestiones prácticas y/o económicas. Esto ocurre cuando los nutrientes provienen de fuentes difusas o cuando el aporte de nutrientes es muy grande; en esos casos lo que se debe hacer es limitar el crecimiento de algas a través de medidas correctivas.

Los métodos de control pueden ser físicos, químicos y biológicos. A continuación se describen algunos de ellos.

4.1. MEZCLA ARTIFICIAL

La mezcla artificial es un método de control de algas que fue aplicado por primera vez en el Reservorio del Valle del Táchira en el que se introdujeron bombas para provocar la recirculación del agua.

Se han desarrollado modelos simples del crecimiento de las algas que consideran que el crecimiento neto es un balance entre la fotosíntesis y la respiración; la fotosíntesis se realiza en las capas superiores del agua, mientras que la respiración se produce en toda la columna de agua. Si se aumenta la relación entre la zona de mezcla y la zona eufótica (hasta donde llega la luz), predominan los procesos de respiración y se limita el crecimiento de las algas; la concentración de algas también afecta la penetración de la luz.

Este fenómeno de autosombreado lleva al concepto de que existe una concentración máxima de algas para cada situación particular, que se caracteriza por el coeficiente de extinción de la luz y la profundidad de la zona de mezcla, suponiendo que las condiciones de nutrientes y de iluminación son óptimas.

El coeficiente de extinción se determina a través del disco de Secchi. La expresión que permite el cálculo de la concentración máxima de biomasa algal (expresada en función de la clorofila "a") es la siguiente:

$$C_{\max} \text{ (mg Cl/m}^3\text{)} = (1/\epsilon_c) (27/z_m - \epsilon_w)$$

donde:

ϵ_c = coeficiente de extensión específico ($\text{m}^2/\text{mg Cl a}$)

ϵ_w = coeficiente de extinción ($1/\text{m}$) igual a $1,7/D$ donde D es la profundidad a la que deja de verse el disco de Secchi

z_m = profundidad de la zona de mezcla en m

Como puede verse, si se aumenta la zona de mezcla, se disminuye la concentración máxima de algas que pueden desarrollarse y ese es el objetivo de la mezcla artificial.

Este concepto se ha aplicado en muchos reservorios con diversos resultados. Fue aplicado a tres reservorios artificiales de los cuales se extrae el agua que abastece a varias plantas de tratamiento en los Países Bajos, entre ellas la de la ciudad de Rotterdam; los reservorios funcionan en serie y son alimentados por el Río Meuse que está altamente eutroficado.

Durante el verano se evita la estratificación térmica mediante la inyección de aire en el fondo de los reservorios, lo que da como resultado una buena mezcla vertical y horizontal. En la **Tabla 2**, proporcionada por Oskam, pueden verse los valores máximos y mínimos de Clorofila a para cada uno de ellos en los años 1991, 1992 y 1993.

Como puede observarse existe una reducción gradual de las concentraciones de algas en los sucesivos reservorios, debido, según el mencionado autor, en parte a la limitación de la luz y en parte a la aparición de organismos del zooplancton como Daphnia que actuaron como predadores de las algas.

Clorofila (mg/m ³)	1991		1992		1993	
	Med	Max.	Med.	Max.	Med.	Max
Río	27	110	20	87	19	53
Reservorio1	12	75	14	80	10	52
Reservorio 2	6	30	9	44	8	29
Reservorio 3	5	19	5	22	6	28

Tabla 2. Concentración de clorofila a en el río Meuse y en los reservorios

En el lago de Ploermel en Francia, se aplicaron una serie de medidas para evitar los inconvenientes que la gran concentración de algas causaba en la planta de potabilización (Kaisin.F,1998). Una de ellas fue introducir una barrera de aeración difusa de microburbujas alimentadas por un compresor, que suministraba aire libre de aceite, ubicado en las proximidades del lago; las barreras funcionan en forma intermitente provocando la mezcla y desfavoreciendo el crecimiento de las cianobacterias.

4.2. PRECIPITACIÓN DEL FÓSFORO DENTRO DE LOS RESERVORIOS

Este método puede aplicarse en reservorios chicos y consiste en agregar sales de hierro o de aluminio para la precipitación química del fósforo. Este método es usado en los Países Bajos, en Alemania y en los Estados Unidos.

Di Bernardo et. al., en un trabajo presentado en el XXVI Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, presentaron los resultados obtenidos en ensayos de laboratorio cuyo objetivo fue estudiar la remoción de algas y fósforo, utilizando sulfato de aluminio y sulfato de cobre. Es necesario aclarar que el cobre es un algicida pero no produce la remoción de fósforo.

Se trabajó con dos acuarios que contenían aguas eutróficas agregando en uno de ellos, 10mg/l de sulfato de aluminio y en el otro 5 mg/l de sulfato de cobre. Se midieron distintos parámetros a lo largo de 34 días y los resultados fueron los siguientes:

- La utilización de sulfato de aluminio confirmó su eficiencia para la remoción de algas y fósforo.
- En las condiciones del ensayo, la concentración de aluminio residual en el sobrenadante fue de 0,01 mg/l, mucho menor que el valor de 0,2mg/l establecido en las Normas Brasileñas de Agua Potable.
- El efecto del sulfato de aluminio fue rápido porque hubo una remoción de 100% de la masa algal desde el 5º día del ensayo, permaneciendo igual hasta el 34º día.
- El efecto del sulfato de cobre sobre la masa de algas fue gradual ya que se produjo el 100% de remoción recién al 12º día.
- En las condiciones del ensayo la concentración de cobre residual en el sobrenadante fue de 1,12 mg/l, mayor que el límite de 1,0 mg/l establecido por las Normas de Agua Potable.

4.3. BIOMANIPULACIÓN DE LAS CADENAS ALIMENTARIAS

El método consiste en actuar en la parte superior de la cadena alimentaria, al contrario del método de reducción de nutrientes que actúa en el nivel inferior de la misma. El objetivo de la biomanipulación es promover el desarrollo de organismos del zooplancton, en forma especial Daphnias, que se alimentan de algas; para ello, es necesario reducir la población de peces planctívoros. Los peces planctívoros son los depredadores del zooplancton.

Se han realizado numerosos experimentos en los Países Bajos en lagos naturales y artificiales y parece que es necesario remover los peces planctívoros hasta que haya menos de 50kg/ha. La técnica más comúnmente utilizada es la recolección a través de redes de los peces planctívoros y la siembra con lucios y percas.

No existe consenso entre los investigadores acerca de que la eficiencia de la bioregulación aunque se considera que puede ser una medida efectiva si simultáneamente se toman medidas para reducir el aporte de nutrientes a los reservorios.

4.4. APLICACIÓN DE SULFATO DE COBRE

El control del florecimiento de algas, especialmente en lagos, puede conseguirse a través de la aplicación rutinaria de algicidas; el sulfato de cobre ha sido usado desde muy antiguo, pero no existe mucha información acerca de las dosis empleadas y las eficiencias obtenidas. En todos los casos, será necesario realizar cuidadosos ensayos de laboratorio en forma periódica para determinar:

- Número y especies de algas presentes.
- Dosis óptimas.

- Eficiencias.
- Concentración de cobre residual, el que deberá estar por debajo de lo establecido en las Normas de Calidad de Agua Potable.
- Toxicidad para otras organismos acuáticos.

Es necesario señalar que deberá tenerse en cuenta la alcalinidad del agua tratar, ya que si esta es alta (superior a 50 mg/l) se produce la precipitación del cobre como sulfato de cobre, disminuyendo su eficiencia como algicida.

A modo de ejemplo se transcriben **Tabla 3** los resultados presentados por Di Bernardo sobre una serie de ensayos de laboratorio realizados para determinar la dosis óptima de sulfato de cobre que debía aplicarse en el Lago Juturnaiba, localizado en el Estado de Río de Janeiro, Brasil.

Frasco	Dosis de sulfato de cobre (mg/l)	Número inicial de algas (ind./ml)	Número de algas remanentes			Cobre residual en el 9º día
			3º día	7º día	9º día	
1	0,1	1260	2260	1770	450	0,05
2	0,2	1260	2400	2020	530	0,10
3	0,5	1260	900	680	290	0,13
4	1,0	1260	350	520	240	0,28
5	2,0	1260	330	170	100	0,40

Tabla 3. Resultados de un ensayo para determinar dosis óptima de sulfato de cobre

Una vez que se comienza la aplicación de sulfato de cobre, debe efectuarse el monitoreo del agua de la fuente para determinar la eficiencia en la eliminación de algas y la concentración de cobre residual que se obtienen en casos reales.

