

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.

## Esperienze sul controllo e la rimozione delle alghe da acque destinate alla potabilizzazione

Lorenza Meucci<sup>1</sup>, Donatella Giacosa<sup>1</sup>

### Introduzione

Le problematiche che possono essere causate dalle alghe negli acquedotti sono principalmente legate alla loro presenza nell'acqua grezza; alcuni trattamenti, in particolare quelli che prevedono processi di tipo biologico, possono favorire il loro ulteriore sviluppo all'interno del ciclo di potabilizzazione e della rete di distribuzione. In genere la problematica principale generata dalla presenza di alghe è l'insorgenza di gusti ed odori sgradevoli, causati dal rilascio di alcune molecole sia da parte degli organismi viventi, sia da parte di quelli morti o in decomposizione; tali molecole sono rimosse dall'acqua mediante i successivi trattamenti, ma spesso l'abbattimento non risulta completo e quindi, essendo la soglia di percezione molto bassa, il problema permane a meno che non si adottino particolari accorgimenti.

Un altro inconveniente causato dalle alghe che si può verificare negli impianti di trattamento è l'eccessivo intasamento dei filtri; infatti un'ingente fioritura algale, in particolare di diatomee, può dar luogo ad una pellicola sulla superficie filtrante che accorcia in modo sostanziale l'intervallo di controlavaggio e che comporta un maggiore spreco di acqua pulita per l'esecuzione di tale operazione. Inoltre, all'interno dei bacini di accumulo un'eccessiva proliferazione algale può produrre un rapido consumo dell'ossigeno durante la fase di decadimento, provocando talvolta addirittura moria di pesci; in alcuni casi si assiste anche alla produzione di particolari tossine che, secondo la letteratura, hanno causato la morte di mucche, cavalli e altri animali che si abbeveravano da tali invasi, tossine

per le quali esiste qualche evidenza di pericolosità anche per l'uomo (AWWA, 1995).

Negli acquedotti gli studi su questo argomento sono stati mirati per lo più in due direzioni, ovvero la valutazione del carico algale presente attraverso la misura della clorofilla o della conta algale e la successiva stima della rimozione operata dai vari trattamenti di potabilizzazione oppure, soprattutto negli ultimi anni, l'identificazione delle alghe possibili produttrici di tossine e la ricerca mediante analisi chimica di queste molecole.

In generale il metodo più utilizzato dagli acquedotti per il controllo del fitoplancton all'interno di laghi o bacini dai quali si preleva per la potabilizzazione è stata l'applicazione di solfato di rame in quantità funzione del pH e dell'alcalinità dell'acqua (esistono in particolare valori tipici di dosaggio del sale per unità di superficie). Va peraltro evidenziato che quantità eccessive di rame, una volta incorporate nei sedimenti, possono risultare tossiche per gli organismi bentonici necessari per la vita dell'invaso, e pertanto opportuni programmi di monitoraggio in tal senso devono essere condotti. La strategia preventiva del controllo dei nutrienti, ad esempio attraverso la precipitazione dei fosfati, dovrebbe risultare la scelta migliore ma spesso è quella meno attuabile; viceversa, il ricorso alla destratificazione –ottenuta con varie tecnologie– può risultare costosa ma tecnicamente fattibile.

La rimozione del fitoplancton all'interno degli impianti di trattamento può avvenire in vari modi ed è in genere completata attraverso gli stadi successivi previsti nella filiera; il trattamento ritenuto più efficiente nella rimozione delle alghe è la coagulazione, che però non sembra essere efficace per l'abbattimento delle tossine

<sup>1</sup> Azienda Acque Metropolitane Torino S.p.A.,  
Corso XI Febbraio, 14 - 10100 Torino

prodotte dalle Cianobatteriacee; fra gli ossidanti, quello che sembra produrre i migliori risultati è il biossido di cloro in confronto con il cloro e l'ozono. I trattamenti di filtrazione in genere sono efficaci, con differenze anche importanti a seconda del tipo di alghe da rimuovere, ma va detto che, qualora il carico algale sia rilevante, tali processi, se non preceduti da uno stadio di coagulazione, possono risultare troppo onerosi dal punto di vista economico. Un processo che può risultare estremamente promettente soprattutto per la rimozione delle Cianofitee è la flottazione.

