

Corso di Formazione *Criteri e metodologie per lo studio ed il controllo delle alghe in acque destinate alla potabilizzazione*.  
AGAC - Reggio Emilia, 2-5 giugno 1997.

# Rassegna delle tecnologie applicate alla rimozione delle tossine algali

Nadia Fontani<sup>1</sup>, Gianluigi Spigoni<sup>1</sup>

## Introduzione

Nelle riserve idriche di acqua dolce, le alghe che possono avere riflessi negativi sulla salute dell'uomo appartengono prevalentemente al gruppo delle Cianoficee o alghe verdi-azzurre.

Questi organismi sono in grado di produrre 2 tipi di tossine: le endotossine, come tutti i procarioti, e le esotossine.

Le endotossine sono di natura lipopolisaccaridica mentre le esotossine si dividono in due sottogruppi, anche in base al loro diverso meccanismo d'azione:

- neurotossine di natura alcaloide quale, ad esempio, l'anatossina dell'*Anabaena flos aquae*
- epatotossine di natura proteica e polipeptidica, di cui le più conosciute sono quelle liberate da *Microcystis aeruginosa* e *Nodularia spumigena*. La maggior parte delle epatotossine, tra le quali soprattutto la microcistina-LR, sono idrofiliche e quindi relativamente solubili in acqua anche se recentemente sono state identificate tossine idrofobiche come la microcistina-LF e la microcistina-LY.

La molecola tossica è normalmente contenuta all'interno della cellula algale e ne vengono rilasciate piccole porzioni solo quando questa viene danneggiata per azione di composti chimici, per effetto meccanico o per lisi cellulare dovuta all'invecchiamento. Danni alla componente cellulare dell'alga avvengono perciò anche quando l'acqua viene trattata e condottata per la distribuzione potabile. Ne consegue che almeno i processi di pre-trattamento dovrebbero essere idonei alla rimozione della biomassa algale evitando però la lisi cellulare.

Le patologie che le alghe tossiche inducono nell'uomo sono tutte di natura cronica e non letali. Nella maggior parte dei casi sono rappresentate da gastroenteriti e scompensi enzimatici dovuti ad una alterata funzionalità epatica.

I generi di Cianoficee di acqua dolce sono 50, ma solo 8 di questi comprendono specie che producono sostanze tossiche:

*Anabaena*  
*Aphanizomenon*  
*Microcystis*  
*Nodularia*  
*Oscillatoria*  
*Coelosphaerium*  
*Gloeotrichia*  
*Nostoc*

Solamente per le prime 4 sono documentati fenomeni di intossicazione di intere comunità che facevano uso di acque superficiali non potabilizzate.

Nonostante si sia manifestato a livello mondiale un interesse crescente sui rischi per la salute associati alla presenza di tossine algali nelle acque utilizzate per il consumo umano, i lavori di ricerca pubblicati in merito a tecnologie per il trattamento di rimozione delle stesse sono relativamente pochi. In particolare sono molto scarse le informazioni inerenti ad esperienze condotte in impianti pilota o funzionanti su scala reale per il trattamento di acque con diverse concentrazioni di tossine algali.

La maggior parte delle ricerche effettuate sui trattamenti delle acque per la rimozione delle tossine algali è incentrata sulle epatotossine ed in particolare sulle microcistine.

I primi studi furono condotti tra la fine degli anni '70 e l'inizio anni '80 quando ancora le tossine non erano

<sup>1</sup> AGAC Reggio Emilia

state caratterizzate chimicamente e quindi le osservazioni valutavano l'abbattimento della sola tossicità acuta. Inoltre i primi studi prendevano in considerazione una sequenza di fasi di trattamento piuttosto che i singoli processi.

Poiché gli studi sulla rimozione delle tossine da cianobatteriche da processi di potabilizzazione sono relativamente limitati, è necessario dedurre le prestazioni degli impianti in scala reale dalle pochissime esperienze disponibili.