5. PROCESOS DE TRATAMIENTO PARA ELIMINACION DE ALGAS

5.1. MICROTAMIZADO

Los microtamices consisten en mallas metálicas que son introducidas en el agua de modo de retener sólidos de pequeño tamaño. Las aberturas de las mallas generalmente están comprendidas entre 20 y 60 micrones. Existen numerosos modelos y formas de microtamices.

Los microtamices se ubican a continuación de las rejillas gruesas y su objetivo es retener material suspendido como las algas a través del paso por mallas metálicas o plásticas con aberturas menores a 100 μm . Los microtamices con aberturas entre 15 y 45 micrones dan por resultado remociones en el número de algas entre 40 y 70% con una remoción de turbiedad entre 5 y 20%.

Evidentemente la eficiencia del microtamizado depende del tamaño de las algas a eliminar. De acuerdo con Mouchet y Bonnelye (1998) se pueden esperar las siguientes remociones para distintas especies de algas:

- Diatomeas
 - Cyclotella (unicelular) : 10-70%
 - Sephanodiscus (unicelular): 10-60%
 - Melosira (filamentosa): 80-90%
 - Synedra (unicelular): 40-90%
 - Asterionella (colonial): 75-100%
 - Fragilaria (filamentosa): 85-100%
- Cloroficeas
 - Chlorella (unicelular): 10-50%
 - Scenedesmus (4^a8 células): 15-60%
 - Pediastrum (4-6 células): 80-95%
- Cianobacterias
 - Oscillatoria (filamentosa): 40-50%
 - Anabaena (filamentosa): 50-70%

Como es lógico, las algas de menor tamaño son retenidas en menor cantidad y como consecuencia no se puede reducir el consumo requerido de coagulantes para su eliminación en un proceso posterior por coagulación-floculación-sedimentación.

Por lo tanto, este proceso puede ser útil en algunas circunstancias cuando existen organismos filamentosos, pero no sirve para las especies de pequeño tamaño.

5.2. FILTRACIÓN DIRECTA

Cuando se aplica filtración directa con procesos previos de precloración y coagulación-floculación pueden obtenerse remociones hasta de un 95%, según informa Mouchet quien trabajó con diversas fuentes de agua europeas y con los siguientes parámetros:

- Productos químicos: preoxidantes, coagulantes, ayudantes de floculación.
- Mantos filtrantes: arena de 0,95 mm o filtros duales de antracita de 1,6 - 2,5mm y arena 0,75mm.
- Velocidad de filtración: 5 - 8m/h.

Cuando debe abandonarse la precloración debido a que las algas son precursores de la formación de trihalometanos, se aconseja llevar a cabo un proceso de ozonización. Ensayos realizados en una planta en el sur de Francia demostraron que el uso de ozono combinado con peróxido de hidrógeno en una relación de 0,4:1 en peso, permitieron incrementar la remoción de algas a 99 - 99,35% (2-2,2 log) con respecto al 93% (1,15 log) que se obtenía con el uso de ozono solo.

Los estudios realizados durante esos ensayos llevaron a la conclusión que las carreras de los filtros eran muy cortas cuando el contenido de algas del agua cruda excedía un valor de 1000 UNA para mantos filtrantes de arena de 0,9 mm o un valor de 2500 UNA cuando se usaban mantos duales con antracita de 1,5 mm. Esto indica que todo proyecto de tratamiento de aguas ricas en algas mediante filtración directa requerirá la realización de ensayos en planta piloto.

5.3. TRATAMIENTO CONVENCIONAL DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN-SEDIMENTACIÓN-FILTRACIÓN

En un tratamiento convencional de coagulación-floculación-filtración se puede lograr altas remociones de algas, siempre que se tenga en cuenta que las condiciones requeridas son distintas a las necesarias para la eliminación de turbiedad.

5.3.1. Coagulación

Las condiciones óptimas de coagulación dependen de los géneros y especies de algas predominantes y éstas a su vez, pueden variar para una misma fuente a lo largo del año por factores naturales, como las condiciones climáticas y/o por efecto de acciones antrópicas.

Se han desarrollado numerosos trabajos sobre coagulación de aguas eutróficas a escala de laboratorio y de planta piloto, trabajando con aguas preparadas o aguas naturales que presentan resultados muchas veces contradictorios. Sin embargo, existe acuerdo entre los investigadores en una serie de aspectos como los siguientes:

- Las suspensiones de algas son estables debido a:
 - Fuerzas repulsivas electrostáticas debido a la carga negativa de sus superficies. Las células de algas tienen un Potencial Zeta negativo en un amplio rango de pH (3 a 11).
 - Efectos estéricos debido a materia orgánica extracelular que recubre sus superficies.
- La eliminación de algas se basa generalmente en el principio de coagulación por adsorción con neutralización de cargas, suponiendo que los microorganismos son esféricos. Si se aplican polielectrolitos catiónicos, puede ser suficiente reducir la carga negativa de las algas para producir su aglomeración. Si se utilizan, por el contrario, sales de aluminio o de hierro, deberán eliminarse casi por completo las cargas negativas. Los polielectrolitos aniónicos y no iónicos no tendrán ningún efecto si se utilizan como único coagulante.

La cantidad de coagulante requerido está determinado por la densidad de cargas negativas de las algas y por la fase de crecimiento en que se encuentren. La influencia de la fase de crecimiento se traduce en variaciones en la densidad de cargas sobre la superficie y en la alteración de las propiedades químicas de las paredes celulares.

La carga negativa está directamente relacionada con la superficie o lo que es lo mismo con la concentración de algas en el agua. Hay por lo tanto, una relación estequiométrica entre la concentración de algas y la dosis de coagulante requerida para una óptima floculación.

Sin embargo este mecanismo es alterado en el caso de algas con formas irregulares que tienen espículas. Ensayos de laboratorio demostraron que en esos casos no existe una relación estequiométrica entre la cantidad de algas y la dosis de coagulante y que éstos deben agregarse en cantidades que permitan generar hidróxidos de aluminio o de hierro o sea para realizar una coagulación por “barrido”.

Las algas flageladas móviles pueden escapar de los flóculos por lo que es indispensable que sean inmovilizadas en una etapa previa de preoxidación. Las algas que forman colonias grandes como *Asterionella* y *Fragillaria* (diatomeas), pueden ser filtradas sin agregado de coagulantes aún usando granulometrías de arena de 0,7 a 1 mm.

Las cianobacterias son muy difíciles de remover. En la **Figura 1** se puede observar la remoción de distintos tipos de algas en un ensayo de jarras en relación a la dosis de aluminio y el potencial zeta. Como se puede ver, las cianobacterias son las últimas en ser removidas.

Según informa Mouchet, en muchas ocasiones trabajando con aguas eutróficas en Francia y Sudáfrica la proporción de cianobacterias sobre el fitoplancton total variaba en las siguientes proporciones, a lo largo de la línea de tratamiento:

- Agua cruda: 10-50%
- Agua sedimentada: 60-90%
- Agua filtrada: 85-100%

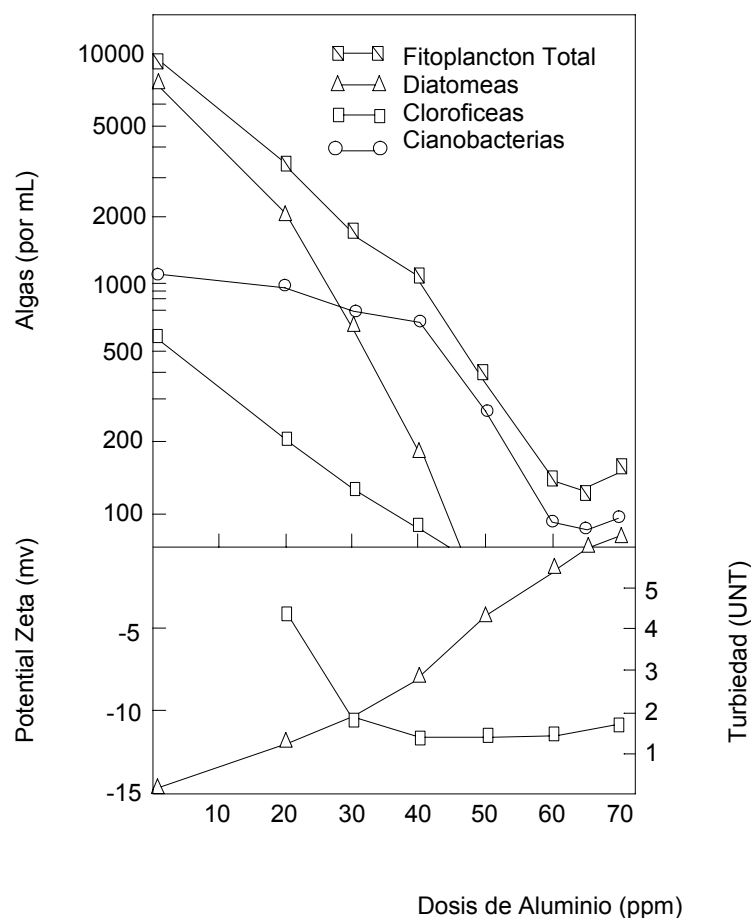


Figura 1. Remoción de distintos tipos de algas en relación a la dosis de aluminio y el potencial zeta