L'Azienda Acque Metropolitane Torino S.p.A. distribuisce acqua potabile in quantità pari ad oltre 150 milioni di metri cubi all'anno ad una popolazione di 1.200.000 abitanti comprendente, oltre alla città di Torino, circa 30 comuni limitrofi; per il 70% l'acqua captata è di origine sotterranea (della quale una frazione importante è sottoposta a trattamenti per la rimozione del ferro e del manganese o di erbicidi o di solventi clorurati), per il 20-25% di origine superficiale (fiume Po), mentre la restante, con percentuale variabile compresa fra il 5 ed il 10%, proviene dai due primi acquedotti torinesi ad acqua sorgiva di Sangano e di Pian della Mussa. Tutta l'acqua erogata è sottoposta a trattamento di disinfezione finale; in particolare, l'acqua di origine superficiale è trattata con biossido di cloro mentre quella di origine sotterranea prevalentemente con ipoclorito di sodio ed in alcune applicazioni

con raggi ultravioletti. L'acqua di origine superficiale viene trattata in tre impianti, che captano l'acqua del fiume Po, per una potenzialità complessiva di erogazione di oltre 216.000 m<sup>3</sup>/d. Gli impianti –denominati Po 1, Po 2 e Po 3 secondo l'ordine di realizzazione– hanno subito nel corso degli anni delle modifiche anche sostanziali per poter far fronte all'evolversi delle esigenze di qualità; in particolare, il ciclo di trattamento dell'impianto Po 3 è stato modificato rispetto al ciclo utilizzato al momento della realizzazione, soprattutto negli ultimi anni, con l'introduzione di processi di tipo biologico (in Fig. 1 sono riportati gli schemi attuali di trattamento). In particolare, nell'impianto Po 3 due terzi della produzione sfruttano per la rimozione dell'ammoniaca i processi biologici che avvengono all'interno dei letti a carbone attivo, mentre l'altro terzo della portata influente viene tuttora trattato in modo chimico, ovvero mediante clorazione nel bacino di chiariflocculazione. Recentemente è stato avviato un progetto di rilocalizzazione della derivazione fluviale alcuni chilometri a monte rispetto all'attuale opera di presa (situata alle porte della città di Torino) allo scopo di migliorare la qualità dell'acqua grezza; è stato inoltre deciso di avviare una sperimentazione, della durata di due anni ed iniziata alla fine del 1995, relativa ai vantaggi ottenibili in termini di conduzione dei processi di potabilizzazione dallo sfruttamento di un bacino preesistente (derivato dall'attività di estrazione di sabbia) come bacino