### Coagulazione e filtrazione

Le prime ricerche realizzate in laboratorio con bloom di *Microcystis aeruginosa* dimostrarono che la coagulazione con allume seguita da filtrazione su crogiolo di Gooch non otteneva nessuna rimozione della tossicità misurata mediante iniezione intraperitoneale in topini (WHEELER *et al.*, 1942). Questi esperimenti vennero condotti su surnatante di alghe precedentemente congelate e poi sedimentate a 20 °C per 24 ore. Probabilmente la lisi delle cellule ed il conseguente rilascio di tossine provocato dal congelamento spiega la scarsa rimozione di tossicità ottenuta rispetto a quella verificata con cellule algali integre.

Studi di laboratorio condotti in Sud Africa (HOFFMANN, 1976) con alte concentrazioni di tossine (10 mg/l di *M. aeruginosa*) non hanno mostrato riduzione di tossicità su topini nemmeno con 20 mg/l di cloruro ferrico seguito da sedimentazione con e senza filtrazione su sabbia, così come dosando 50 mg/l di calce.

Successivamente studi di laboratorio finlandesi con concentrazioni più basse (30-58 µg/l) di epatotossine purificate ma non identificate di *Microcystis* ed *Oscillatoria*, hanno valutato la coagulazione sia con allume che con cloruro ferrico combinata a filtrazione su sabbia e clorazione (HIMBERG *et al.*, 1989). Dosi di allume tra 36 e 71 mg/l ottennero una riduzione di tossine dell'11-32% mentre 55 mg/l di cloruro ferrico abbattono una frazione anch'essa trascurabile.

Questi ultimi risultati suggeriscono che lo stadio di clorazione con 0,5 mg/l di cloro libero residuo, produce un contributo trascurabile alla rimozione osservata in questi processi combinati.

Anche studi effettuati su impianto pilota da 100 l/h con processo convenzionale a biossido di carbonio, coagulazione con allume, stabilizzazione del pH con calce, sedimentazione e filtrazione su doppio strato sabbia-antracite, non ottennero nessun abbattimento della tossicità relativa a tossine di *Microcystis* congelate ed essiccate (KEIJOLA *et al.*, 1988).

Anche lavori australiani (ROSITANO and NICHOLSON, 1994) hanno dimostrato che la filtrazione su sabbia e la

coagulazione con 2,5 mg/l di solfato ferrico, 8 mg/l di allume e 6,6 mg/l di policloruro di alluminio non riducono la concentrazione delle tossine solubili.

In esperimenti finlandesi (KEIJOLA *et al.*, 1988) non si è ottenuta alcuna riduzione dell'anatossina-a derivante da un bloom di *Anabaena*, né con allume né con cloruro ferrico seguiti da filtrazione e clorazione, se i livelli di tossine erano bassi (20 µg/l).

La stessa filiera di trattamento, ma con acqua contenente 200 µg/l di tossine, rimuove il 14% se si utilizza allume ed il 49% se si utilizza cloruro ferrico.

FALCONER *et al.* (1989) trovarono che 120 mg/l di allume da solo ed in combinazione con polielettroliti, rimuoveva il 20% della tossicità.

Tutti i suddetti lavori non valutarono la rimozione di tossine con coagulazione e filtrazione di cellule algali integre, la quale deve essere estrapolata dall'osservazione degli effetti ottenuti con i pretrattamenti chimici su campioni freschi di fioriture.

Studi canadesi (KENEFFICK *et al.*, 1993 e LAM *et al.*, 1995) dimostrarono che alti dosaggi di calce (70-200 mg/l come Ca(OH)<sub>2</sub>) precipitano le cellule algali senza rilasci misurabili di microcistina-LR nemmeno dopo 10-14 giorni dal trattamento (non produce lisi).

Studi finlandesi evidenziarono una rimozione variabile tra il 14 ed il 99,9% a seconda della dimensione delle cellule algali e delle specie considerate: piccole cellule, colonie distrutte e corti filamenti di *Oscillatoria* passano attraverso i filtri a sabbia rapidi, ma la coagulazione chimica risulta poi efficace alla loro rimozione.