- Los organismos fitoplanctónicos liberan materia orgánica en el medio que los circunda; estos compuestos son polisacáridos, mono y oligosacáridos y compuestos nitrogenados.

Bernhardt estudió la influencia de estas sustancias a las que denominó EOM (Extracellular Organic Materia) en los procesos de coagulación-floculación y llegó a la conclusión de que a concentraciones por debajo de 1-2 mg/l de carbono orgánico total pueden causar una mejora en el proceso de coagulación-floculación-filtración y para concentraciones por encima de ese valor causan disturbios en el proceso. Trabajando con distintas especies de algas y sales de hierro como coagulante llegó a determinar la relación crítica entre Fe y EOM que da comienzo a problemas en el proceso de coagulación para cada una de ellas, las que se muestran en la **Tabla 4**:

Especie de alga			
Scenedesmus	Fragilaria	Chlorella	Melosira
< 1,04	< 1,77	< 1,95	< 4,28

Tabla 4. Relación crítica Fe/EOM para distintas especies de algas

- Los ensayos de jarras para determinar dosis y pH óptimos deben realizarse teniendo en cuenta:
 - El número de algas no puede determinarse a través de la turbiedad, deben cuantificarse las células remanentes en el sobrenadante o determinar el número total de partículas, para determinar la dosis óptima.
 - La dosis óptima para eliminar turbiedad puede no ser suficiente para eliminar las algas.
 - La dosis óptima debe tener en cuenta la remoción de materia orgánica extracelular (EOM).
- Como en todo proceso de coagulación existe un pH óptimo, el que deberá determinarse a través de ensayos de jarras. El ajuste del pH, generalmente en la dirección de la acidificación permite reducir la dosis de coagulantes.

Cuando la alcalinidad del agua es baja (menos de 50 mg/l como Ca CO_3) se puede alcanzar un pH suficientemente bajo durante la coagulación con dosis razonables de coagulante, aunque a veces conviene agregar una cierta cantidad de ácido. Cuando el agua es alcalina y tiene capacidad buffer es muy difícil lograr las condiciones óptimas para la coagulación, se requieren altas dosis de coagulantes y comienza a predominar la coagulación “por barrido”.

5.3.2. Floculación

Los flóculos que se forman en este tipo de aguas, son muy sensibles a los esfuerzos cortantes por lo que es muy importante evitar las turbulencias una vez que el proceso de agregación ha concluido. Para reducir la fragilidad de los flóculos, puede ser conveniente agregar un polielectrolito aniónico o no iónico, los que favorecen la compactación de los flóculos y ayudan a la filtración, aunque pueden producir carreras muy cortas.

5.3.3. Sedimentación y Flotación

Como la densidad de las algas es baja y generalmente las aguas eutróficas tienen bajas turbiedades, los flóculos tienden a flotar, por lo que resulta interesante utilizar un proceso de flotación en lugar de la sedimentación. El proceso de flotación usado se indica más adelante en el punto 5.5. y se analiza en detalle en el Capítulo VII Plantas de Potabilización - Numeral 9 de las presentes Fundamentaciones.

La elección entre un proceso de flotación o de sedimentación requiere un buen conocimiento de la calidad de la fuente a lo largo de varios años y la realización de ensayos de laboratorio para determinar las características de sedimentación de los flóculos formados durante el proceso de coagulación. En la mayoría de los casos se requiere además la realización de ensayos en planta piloto.

Con respecto al proceso de sedimentación, los sedimentadores convencionales deben ser provistos de mecanismos de eliminación continua de los lodos, porque la descomposición de las algas da lugar a la formación de sabores y olores.

Algunos investigadores y proyectistas recomiendan el uso de sedimentadores en manto de barros con velocidades del orden de 3 a 5 m/h, aunque también se ha informado sobre la tendencia de los mantos a flotar para altas concentraciones de algas.

5.3.4. Filtración Rápida

La optimización de la etapa de coagulación-floculación es fundamental para la eficiencia de la etapa de filtración rápida, pero también es importante optimizar el diseño de esta etapa cuando deben tratarse aguas con concentraciones importantes de algas.

Aunque no se trata de un caso de aguas eutróficas, es interesante comentar los resultados obtenidos en ensayos de filtración rápida realizados por Vázquez et. al. (1998); se realizaron ensayos con aguas del Río Paraná que contienen 50 y 150 algas/ml según las distintas épocas del año.

El tratamiento previo consistió en procesos de coagulación con sulfato de aluminio, floculación y sedimentación convencional. Las características del filtro experimental fueron las siguientes:

- Manto filtrante: Arena de diámetro efectivo $D_e = 1,35\text{mm}$, Coeficiente de uniformidad: 1,5
- Altura del manto: 1,20m
- Altura del sobrenadante: 1,00m

Se ensayaron velocidades de 5, 10 y 15 m/h y las conclusiones que derivaron de los resultados obtenidos fueron los siguientes:

- Existe una relación entre la velocidad de filtración y la remoción de partículas totales, turbiedad y organismos planctónicos. Cuando aumenta la velocidad de filtración disminuye la remoción, aún trabajando con buena calidad de agua decantada, por lo que no sería conveniente utilizar velocidades de filtración superiores a 10m/h.
- La remoción de turbiedad no guarda relación lineal con la remoción de plancton.
- En las experiencias realizadas, los valores de turbiedad, partículas totales y número de organismos de plancton en el agua filtrada no guardaron relación directa entre sí.
- El conteo de plancton es insustituible como indicador de la calidad protistológica del agua filtrada. No obstante, teniendo en cuenta la complejidad y el error del método, deberán continuarse las investigaciones para demostrar si se puede establecer una relación entre dicho método y el conteo de partículas que permita usar ambas técnicas en forma complementaria.

5.3.5. Filtración Lenta

Las algas pueden ser eliminadas a través de la filtración lenta, pero las carreras de filtración pueden reducirse sensiblemente, con lo cual se pierde una de las principales ventajas de este proceso.

El taponamiento de los filtros lentos de arena existentes es un problema frecuente en la zona Norte de nuestro país, porque en la mayoría de los casos la fuente de provisión es un embalse o una represa. En estos casos pueden tomarse medidas de control en la fuente, sobre todo cuando se trata de represas de tamaño reducido o debe incluirse una etapa de pretratamiento.

Para el diseño de la etapa de pretratamiento se debe conocer las especies de algas presentes en las distintas épocas del año y se requiere la realización de ensayos en planta piloto.

La filtración ascendente previa en mantos de grava puede resultar eficiente para cierto tipo de algas. Di Bernardo (1995) presenta los resultados obtenidos en ensayos realizados con prefiltro ascendente de grava que precedía a un filtro lento al que se adicionaron dos capas de geotextiles. Las características del prefiltro y de las mantas utilizadas fueron las siguientes:

Prefiltro: 1,70 m de profundidad del lecho

Granulometrías: 0,60 m de grava de 25-50 mm

0,40 m de grava de 6,4-12 mm

0,40 m de grava de 2,4-4,8 mm

0,40 m de grava de 1,4-2,0 mm

Sobrenadante. 1,10 m

Velocidad de filtración: 1 m/ h

Manta 1: constituida por 55% de polipropileno y 45% de poliéster, porosidad: 87%, conductividad hidráulica: 1,31mm/seg, número de mantas:1, colocada sobre el manto de arena en el filtro lento.