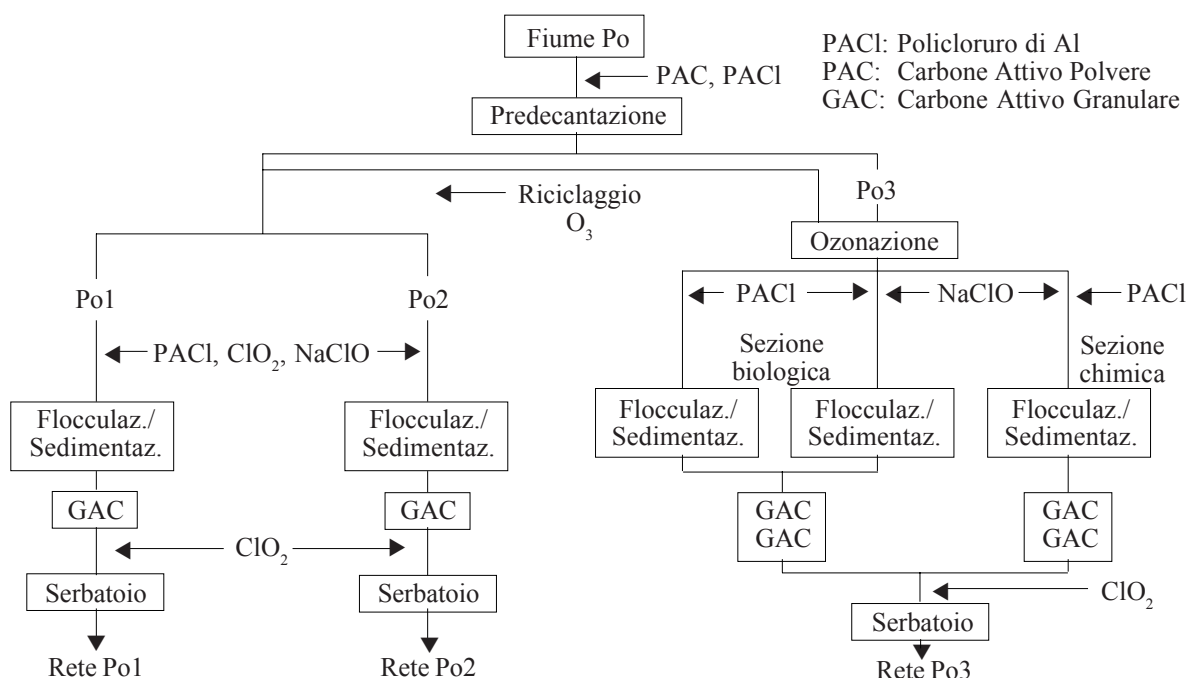


Fig. 1. Schema dei trattamenti operati dagli impianti di acqua di origine superficiale

di prelagunaggio dell'acqua grezza captata dal fiume.

Ormai da alcuni anni sono state intraprese presso la nostra Azienda alcune indagini nel campo del controllo e della rimozione delle alghe dalle acque grezze e dalle acque potabilizzate (MERLO *et al.*, 1995), indagini che possono essere riassunte nei seguenti punti:

- valutazione del carico algale presente nelle acque grezze di origine superficiale, sia in termini numerici totali che di classi dominanti;
- abbattimento del carico algale realizzato dai singoli stadi di potabilizzazione nei processi di trattamento delle acque di origine superficiale (differenza fra processi di tipo chimico e biologico);
- valutazione della potenzialità di un'acqua a favorire la crescita algale mediante test di simulazione su acque di origine superficiale e sotterranea trattate con tipi diversi di ossidanti disinfettanti;
- simulazione mediante prove batch di laboratorio di alcuni processi di potabilizzazione per la valutazione del rendimento nella rimozione del carico algale;
- studio dell'evoluzione dello stato trofico di un bacino di lagunaggio utilizzato in fase di pretrattamento degli impianti di potabilizzazione di acqua superficiale;
- influenza della proliferazione algale all'interno del bacino di lagunaggio sopra nominato sui successivi processi di potabilizzazione.

Nel seguito sono sinteticamente descritte le indagini condotte ed i risultati ottenuti nell'ambito dei punti sopra indicati; va detto che le indagini previste per la sperimen-

tazione del bacino di lagunaggio sono tuttora in corso, e che pertanto i risultati nel seguito riportati sono da ritenersi parziali ed in via di approfondimento (AZZI e DI NATALE, 1997); è inoltre prevista nel corso del 1997 la valutazione della presenza di tossine algali nell'acqua effluente da tale bacino sia mediante test di tipo immunoenzimatico, sia mediante analisi in gascromatografia di massa ed in cromatografia liquida ad alta pressione.

#### Valutazione del carico algale presente nelle acque di origine superficiale

La presenza di alghe nell'acqua grezza risulta complessivamente contenuta, nonostante i valori piuttosto elevati di nutrienti riscontrati praticamente durante tutto l'anno (Tab. 1); tale osservazione risulta evidente sia attraverso la conta delle alghe, sia attraverso la determinazione della clorofilla. Si assiste talvolta a qualche episodio di fioritura, soprattutto riguardante le Diatomee, ma complessivamente la qualità dell'acqua in tal senso può essere considerata buona.

Negli anni di particolare siccità si sono riscontrati problemi nella conduzione del processo di chiariflocculazione, attribuibili probabilmente proprio ad una maggior proliferazione algale causata dal maggior ristagno dell'acqua. L'esame dei campioni raccolti ha portato a classificare oltre 60 specie algali distribuite in 38 generi, appartenenti alle seguenti classi: Diatomee con 16 specie, Cloroficee con 12 specie, Cianoficee con 8 specie ed infine Crisoficee con 2 specie.