Questi risultati suggeriscono che i coagulanti rimuovono la parte preponderante di tossine intracellulari se le cellule algali vengono rimosse senza distruggere l'integrità delle membrane.

Un altro studio canadese (LAMBERT *et al.*, in stampa) ha monitorato un piccolo impianto a scala reale da 45 m<sup>3</sup>/giorno a servizio di 173 residenti trovando che la coagulazione con allume e filtrazione su sabbia-antracite, otteneva un 50% di rimozione delle microcistine attive totali (misurate attraverso il test di inibizione della fosfatasi) da un'acqua grezza con concentrazioni variabili tra 1,1 e 2,9 µg/l.

### Flottazione con aria disciolta

La DAF differisce dai trattamenti convenzionali dell'acqua in quanto lo step di flocculazione è seguito dall'introduzione di acqua saturata con aria.

L'aria forma bolle minuscole che si attaccano al fiocco e ne provocano la flottazione sulla superficie dell'acqua. Il fiocco e le particelle catturate sono poi rimosse meccanicamente dalla superficie prima della filtrazione.

DRIKAS (1994) riporta che il DAF è sufficiente per la rimozione delle cellule intatte di cianofeece, ma occorre valutare se è più o meno efficace dei processi convenzionali.

### Adsorbimento

#### PAC (POWERED ACTIVATED CARBON)

I primi studi di WHEELER *et al.* (1942) effettuati in laboratorio dimostrarono che il PAC utilizzato in quantità maggiori rispetto a quelle convenzionali, era in grado di rimuovere la tossicità di alti dosaggi di tossine, ma falliva se le concentrazioni iniziali erano modeste.

Esperimenti condotti da HOFFMAN (1976) partendo da alti livelli di tossine (10 mg/l) ottennero i seguenti risultati:

8 mg/l di PAC	non comportano alcuna riduzione
80 mg/l di PAC	rimuovono solo una frazione delle tossine testate
800 mg/l di PAC	garantiscono una riduzione completa.

Studi finlandesi (HIMBERG *et al.*, 1989) hanno ottenuto una riduzione del 13-34% a partire da concentrazioni più basse di tossine (30-58 µg/l) mediante l'utilizzo di 5 mg/l di PAC + coagulazione con allume + filtrazione su sabbia + clorazione.

Studi finlandesi su impianto pilota valutarono l'ozonizzazione a monte di trattamenti convenzionali: 20 mg/l di PAC erano sufficienti a portare l'abbattimento da un 90% ad un 99% (KEIJOLA *et al.*, 1988).

FALCONER *et al.* (1983), saggiando 14 diversi carboni, trovarono che servono da 1 a 10 g/l di PAC per la rimozione completa della tossicità di *M. aeruginosa* misurata mediante saggio su cavie.

DONATI *et al.* (1993) trovarono che 50 µg/l di microcistina-LR in acqua di fiume erano ridotti a 1 µg/l con 35 mg/l di PAC migliori mentre i peggiori ottenevano una riduzione inferiore al 60% anche con dosi di 50 mg/l.

Tra le diverse misure eseguite per valutare le caratteristiche dei carboni attivi (volume dei mesopori, dei micropori, la superficie dell'area di Brunauer-Emmett-Teller, il n° di iodio e di fenolo), il volume dei mesopori (da 2 a 50 nm) fornisce le predizioni migliori sulle performance di riduzione della tossicità e quelli migliori sono quindi risultati i carboni a base di legno (DONATI, 1994).

L'area superficiale, il numero di iodio e di fenolo da soli non dovrebbero essere usati come indicatori dell'efficacia dei carboni in quanto forniscono esclusivamente indicazioni specifiche sull'adsorbimento.

Esperienze condotte sul fiume Senna e su corsi d'acqua canadesi evidenziarono che le sostanze organiche

naturali presenti nelle acque competevano con le tossine algali per gli stessi mesopori, riducendone l'efficacia. Nonostante tale competizione con le sostanze organiche naturali, i carboni con elevato volume dei mesopori sono i più efficaci per la rimozione della microcistina-LR in tutte le acque naturali.