Manta 2: constituida por 68% de polipropileno y 32% de poliamida, porosidad: 88,3 %, conductividad hidráulica < 7,16 mm/seg, número de mantas : 2 mantas colocadas sobre manta 1.

Las conclusiones de los ensayos realizados fueron las siguientes:

- Es de fundamental importancia conocer la composición cualitativa de la comunidad algal del agua cruda para evaluar el comportamiento del prefiltro para las diferentes especies.
- El aumento de la velocidad de 1 m/h a 2 m/h disminuyó la eficiencia en la remoción de algas.
- El aumento del número total de algas en el agua cruda aumentó la eficiencia de remoción, especialmente cuando predominaban las algas filamentosas.
- La eficiencia de remoción del género *Melosira* fue significativamente mayor que para el género *Ankistrodesmus*. La remoción de *Melosira* para una velocidad de filtración de 1,5 m³/h fue la siguiente:

- Número de algas en el agua cruda: $20 - 200 \cdot 10^3$ células por ml
- Número de algas en el efluente del prefiltro: $2 - 5 \cdot 10^3$ células por ml

5.4. USO DE PREOXIDANTES

La cloración a punto de quiebre ha sido el proceso más utilizado para la preoxidación. Mouchet presentó experiencias realizadas en Francia, con aguas del río Sena que contenía entre 10.000 y 30.000 algas/ml con dominancia de la cloroficea *Pediastrum* y la diatomea *Melosira*.

Se estudió la eficiencia de dos sedimentadores de flujo ascendente y manto de lodos operando en paralelo. Al comienzo del estudio la dosis de coagulante (sulfato de aluminio) que se agregaba era de 40-50 mg/l, que no era la necesaria para disminuir el potencial zeta a cero.

En uno de los sedimentadores se aplicaba cloro como tratamiento previo y en el otro no. En la **Figura 2** se puede observar la diferencia en la remoción de algas en cada uno de ellos.

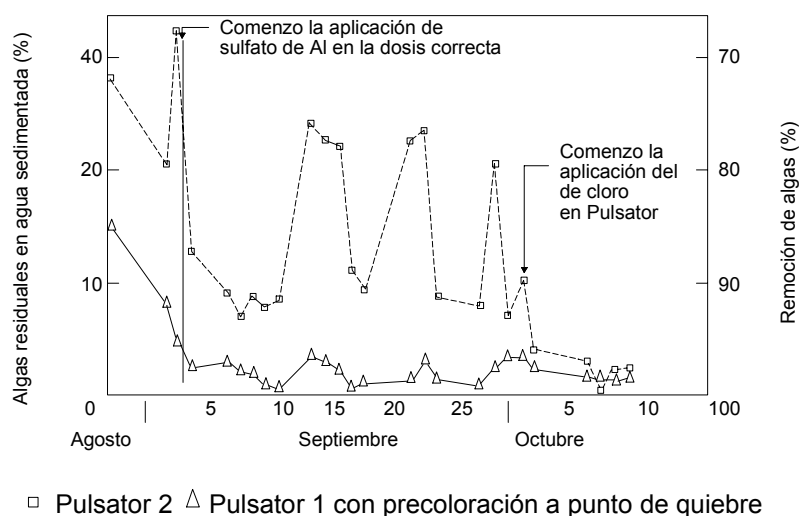


Figura 2. Remoción de algas con y sin pretratamiento

En ensayos posteriores se ajustó gradualmente la dosis de coagulantes a 80-90mg/l, que era la requerida para la total neutralización de las cargas y se obtuvieron los siguientes resultados:

98-99% de remoción de algas en el sedimentador con precloración

85% en el sedimentador sin precloración

En la etapa final se aplicó precloración en ambos sedimentadores y bajo estas condiciones óptimas se lograron los siguientes resultados:

90-99% (1-2 log) de remoción de algas en el agua clarificada

99-99,9% (2-3 log) en el agua filtrada

La posibilidad de que se formen trihalometanos, como ya se indicó, llevó al uso de otros productos oxidantes, como el ozono, el dióxido de cloro y el permanganato de potasio.

Por otra parte, cuando existen cianobacterias existe la posibilidad de que la aplicación de preoxidantes produzca la liberación de toxinas. Según los estudios realizados se ha demostrado que para los tiempos de contacto existentes en las plantas de tratamiento:

- Los coagulantes como sulfato de aluminio y cloruro férrico no causan la ruptura de las células de algas.
- Dosis de ozono del orden de 3 mg/l causan escasa lisis de las células. Estudios realizados del tratamiento con ozono y flotación de aguas conteniendo cianobacterias demostraron que no se produjo incremento en la toxicidad en el agua tratada aunque algunas células fueron dañadas, ello sugiere, según Mouchet, que si hay liberación de toxinas son rápidamente oxidadas.
- El uso de cloro causa el daño de las células y la liberación de toxinas que no son destruidas.

En los países como Argentina, la precloración sigue siendo de uso común por su bajo costo comparado con el uso de otros oxidantes, sin embargo deberá prestarse especial atención a su uso cuando el agua cruda contenga cantidades importantes de cianobacterias. En caso de incorporar la precloración deberá utilizarse una etapa posterior de agregado de carbón activo en polvo o filtración por carbón activo granular.

Con respecto al uso de preoxidantes resulta interesante, comentar un trabajo realizado en la Rand Water de Sudáfrica. Las normas de agua potable establecen que el valor máximo admisible de clorofila "a" en el agua potable debe ser de 1 mg/l.

Se investigaron diferentes tecnologías y se llegó a la conclusión que la pre-oxidación es una técnica efectiva y económica ya que los oxidantes alternativos al cloro como dióxido de cloro, ozono, permanganato de potasio o peróxido de hidrógeno no sólo son usados para controlar las algas, sino para la oxidación de la materia orgánica natural, oxidación de compuestos inorgánicos, remoción de color y control de olores y sabores.

En la Rand Water se utiliza principalmente cloro como preoxidante y por lo tanto se inició un proyecto para comparar el efecto del uso de cloro y dióxido de cloro como preoxidantes en la eficiencia de la purificación y en la calidad del agua. En ese estudio se analizaron:

- La sensibilidad de diferentes especies de algas frente a ambos oxidantes.
- El efecto de la concentración de algas sobre la eficiencia de oxidación.
- El efecto de la concentración de oxidante y el tiempo de contacto sobre la supervivencia de las algas.

- La formación de trihalometanos.

Se trabajó con distintas especies de algas aisladas de un embalse construido sobre el río Vaal. La eficiencia del oxidante en la muerte de las algas fue expresado como el porcentaje de supervivencia luego de 24 hs. de que el proceso de oxidación había finalizado y las algas habían sido sometidas a condiciones óptimas de temperaturas y luz. No se utilizó la Clorofila "a" como indicador, porque se supuso que las algas muertas continuaban conteniendo clorofila que podía ser medida junto con la clorofila de las algas vivas, lo que enmascararía el efecto del oxidante.