Uno studio canadese ha monitorato per 6 settimane un impianto a servizio di 10.000 abitanti con trattamenti convenzionali di coagulazione con allume e filtrazione mista a cui sono stati aggiunti 30 mg/l di PAC: questa filiera otteneva fino all'82% di rimozione quando il livello di microcistine dell'acqua grezza era circa 0,5 µg/l ma diminuiva al 31% quando la concentrazione era più bassa (LAMBERT *et al.*, 1994).

#### GAC (GRANULAR ACTIVATED CARBON)

Utilizzando estratti di soluzioni di *M. aeruginosa* fatti passare attraverso una colonna di 70 g di GAC, la tossicità acuta saggiata su topini ricompariva nei carboni di qualità peggiore, dopo 35 bed-volumes mentre nei migliori il breakthrough era dopo 350 b-v.

Con un estratto di tossine diluite all'1% fatto passare alla velocità di 5,4 m<sup>3</sup>/h attraverso un filtro a sabbia che incorporava 7-8 cm di GAC e con un EBCT (empty bed contact time) di 0,9 min, il breakthrough di tossicità acuta saggiata su topo, fu osservata dopo 300-900 b-v (8-24 m<sup>3</sup>). In queste condizioni di carico estremo, il tempo di esercizio del filtro era solamente di 7-20 ore; in condizioni più realistiche e con un EBCT di 10 min., il tempo di funzionamento viene stimato in 90-250 giorni (FALCONER *et al.*, 1989).

Studi di laboratorio (KEIJOLA *et al.*, 1988; HIMBERG *et al.*, 1989) con coagulazione con allume, filtrazione su sabbia, GAC e clorazione in cui l'EBCT era di 1,4 min, la velocità di 1 m/h ed il volume trattato corrispondente ad 1 litro di soluzione contenente 30-56 µg di tossine congelate e seccate estratte da *Oscillatoria* e *Microcystis*, ottennero la rimozione del 100%. A causa dei contributi limitati attribuibili al trattamento convenzionale, gran parte della rimozione delle tossine osservata in questi studi finlandesi può essere attribuita con sicurezza all'adsorbimento su GAC.

Test effettuati su pilot-scale (DRIKAS, 1994; BERNAZEAU, 1994) con GAC con EBCT di 7,5 min, alimentati con acqua naturale contenente 5-6 mg/l di carbonio disciolto e inoculata con 30-50 µg/l di microcistina, hanno portato ad un 90% di rimozione di tossine con 7000-12000 b-v ma subito dopo tale capacità scende al 63-49%, probabilmente a causa della saturazione dei GAC con le sostanze disciolte.

Un impianto canadese in scala reale (LAMBERT *et al.*, in stampa) con un trattamento tradizionale e GAC ha ottenuto un 40-60% di rimozione di tossicità (test della fosfatasi) a partire da 0,6-1,2 µg/l confermando l'importanza della saturazione dei carboni in quanto questi erano già in servizio da più di un anno con acque ricche di DOC.

Studi australiani di laboratorio (FALCONER *et al.*, 1989) effettuati con estratti di *Anabaena* fatti passare su colonna di GAC di 70 g, hanno evidenziato che la tossicità acuta saggiata su topo scompariva dopo 35 b-v corrispondenti a soli 5 litri di volume testato.

In impianto pilota con filtrazione su sabbia e 7-8 cm di GAC, il breakthrough di tossicità acuta si ebbe dopo 600-750 b-v.

Esperimenti finlandesi (KEIJOLA *et al.*, 1988) con anatoxina-a derivanti da un bloom tossico di *Anabaena* su GAC con  $v=1$  m/h ed EBCT di 1,4 min, trovarono una rimozione del 90-94% rispettivamente a partire da concentrazioni di 200 e 20 µg/l.

## Ossidazione

### CLORO

Dalle prime prove di laboratorio emerse che la clorazione con 8,4 e 100 mg/l di cloro per 12 ore applicata su campioni concentrati di *M. aeruginosa*, non era in grado di rimuovere la tossicità acuta su topini nemmeno in presenza di quantità sostanziali di disinfettante residuo (WHEELER *et al.*, 1942).

Allo stesso modo HOFFMAN (1976) usando calcio ipoclorito, non ottenne alcuna rimozione di tossicità né con 5 mg/l applicati per 30 min in preclorazione (0,8 mg/l di residuo), né con 5 mg/l per 10 min in postclorazione.

Studi finlandesi con 0,5 mg/l di cloro inseriti in una sequenza convenzionale di trattamento, non evidenziarono la rimozione della tossicità di *Microcystis* e di *Oscillatoria*.

LAMBERT *et al.* (in stampa) ottennero una riduzione trascurabile della microcistina attiva misurata mediante test della fosfatasi, con 0,3-0,5 µg/l.

In contrasto, recenti lavori australiani (NICHOLSON *et al.*, 1994) ottennero ad una distruzione molto efficace di epatotossina, microcistina-LR e nodularina purché in presenza di 0,5 mg/l di cloro residuo dopo 30 min di contatto; l'efficienza era in dipendenza del pH (sotto pH 8).

Le clorammine si sono mostrate completamente inadatte alla rimozione di epatotossine.

La clorazione è risultata fallimentare anche nei confronti di neurotossine ed anatoxina-a in quanto 15 mg/l a pH 7 dopo 30 min di contatto hanno rimosso solo il 16% (ROSITANO e NICHOLSON, 1994).

### OZONO

Studi finlandesi (KEIJOLA *et al.* 1988; HIMBERG *et al.*, 1989) trovarono una rimozione completa della tossicità di *Microcystis* ed *Oscillatoria* con 1 mg/l di ozono in una sequenza di trattamento convenzionale.

Studi analoghi con *Anabaena* mostrarono il 96-100% di rimozione a partire da 20 e 200 µg/l rispettivamente.

Studi australiani (ROSITANO e NICHOLSON, 1994) confermarono che la distruzione di microcistina-LR è molto rapida: con 0,07 mg/l di ozono applicati per 15 sec su 155 µg/l si ottenne il 99% di abbattimento delle tossine. Risultati analoghi sono stati ottenuti con nodularina e con neurotossine.

A causa della presenza di sostanza organica naturale che incrementa la domanda di ossidanti, occorre 1 mg/l di ozono per distruggere la microcistina-LR in acque con livelli di DOC di 8,5 mg/l.

### ALTRI OSSIDANTI

Recenti studi australiani hanno valutato l'efficacia del potassio permanganato, del perossido d'idrogeno e della combinazione di UV con acqua ossigenata quali distruttori della microcistina-LR.

ROSITANO e NICHOLSON (1994) con 1 mg/l di permanganato applicato per 30 min su una concentrazione di tossine di 200 µg/l ottennero una riduzione del 95% che saliva al 100% con dosi maggiori di ossidante. Non furono eseguiti studi sulla pH-dipendenza.

Si sottolinea che deve essere usata particolare attenzione all'utilizzo del permanganato così come per gli altri ossidanti, nella fase di pretrattamento, prima della rimozione della biomassa algale poiché il 40-80% del rilascio di microcistina intracellulare è successivo al dosaggio di 10 mg/l di permanganato (LAM *et al.*, 1995).

20 mg/l di H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> dopo 60 min hanno prodotto solo una distruzione trascurabile di microcistina-LR; se applicati insieme agli UV per 30 min determinano una riduzione del 50% ma studi precedenti con solo raggi UV, avendo prodotto risultati analoghi, portano a concludere che il contributo del perossido è nullo (ROSITANO e NICHOLSON, 1994).

## Tecnologie emergenti

I filtri lenti a sabbia sono stati usati con successo in impianti di trattamento acque scandinavi: più dell'80% di rimozione della tossicità di microcistina-LR, 30-65% di tossine di *Oscillatoria* ed il 70% di anatoxina-a (KEIJOLA *et al.*, 1988).