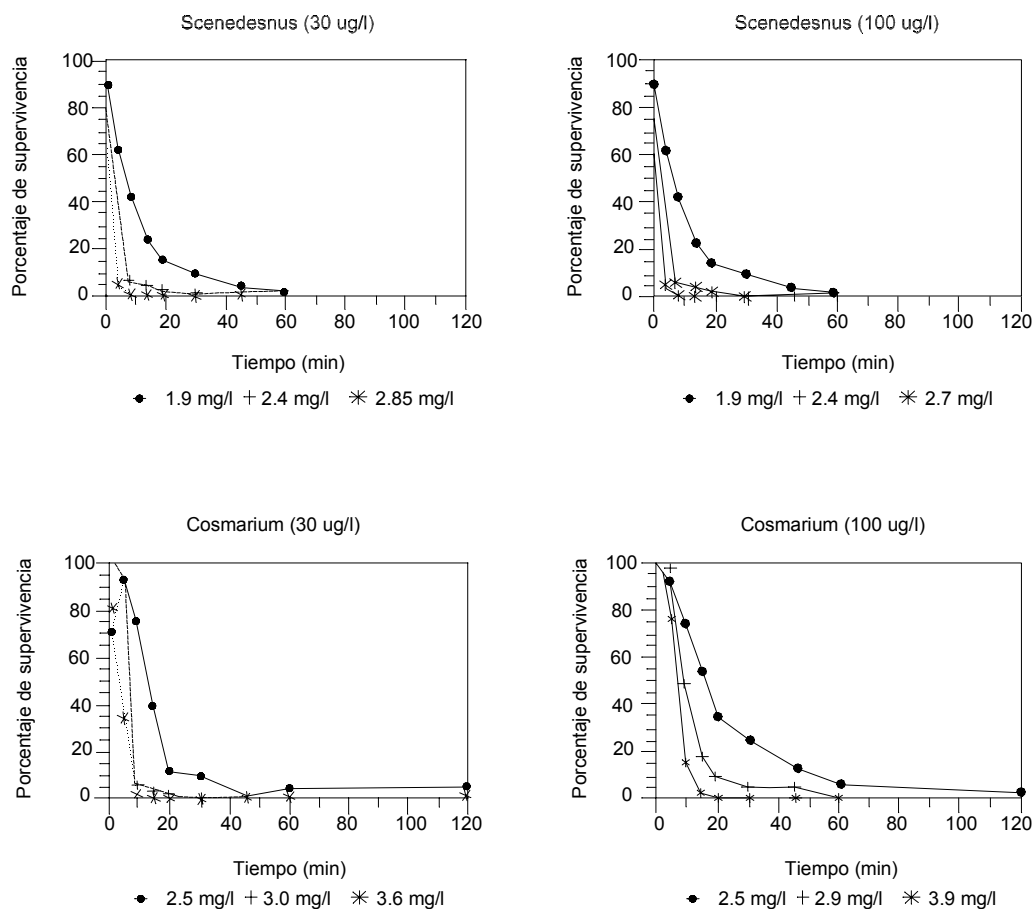


Figura 3. Porcentajes de supervivencia de Scenedesmus y Cosmarium

Los cultivos de algas fueron expuestos a distintas concentraciones de cloro y dióxido de cloro previo ajuste del pH a valores de 8,2 y a diferentes tiempos de contacto; luego del período de contacto se determinaba en las muestras el oxidante residual; las reacciones de oxidación fueron interrumpidas por el agregado de tiosulfato de sodio. En la **Figura 3** puede verse los porcentajes de supervivencia de Scenedesmus y Cosmarium luego del agregado de distintas dosis de cloro y para distintos tiempos de contacto.

La observación de las figuras permite extraer las siguientes conclusiones:

- Independientemente de la concentración de las algas, de las dosis y de la especie, se observa una declinación exponencial.
- La biomasa de algas es reducida más rápidamente para valores de dosis más altos.
- La concentración de algas afecta la eficiencia de la oxidación.
- Cosmarium es más resistente que Scenedesmus.

En la **Figura 4** se pueden ver los resultados obtenidos con dióxido de cloro con Chlorella y con Scenedesmus.

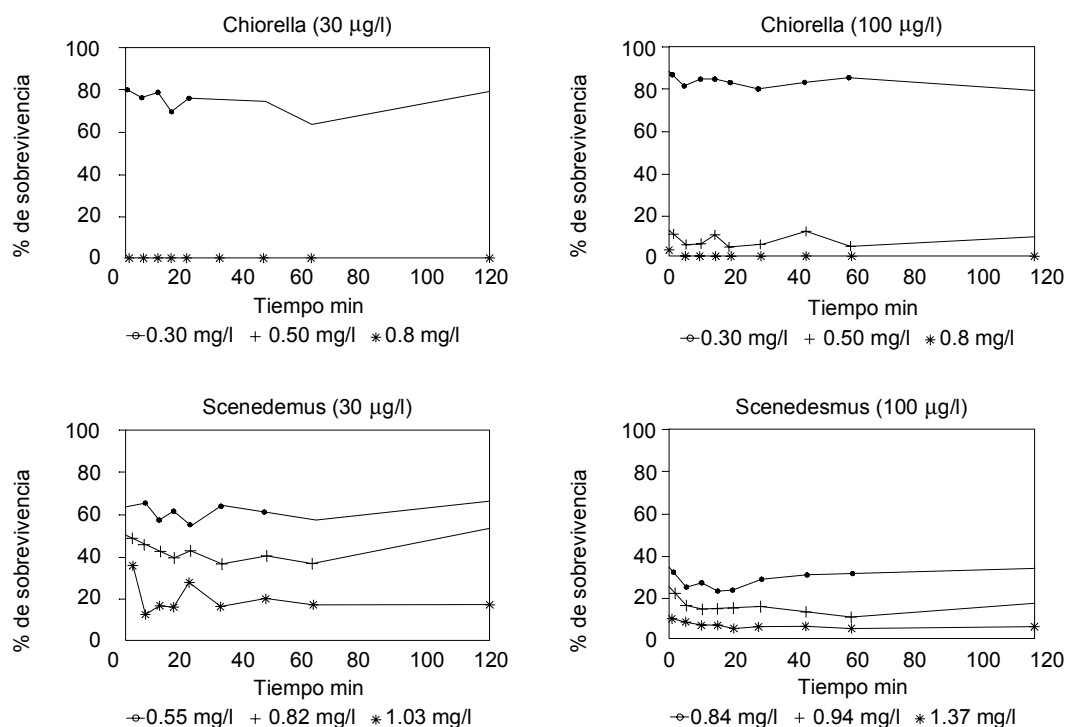


Figura 4. Porcentajes de supervivencia de Scenedesmus y Cosmarium

La observación de la **Figura 4** permite concluir que:

- El dióxido de cloro reacciona muy rápidamente con las algas y la reducción de la Clorofila "a" se produce durante los primeros segundos luego de la adición.
- Un pequeño incremento en las dosis incrementa drásticamente la reducción de microorganismos.
- Scenedesmus es más resistente que Chlorella a la acción del oxidante.

Como parte de los ensayos realizados, se determinó la concentración de trihalometanos para diferentes especies de algas, para ambos oxidantes. Se comprobó que el dióxido de cloro no daba lugar a la formación de trihalometanos y en cambio el cloro daba lugar a considerables cantidades de trihalometanos luego de 60 y 120 minutos de contacto.

Los resultados demostraron que el dióxido de cloro fue 2 a 10 veces más efectivo que el cloro dependiendo de la especie y de la concentración de algas.

El dióxido de cloro resulta más caro que el cloro, por lo que queda claro que la decisión de utilizarlo estará influenciada por una combinación de factores entre los que se incluyen, exigencias de las normativas sobre calidad de agua, uso de productos adicionales, costos de los oxidantes, etc.

El permanganato de potasio puede usarse como oxidante pero debe evitarse la aparición de óxidos de manganeso en el agua tratada. Petrusevski et al (1996) realizaron ensayos de laboratorio y en planta piloto para determinar su eficiencia en la remoción de algas cuando se utiliza como proceso previo a la filtración directa.

Para las experiencias utilizaron agua de uno de los reservorios de Biesbosch que se caracteriza por turbiedades de 4 UNT (más frecuentemente < 1 UNT), niveles de carbono orgánico total (COT) entre 3,3-3,7 mg/l. Los niveles de clorofila "a" en promedio son de 5 mg/m³ aunque durante la primavera se registran valores de hasta 50 mg/m³. La población de algas varían estacionalmente y mensualmente con ciclos de especies dominantes. El número de partículas fue tomado como parámetro representativo de la eliminación de algas (1250 part / ml en el agua cruda).

La planta piloto constaba de filtros de 190 mm de diámetro con un medio filtrante constituido por antracita, arena y granate y la velocidad de filtración utilizada fue de 10m/h.

Las principales conclusiones de los ensayos realizados son las siguientes:

- El agregado de permanganato de potasio en dosis de 0,7 mg/l, 1,5 mg/l de Fe³⁺ y 1,0 mg/l de un polímero catiónico produjo un agua filtrada con turbiedades < 0,06 UNT, manganeso residual < 0,05 mg/l y conteo de partículas de aproximadamente 10 part/ml.
- La introducción de una etapa de floculación antes de la filtración directa con G = 80 1/seg no mejoró significativamente la calidad del agua filtrada pero redujo las pérdidas de carga en el filtro.
- El proceso es simple y no requiere de grandes inversiones. No existe evidencia de que la preoxidación con permanganato de potasio tenga efectos sobre la salud.