Nonostante nessun lavoro riporti in modo specifico i risultati ottenuti con carboni attivati biologicamente, au-

tori finlandesi sostengono che la rimozione biologica si potrebbe instaurare in filtri lenti a sabbia.

LAMBERT *et al.* (in stampa) attribuirono la rimozione di microcistina a meccanismi di rimozione biologica in quanto ottenuta in filtri a doppio strato sabbia-GAC funzionanti in scala reale e il cui GAC era già saturato con DOC naturale e quindi potenzialmente inattivo.

D'altra parte utilizzando un GAC da un impianto full-scale con biofilm maturo, non si è ottenuta alcuna riduzione di microcistina nell'arco di 1 mese.

Nessun lavoro riporta l'utilizzo di sistemi a membrana ma si deve supporre siano efficaci alla rimozione delle cellule algali e delle loro tossine intracellulari; tuttavia la rimozione di queste ultime sembrerebbe essere limitata a sistemi di osmosi inversa anche se con acque grezze con tenori elevati di sostanza organica si verificano problemi di sporcamento veloce.

### Conclusioni

Generalmente i processi di trattamento convenzionali, quali la coagulazione e la filtrazione, garantiscono una riduzione limitata delle tossine anche se rimangono di grande utilità per la rimozione delle cellule di cianoficee in grado di produrre tossine che vengono poi rilasciate mediante lisi.

La flottazione con aria disciolta sembra offrire buone prospettive per la rimozione di cellule algali integre, ma necessitano ulteriori studi sulla sua efficacia.

L'adsorbimento su carboni attivi è risultato essere piuttosto efficace anche se le dosi di PAC devono essere superiori rispetto a quelle utilizzate per l'eliminazione degli odori. I risultati sono comunque comparabili con quelli ottenuti per l'abbattimento di microinquinanti tipo atrazina.

I GAC si sono dimostrati molto efficaci nella rimozione di tossicità algale, ma si saturano velocemente con la materia organica quando funzionanti in scala reale.

L'ozono distrugge rapidamente le tossine, ma ha lo svantaggio di dover essere impiegato a dosaggi molto elevati a seguito di tenori elevati di DOC dell'acqua da trattare. Comunque le stesse applicazioni che consentono la disinfezione e l'eliminazione di microinquinanti quali i pesticidi, portano anche all'eliminazione delle tossine più comuni.

Il perossido d'idrogeno è invece risultato inefficace, mentre l'ossidazione con raggi UV e permanganato di potassio ha dato buoni abbattimenti.

La clorazione ha prodotto risultati apparentemente variabili, ma facilmente riconducibili alle diverse condizioni operative valutate ed ai livelli di materia organica presente nell'acqua da trattare. Una distruzione efficace

richiede 0,5 mg/l di cloro libero residuo, un tempo di contatto di 30 min ed un pH inferiore a 8. L'uso di alti dosaggi di cloro in acque con elevata clororichiesta introduce però il problema della formazione di trialometani.

Le clorammine sono inefficaci costituendo un problema notevole in quelle acque che tendono a formare clorammine a seguito di processi di clorazione.

Il punto di applicazione di molti ossidanti costituisce una variabile fondamentale nella riduzione del livello di tossicità: la preossidazione rimuove solo le alghe flagellate mentre quelle coloniali si frazionano solamente e superano così più facilmente le barriere o causano la lisi delle cellule algali rilasciando le tossine nell'acqua.

L'uso di ossidanti a monte della rimozione cellulare dovrebbe essere usato con molta cautela.

Un notevole contributo alla rimozione dei peptidi tossici giunge da parte dell'attività biologica ma questo approccio necessita di ulteriori approfondimenti e ricerche specifiche che ne quantifichino l'efficacia.

Il derivare acqua grezza a livelli variabili da bacini potrebbe risultare vantaggioso, sebbene alcune specie di cianobatteri colonizzino diversi livelli della colonna d'acqua grazie alla loro abilità ad utilizzare vacuoli di gas per il controllo della galleggiabilità.

**Bibliografia**

- A.W.W.A. - 1995. Cyanobacterial (blue-green algal) toxins: a resource guide. 145-158.
- BERNAZEAU F., BAUDIN I., PIERONNE P., BRUCHET A., ANSELME C. - 1995. Traitement des problèmes des toxines générées par les algues. *T.S.M.*, **10**: 747-748.
- BERNAZEAU F. - 1994. Can Microcystins Enter Drinking Water Distribution Systems? In *Proc. of Toxic Cyanobacteria: Current Status of Research and Management*. Salisbury, Australia: Australian Centre for Water Quality Research.
- BRENTON C., NICHOLSON B.C., ROSITANO J., BURCH D. - 1994. Destruction of cyanobacterial peptide hepatotoxins by chlorine and chloramine. *Water Research*, **28** (6): 1297-1303.
- DONATI C., DRIKAS M., HAYES R., NEWCOMBE G. - 1993. Adsorption of Microcystin-LR by Powered Activated Carbon. *Water J. Australian & Wastewater Assoc.*, **20** (3): 25-28.
- DONATI C., DRIKAS M., HAYES R., NEWCOMBE G. - 1994. Microcystin-LR adsorption by powered activated carbon. *Water Research*, **28** (8): 1735-1742.
- DRIKAS M. - 1994. Control and/or Removal of Algal Toxins. In *Proc. of Toxic Cyanobacteria: Current Status of Research and Management*. Salisbury, Australia: Australian Centre for Water Quality Research.
- FALCONER I.R., RUNNEGAR M., BUCKLEY T., HUYN V., BRADSHAW P. - 1989. Using Activated Carbon to Remove Toxicity from Drinking Water Containing Cyanobacterial Blooms. *Jour. AWWA*, **81** (2): 102-105.
- HIMBERG K., KEIJOLA A.M., HSVIRTA L., PYYSALO H., SIVONEN K. - 1989. The Effect of Water Treatment Processes on the Removal of Hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria* Cyanobacteria: a Laboratory Study, *Water Research*, **23** (8): 979-984.
- HOFFMAN J.R.H. - 1976. Removal of Microcystis Toxins in Water Purification Processes. *Water SA.*, **2** (2): 58-60.
- KEIJOLA A.M., HIMBERG K., HSVIRTA L., SIVONEN K., HIISSVIRTA L. - 1988. Removal of Cyanobacterial Toxins in water Treatment Processes: Laboratory and Pilot-Scale Experiments. *Toxicity Assessment*, **3**: 643-656.
- KENEFICK S.L., HRUDEY S.E., PETERSON H.G., PREPAS E.E. - 1993. Toxin Release from *Microcystis aeruginosa* After Chemical Treatment. *Water Sci. Technol.* **27** (3/4): 433-440.
- LAM A., PREPAS E., SPINK D., HRUDEY S.E. - 1995. Control of Hepatotoxic Phytoplankton Blooms: Implications for Human Health. *Water Research*, **29**: 1845-1854.
- LAMBERT T.W., HOLMES C:F.B., HRUDEY S.E. - Forthcoming. Adsorption of Microcystin-LR by Activated Carbon and Microcystin Removal in Full Scale Water Treatment. *Water Research*, (in stampa).
- LAMBERT T.W., BOLAND M.P., HOLMES C:F.B., HRUDEY S.E. - 1994. Quantitation of the Microcystin Hepatotoxins in Water at Environmentally Relevant Concentration with the Protein Phosphatase Bioassay. *Environ. Sci. Technol.*, **28** (4): 753-755.
- ROSITANO J., NICHOLSON B.C. - 1994. *Water Treatment Techniques for the Removal of Cyanobacterial Toxins from Water*. Salisbury, South Australia: Australian Centre for Water Treatment and Water Quality Research.
- WHEELER R.E., LACKEY J.B., SCHOTT S. - 1942. A Contribution on the Toxicity of Algae. *Public Health Rep.*, **57** (45): 1695-1701.