Según los mencionados autores la remoción de algas, de la materia particulada y de los óxidos de manganeso que se forman durante el proceso de oxidación se producen por una serie de diferentes mecanismos. Las observaciones mediante una cámara de video permitieron comprobar que la movilidad de ciertas algas juega un papel importante en el proceso de coagulación y filtración.

El agregado de permanganato de potasio en dosis mayores o iguales a 0,5 mg/l con 30 minutos de tiempo de contacto anuló completamente la locomoción no sólo de las algas flageladas sino el movimiento particular de desplazamiento que tienen algunas diatomeas

como Navícula y Nitschia. Además, especies del zooplancton como rotíferos, crustáceos y copépodos también fueron inmovilizados.

Se comprobó que la oxidación con permanganato de potasio induce una serie de modificaciones en el comportamiento de las algas y en su estructura. El tratamiento causa la liberación de biopolímeros, que según fuera establecido por Bernhardt, como se comentó anteriormente, se comportan como polielectrolitos aniónicos y catiónicos. En consecuencia, la adición de permanganato contribuye a la generación “in situ” de ayudantes de coagulación.

Por otra parte, los óxidos de manganeso que se generan se adhieren a las células aumentando su peso específico y facilitando su propiedades de sedimentación. Aun más, según los autores, la adición de permanganato produce la aglomeración de las partículas antes de la adición de los coagulantes.

5.5. FLOTACIÓN POR AIRE DISUELTO (FAD)

En el Capítulo VII Plantas de Potabilización Numeral 9 Flotación se comentó que el proceso FAD es especialmente aplicable a la remoción de algas y se está usando en forma creciente con esa finalidad. Mouchet y Bonneiyle (1998) presentan el siguiente caso:

En la Planta Mouille, al norte de Francia, donde se tratan aguas provenientes de un río eutrófico se estudiaron dos líneas de tratamiento; una con un proceso de sedimentación y otra con flotación. Por otra parte, se estudió la posibilidad de aplicar flotación para el espesamiento de los lodos provenientes de los sedimentadores.

Los ensayos demostraron que la flotación ofrece dos ventajas principales:

- La dosis de coagulante necesaria para la flotación fue reducida en un 20-40% con el mismo resultado que el obtenido en el proceso de sedimentación: 1000-1200 algas/ml en el agua clarificada y 10 algas/ml en el agua filtrada (el agua cruda contenía 30.000-50.000 algas/ml).
- Mayor contenido de sólidos en los lodos del proceso de flotación. El lodo "flotado" tenía una concentración de 25-30 mg/l de sólidos secos, 10 veces mayor que la de los lodos del sedimentador.

Durante el espesamiento de los lodos del sedimentador se incrementó la concentración de sólidos de 3 a 25 mg/l con un área 10 veces menor que la de un espesador estático. Una comparación entre los costos de operación de ambos tratamientos demostró que el uso de flotación puede reducir los costos operativos, si se incluyen los costos de deshidratación de los lodos.

Por lo tanto, el sistema FAD es competitivo frente a la sedimentación para la remoción de algas. Combinado con precloración o preozonización permite obtener eficiencias de remoción de algas entre 90 y 99% (1-2 log) luego de la flotación y de 99,9% (3 log) luego de la filtración.

Las limitaciones para la aplicación de FAD son las siguientes:

- El agua cruda no debe presentar picos de alta turbiedad.
- Las unidades de flotación deben ser provistas de un stock de repuestos y deben ser bien mantenidas por personal calificado porque cualquier interrupción en el circuito de presurización resulta en la interrupción del proceso.

5.6. USO DE MEMBRANAS

La filtración por membranas es una tecnología relativamente nueva en la potabilización de aguas aunque ya existen plantas que utilizan procesos de ultrafiltración en gran escala. (Ver Capítulo VIII Tratamientos Especiales Numeral 7, de las presentes Fundamentaciones).

Existen numerosos trabajos donde se presentan resultados sobre la eficiencia de los procesos de membrana en la eliminación de quistes de *Giardias* y *Criptosporidium*, pero no existe gran información sobre la eficiencia en la eliminación de algas.

En un estudio realizado por Chow et. al. (1997) se investigó el comportamiento de sistemas de microfiltración y ultrafiltración en la remoción de cianobacterias.

El ensayo se realizó con las peores condiciones o sea con altas presiones (200 kPa) para asegurar un alto stress sobre las células bacterianas. El rango habitual de presiones en esos sistemas es de 30-150 kPa (ver Capítulo sobre Membranas mencionado).

La experiencia fue especialmente diseñada para determinar el efecto del proceso en la destrucción de las células y la liberación de toxinas. Para los ensayos se utilizó un cultivo de *Microcystis aeruginosa*.

Se analizaron dos membranas comerciales planas. Para los ensayos de microfiltración se utilizó una membrana de polifluoruro de vinilideno con 0,3 micrones de tamaño de poro y para la ultrafiltración una membrana de polisulfona con peso molecular de corte de 100.000 dalton (tamaño de poro de aproximadamente 0,01 micrones), la presión de trabajo fue ajustada a 200 kPa.

Se utilizaron tres modos distintos para operar las membranas:

- Dead end: todo el flujo de agua pasa a través de la membrana de modo que todas las partículas quedan retenidas.
- Flujo cruzado: parte del flujo pasa a través de la membrana y el resto circula por debajo en forma horizontal de modo de crear esfuerzos cortantes en la membrana reduciendo la deposición de materia suspendida sobre la superficie de la misma. Este es el modo preferido de operación cuando se trata de aguas muy contaminadas porque reduce la obstrucción de las membranas; el sistema tiene un mayor consumo de energía y por lo tanto los costos operativos son mayores. Se utilizó una velocidad de 40 cm/seg para el flujo horizontal.
- Flujo cruzado con recirculación: igual al anterior pero con la diferencia que el flujo que no pasa por la membrana es recirculado.

Los ensayos demostraron que la recuperación del caudal de permeado luego del retrolavado fue mayor para la membrana de ultrafiltración que para la de microfiltración; una posible explicación fue la diferencia en la rugosidad de ambas membranas.

Este es un aspecto importante, ya que si las células retenidas no pueden desprenderse durante el lavado, no sólo se produce el paulatino bloqueo de los poros, sino que existe la probabilidad de que puedan liberarse toxinas cuando mueren.

Durante los estudios se evaluó la eficiencia en la retención de cianobacterias a través de mediciones de clorofila “a” y por conteo directo al microscopio; la concentración en el agua de entrada fue del orden de 10^5 células/ml y de 20 µg/l de clorofila “a”. La remoción fue prácticamente total y las pocas células que se contaron en el permeado se atribuyeron a un deficiente sellado del equipo experimental.

Uno de los principales objetivos del estudio fue evaluar las condiciones de las cianobacterias luego del proceso de filtración. Se realizaron estudios de viabilidad para determinar el porcentaje de células vivas, dañadas y muertas en el agua de lavado.

No se detectó un incremento en el número de células muertas (respecto a las existentes en el agua cruda) en la mayoría de los ensayos salvo para los ensayos de microfiltración en modo dead-end.

Sin embargo, se detectó un incremento entre un 2 y un 5% de células dañadas y este incremento aumentó a 4–10% cuando se utilizó recirculación; se demostró además que los daños no eran causados por la bomba de recirculación.

A pesar de encontrarse células dañadas, no se detectó un incremento en las concentraciones de microcistina en el permeado comparado con las concentraciones en el agua cruda. En los ensayos de ultrafiltración, particularmente cuando se utilizó recirculación, la concentración de microcistina fue menor, lo que se atribuyó a un probable efecto de adsorción sobre la membrana.

5.7. TRATAMIENTO CON OZONO Y FILTRACIÓN POR CARBÓN ACTIVO GRANULAR (CAG)

Debido a la creciente contaminación de los ríos europeos por micropolutantes como los pesticidas durante la última década, muchas plantas de tratamiento de aguas superficiales debieron ser optimizadas.

El tratamiento convencional de clarificación ha sido complementado con una filtración posterior por carbón activo granular (CAG) precedido en muchos casos por un proceso de ozonización.

Se ha comprobado que esa segunda etapa permite una remoción adicional de un orden logarítmico (90%) de algas.

5.8. CONCLUSIONES

En la **Tabla 5** extraída del trabajo de Mouchet y Bonneye (1998) se presentan las eficiencias que se pueden obtener en los distintos procesos.

Proceso de tratamiento	% de Remoción	Remoción log
Tamizado	40-70	0,2-0,5
Tamizado + Filtración Directa	90-98	1-1,7
Clarificación +filtración		
Sin preoxidación	95-99	1,3-1,2
Luego de precloración	99-99,9	2-3
Luego de preozonización	97-99,8	1,5-2,7
FAD + Filtración		
Sin preoxidación	96-99	1,4-2
Con preoxidación	99-99,9	2-3
Clarificación o FAD+filtración+ozono+ GAC	99,9-99,99	3-4
Ultrafiltración o microfiltración	>99,9999	>6

Tabla 5. Eficiencia de distintos procesos de tratamiento en la remoción de algas

La conclusión es que en condiciones óptimas se pueden obtener importantes remociones de algas con los procesos de tratamiento convencionales diseñados con criterios modernos.

La elección de los tratamientos dependerá de los objetivos de calidad que se fijen o de las exigencias normativas. Si el objetivo es que en el agua tratada haya algunas pocas algas, podrán aplicarse tratamientos relativamente convencionales, con excelentes resultados si son bien diseñados y operados. Si el objetivo es la ausencia total de algas deberá pensarse en tratamientos terciarios por membranas.

6. REMOCIÓN DE TOXINAS

El significado sanitario de la presencia de toxinas liberadas por las cianobacterias ha sido comentado en el Capítulo III Criterios de Calidad de Agua de las presentes Fundamentaciones. Su presencia se debe fundamentalmente a la ruptura de la células de algas y este hecho puede producirse varias veces en el proceso de tratamiento: durante la aplicación de algicidas en el cuerpo receptor, durante el bombeo y transporte del agua hacia la planta y por el efecto de los preoxidantes, como se comentó anteriormente.

En Sudáfrica se llevó a cabo una investigación (Dickens y Graham, 1995) para establecer la ocurrencia y las implicancias de la ruptura de algas y cianobacterias, en especial *Microcystis*, en un acueducto que transporta el agua desde un embalse (Nagle Dam) hasta la planta de tratamiento.

Se estudiaron las variaciones en el número de algas en dos de los cuatro acueductos a través de los que se capta el agua del reservorio. En su trayecto los acueductos pasan por debajo de ríos a través de sifones y por una variedad de túneles. Para los caudales máximos el agua tarda 5 horas en llegar a la planta de tratamiento y para caudales mínimos 8 horas. Las presiones oscilan entre la presión atmosférica y 2300 kPa.

Los datos correspondientes a cuatro años y medio de monitoreo indicaron que la mayoría de las algas presentes en las aguas extraídas del lago no sobrevivían en el trayecto de 36 km hasta el acueducto. Como se puede ver en la **Figura 5**, el número de algas registrada en el agua cruda en la planta de tratamiento era mucho menor que el registrado en la represa. Cuando predominaban las *Microcystis*, las pérdidas eran mayores mientras que cuando el organismo predominante era *Melosira*, las pérdidas fueron las más bajas.

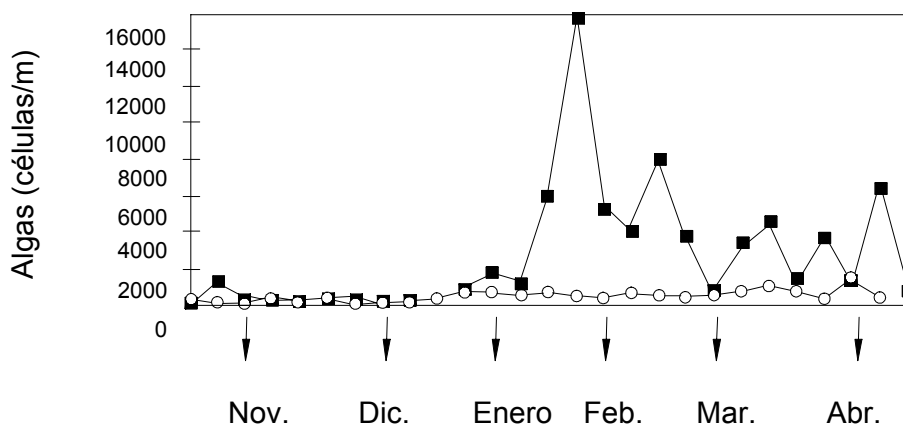


Figura 5. Número de algas registradas en el agua cruda y en represa

Durante el estudio se realizaron determinaciones de turbiedad, pH, sólidos totales, color, concentraciones de Clorofila "a" pero las variaciones en dichos parámetros no pudieron correlacionarse con la variación en el número de algas.

En un estudio particularizado de los distintos géneros de algas realizado sobre un número determinado de muestras se corroboró que las mayores pérdidas se producen en las cianobacterias *Microcystis* (ver **Tabla 6**). Según los autores del estudio, posiblemente, ello se deba a que las membranas de sus células son menos robustas que la de otras algas de mayor tamaño.

Género de algas	Toma en el reservorio algas/ml	Entrada planta de tratamiento algas/ml
<i>Microcystis</i>	3792 +- 394	427+-110
<i>Chlorella</i>	687 +- 88	547+-55
<i>Cryptomonas</i>	112 +- 19	86+-9
<i>Chlamydomonas</i>	29 +- 6	34+-7
<i>Crucigenia</i>	310 +- 58	211+-44
<i>Melosira</i>	309 +- 47	360+-55
Total	5606 +- 486	1895+-326

Tabla 6. Número de algas en reservorio y en planta de tratamiento

Aunque en el estudio no pudieron determinarse cuántas células llegaban dañadas, sus resultados demuestran que debe tenerse en cuenta el sistema de abastecimiento en su totalidad y que las variaciones en las concentraciones de algas pueden ser importantes cuando existen conducciones de gran longitud.

Mouchet y Bonnelye presentan un resumen de las conclusiones surgidas de diversos estudios acerca de la remoción de toxinas:

- Los procesos convencionales de tratamiento no son efectivos para la remoción de toxinas.
- El cloro no resulta efectivo, salvo que se utilicen dosis de 1 a 2 mg/l con un tiempo de contacto de 2 horas. El ozono es más efectivo aún con las dosis usuales de 1-2 mg/l.
- El carbón activo en polvo es eficiente para remover toxinas aunque las dosis necesarias pueden llegar hasta 50-100 mg/l.
- Con el uso de carbón activo granular se logran remociones de 90 a 100% con tiempos de contacto para el lecho vacío de 10 minutos, pero el tiempo de servicio es sólo de unos pocos meses.

Estudios realizados en forma conjunta entre el Centre International de Recherche Sur l'Eau et l'Environnement (CIRSEE) y el Australian Center for Water Quality (ACWQR) puntualizaron algunos puntos importantes como la influencia de la materia orgánica natural (medida como Carbono Orgánico Total) que se encuentra junto con las toxinas en las aguas eutróficas.

A continuación se presenta un resumen de los resultados más importantes del mencionado estudio:

- Ozono

En la **Tabla 7** se presentan datos de remoción de la toxina Nodularin con ozono para diferentes concentraciones de Carbono orgánico total (COT). Los resultados confirman la efectividad del ozono y que la remoción disminuye con la presencia de Materia Orgánica Natural (MON), por lo que deberá determinarse la eficiencia de la aplicación de ozono en cada caso particular.

COT (mg/l)	3,5	0,3
Concentración inicial de toxina(μg/l)	500	88
Ozono residual (mg/l)	0,5	0,005
Tiempo de contacto	10min.	15 seg.
% de Remoción	50	100

Tabla 7. Remoción de la toxina Nodularin mediante ozono para distintas concentraciones de COT

- Aplicación de carbón activo en polvo (CAP)

Las isotermas de adsorción determinadas en agua ultrapura usando carbón activo en polvo indican una alta capacidad de adsorción de toxinas. Los resultados son comparables a los obtenidos con trazas de contaminantes como atrazina.

Se han obtenido remociones de 99% de microcistina (concentración inicial de 50 μg/l) con dosis de carbón de 1,5 mg/l. Sin embargo, en aguas naturales la adsorbabilidad disminuye debido a la presencia de NOM, como puede verse en la **Figura 6** y las dosis a utilizar pueden llegar a 50mg/l.

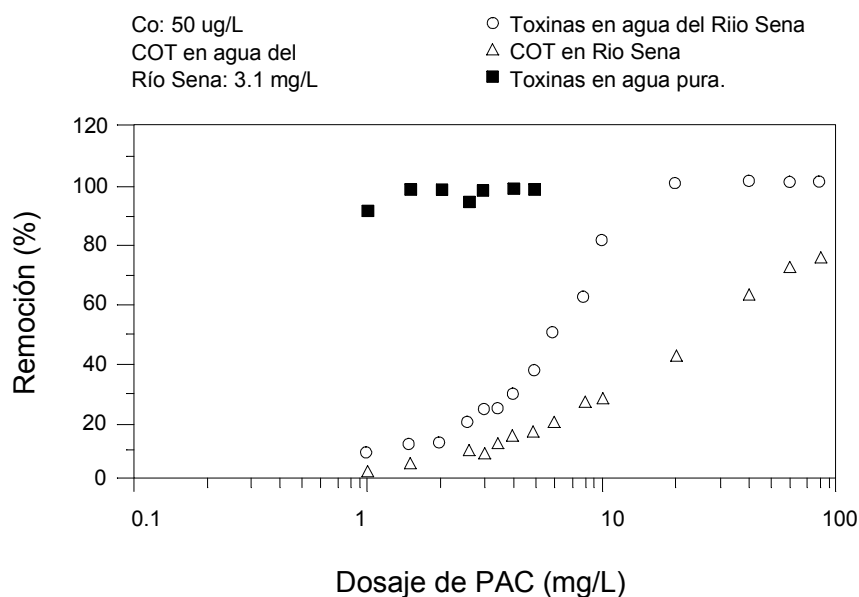


Figura 6. Remociones de microcistina

- Aplicación de carbón activo granular (CAG)

Se llevaron a cabo estudios en filtros experimentales con un tiempo de contacto para el filtro vacío de 7,5 minutos. Se utilizó agua superficial filtrada con una concentración de carbono orgánico disuelto de 5-6 mg/l, sembrada con microcistina con una concentración de 30-50 µg/l.

Los resultados mostraron una remoción mayor al 99% tratando 7000 m³ de agua por m³ de carbón en uno de los filtros utilizados y de 120.000 m³/m³ en el otro.

Los ensayos demostraron que la filtración por CAG puede remover picos de hasta 20 µg/l durante dos semanas, por ejemplo, sin que se haya agotado la capacidad del carbón. Entre la ocurrencia de dos picos, pareciera que las toxinas que quedan retenidas son biodegradadas en forma completa aunque el tiempo necesario puede ser de varias semanas. Como en general, la aparición de toxinas es esporádica, la filtración por CAG puede ser una alternativa conveniente.

7. EXPERIENCIAS EN ARGENTINA SOBRE TRATAMIENTO DE AGUAS EUTRÓFICAS

7.1. EMBALSE PASO DE PIEDRAS, PCIA. DE BUENOS AIRES

El embalse Paso de Piedras, ubicado en el sur de la Pcia. de Buenos Aires abastece de agua potable a las ciudades de Bahía Blanca (270.000 habitantes) y Punta Alta (56.000 habitantes). Es un cuerpo de agua eutrófico con densas poblaciones de algas que causan numerosos problemas en la Planta de Potabilización.

Desde el año 1992 se lleva a cabo un programa de monitoreo del fitoplancton del embalse y de acuerdo a los resultados del mismo, informados por Guerrero pueden diferenciarse dos períodos:

- 1992 a 1996: la Clorofila “a” estuvo comprendida ente 10 y 40 microgramos por litro con alternancia de cianobacterias a fines de verano y otoño, diatomeas en invierno y primavera y cloroficeas en verano.
- 1997 a 1998: la Clorofila “a” se mantuvo en 30 y 90 microgramos por litro y el fitoplancton estuvo dominado por dos especies de reciente aparición como el dinoflagelado *Ceratium* desde el verano hasta mediados de invierno y la diatomea *Stephanodiscus*, desde fines del invierno a la primavera.

Debido a los problemas originados, se realizaron ensayos en planta piloto para evaluar la eficiencia de distintos procesos de tratamiento:

- Microtamizado.
- Flotación por aire disuelto (FAD).
- Sedimentación en mantos de lodos.

En los tres casos el proceso se completó con una filtración convencional en arena. Se lograron mayores eficiencias (70-90%) con flotación en relación a la sedimentación en mantos de lodos (50-80%) y al microtamizado. Las eficiencias finales fueron similares para los tres tratamientos (90-97%), pero las dosis de coagulantes utilizadas en los dos primeros fueron más altas.

7.2. LAGO SAN ROQUE, PCIA. DE CÓRDOBA

El aporte de nutrientes al Lago San Roque, que abastece de agua a la ciudad de Córdoba, ha sufrido un gran incremento en los últimos años y ello ha llevado al desarrollo de cianobacterias, produciéndose a lo largo del año dos o más florecimientos de *Anabaena* y *Microcystis aeruginosa* (Prósperi y Dángelo, 1998). Además de las cianobacterias los principales organismos fitoplanctónicos del lago son las Diatomeas y las Cloroficeas.

La presencia de algas provoca la presencia de olores y sabores desagradables en el agua tratada y por tal motivo se están realizando estudios para optimizar las plantas de potabilización que abastecen a la ciudad de Córdoba. En el Capítulo VIII Tratamientos Especiales Numeral 1 Control de Olor y Sabor de las presentes Fundamentaciones se describió la planta piloto en la que se realizan ensayos de ozonización, flotación y filtración por carbón activo granular.

8. BIBLIOGRAFÍA

- American Water Works Association, Research Foundation (1998) Tratamiento del Agua por Procesos de Membrana, Mc. Graw-Hill.
- Bernhardt H., Clasen, J. (1991) Flocculation of Micro-Organisms Jwater SRT-Aqua Vol. 40 N° 2.
- Di Bernardo, Luiz (1995) Algas e Suas Influencias na Qualidade das Aguas e nas Tecnologias de Tratamento. ABES- Associacao Brasileira de Engenharia Sanitaria e Ambiental.
- Dickens C.W.S., Graham P.M.(1995) The rupture of algae during abstraction from reservoir an the effects on water quality, JWater SRT- Aqqua Vol.44 N° 1.
- Guerrero, J.M.(1998) Monitoreo y Ensayo Piloto de Remoción de Algas Perjudiciales en el Embalse Paso de Las Piedras, Seminario Internacional sobre Identificación de Olores y Sabores en la Producción de Agua Potable. AIDIS, Argentina, Córdoba., Argentina.
- Kaisin, F., (1998) Ejemplos de Restauración de Lagos en Francia, Seminario Internacional sobre Identificación de Olores y Sabores en la Producción de Agua Potable. AIDIS, Argentina, Córdoba., Argentina.
- Margalef, R. (1983) Limnología, Ediciones Omega S.A, Barcelona.
- Mouchet P., Bonnelye V. (1998) Solving algae problems: French Expertise and world – wide applications, J. Water SRT-Aqua Vol.47, N° 3.
- Oskam,G.,van Genderen J.(1994) Eutrophication and Development o Algae in Surface Water- ¿A Threat For the Future?- Special Subject. IWSA Congress.
- Petrusevski, B.van Breemen A.N.,Alaerts, G. (1996) Effect of Permanganate Pre-Treatment and Coagulation With Dual Coagulants in Direct Filtration. Water SRT-Aqqua Vol.45, N° .6.
- Piedrahita, E., Tundisi, T. M. Di Bernardo, L. (1998) Simulação da Remoção de Algas em Lagos Utilizando Sais de Alumínio e de Cobre, XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental , Lima, Perú.
- Prósperi C., D' Angelo R., (1998) Variación de los Olores y Sabores en el Lago San Roque en Relación con el Fitoplancton. Seminario Internacional de Olores y Sabores en la Producción de Agua Potable-AIDIS- Córdoba, Argentina.
- Steynberg M.C.,Guglielmi M.M,Geldanhuys J.C. Pieterse J.H (1996) Chlorine and Chlorine Dioxide: Preoxidants Used us Algocide in Potable Water Plants. Jwater SRT-Aqua Vol.45,N°4.
- Vazquez H., Contento L., Ingallinella A.M., Sanguinetti G., Bachur J., Matiuzi M., (1998) Remoción de Plancton en el Proceso de Filtración Rápida, 10º Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, Revista Ingeniería Sanitaria y Ambiental, N° 38.