**Tab. 1.** Caratteristiche dell'acqua grezza di origine superficiale (fiume Po)

PARAMETRO	UNITA'	MIN	MED	MAX
pH	unità pH	7,28	7,63	8,00
Cond. Elettrica	$\mu\text{S/cm}$	200	405	520
Torbidità	NTU	1,5	21,1	1400
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	5,0	13,8	23,0
Ossigeno	$\text{mg O}_2/\text{L}$	8,0	9,9	11,5
Durezza	$^{\circ}\text{F}$	9,2	20,2	27,0
T.O.C.	$\text{mg C/L}$	0,9	1,9	8,5
Ammoniaca	$\mu\text{g NH}_4/\text{L}$	80	270	940
Nitriti	$\mu\text{g NO}_2/\text{L}$	60	170	380
Nitrati	$\mu\text{g NO}_3/\text{L}$	7,6	12,6	19,4
Ferro	$\mu\text{g Fe/L}$	10	150	700
Manganese	$\mu\text{g Mn/L}$	18	21	26
Solfati	$\text{mg SO}_4/\text{L}$	48,8	77,2	103,0
Fosforo	$\mu\text{g P}_2\text{O}_5/\text{L}$	80	230	960
Clorofilla a	$\mu\text{g/L}$	0,8	2,4	6,9
alghe	cellule/ml	327	1226	2920

### Abbattimento del carico algale realizzato dai singoli stadi di potabilizzazione nei processi di trattamento delle acque di origine superficiale

La presenza di fitoplancton nell'acqua trattata (intendendo con tale termine l'acqua effluente dai bacini di chiariflocculazione) e nell'acqua filtrata (che può essere considerata in prima approssimazione coincidente con quella erogata) risulta complessivamente contenuta, come peraltro già osservato per quanto riguarda l'acqua grezza. Il trattamento più efficace in termini di rimozione algale è la chiariflocculazione (range 85-95% di abbattimento); un'ulteriore rimozione (fino ad ottenere oltre il 99% rispetto al valore dell'acqua grezza) si osserva nella fase di filtrazione su carbone attivo granulare.

La contaminazione dell'acqua filtrata (prodotta esclusivamente da Diatomee) risulta essere molto contenuta (inferiore a 10 cell/mL). Nella Tab. 2 sono riportati i valori di alghe riscontrati nei singoli stadi dei trattamenti durante il periodo di monitoraggio e la relativa ripartizione in classi. Nel bacino di chiariflocculazione "biologico", ovvero senza presenza di ossidante residuo, sono risultate in quantità superiore rispetto a quello chimico tutte e tre le classi delle Diatomee, delle Cloroficee e delle Cianoficee; le Cloroficee, in particolare, sono presenti in numero assai limitato nel bacino chimico, mentre costituiscono la classe dominante in quelli biologici.

Particolare attenzione è stata dedicata alla contaminazione algale effluente dagli stadi dei trattamenti chimici e biologici; a questo proposito si è osservato che per quanto riguarda le classi delle Cloroficee e delle Cianoficee (presenti queste ultime in numero maggiore) non si è rilevata differenza nelle acque effluenti dai filtri chimici e biologici; viceversa le Diatomee, che sono la classe dominante, sono presenti in alcuni filtri biologici in numero superiore.

Nella Fig. 2 sono diagrammati i risultati ottenuti rapportando i valori relativi alla contaminazione di ogni singolo filtro con il minimo (contaminazione algale più bassa) ed il massimo (contaminazione algale più elevata) riscontrati in ogni campionamento ed effettuando quindi la media relativa ai 10 campionamenti eseguiti (i valori di

maggior contaminazione evidenti per il filtro 1 sono connesse con problematiche durante la prima fase di lavaggio).

### Valutazione della potenziale ricrescita algale all'interno della rete di distribuzione

Allo scopo di valutare la stabilità nel tempo di tipologie di acque diverse nei confronti di alcuni parametri chimici e biologici, è stata realizzata una simulazione prelevando alcuni campioni della stessa acqua nello stesso momento, campioni che sono stati conservati e successivamente analizzati con scadenze prestabilite (fino ad alcuni mesi). Questa indagine è stata eseguita su otto acque erogate diverse, ovvero un'acqua di origine superficiale sottoposta al ciclo di trattamento già descritto con disinfezione finale a biossido di cloro e sette acque di origine sotterranea, in alcuni casi sottoposte a disinfezione con ipoclorito di sodio, in altri con raggi ultravioletti, in un caso con biossido di cloro ed in un altro caso senza disinfezione finale (MEUCCI *et al.*, 1996).

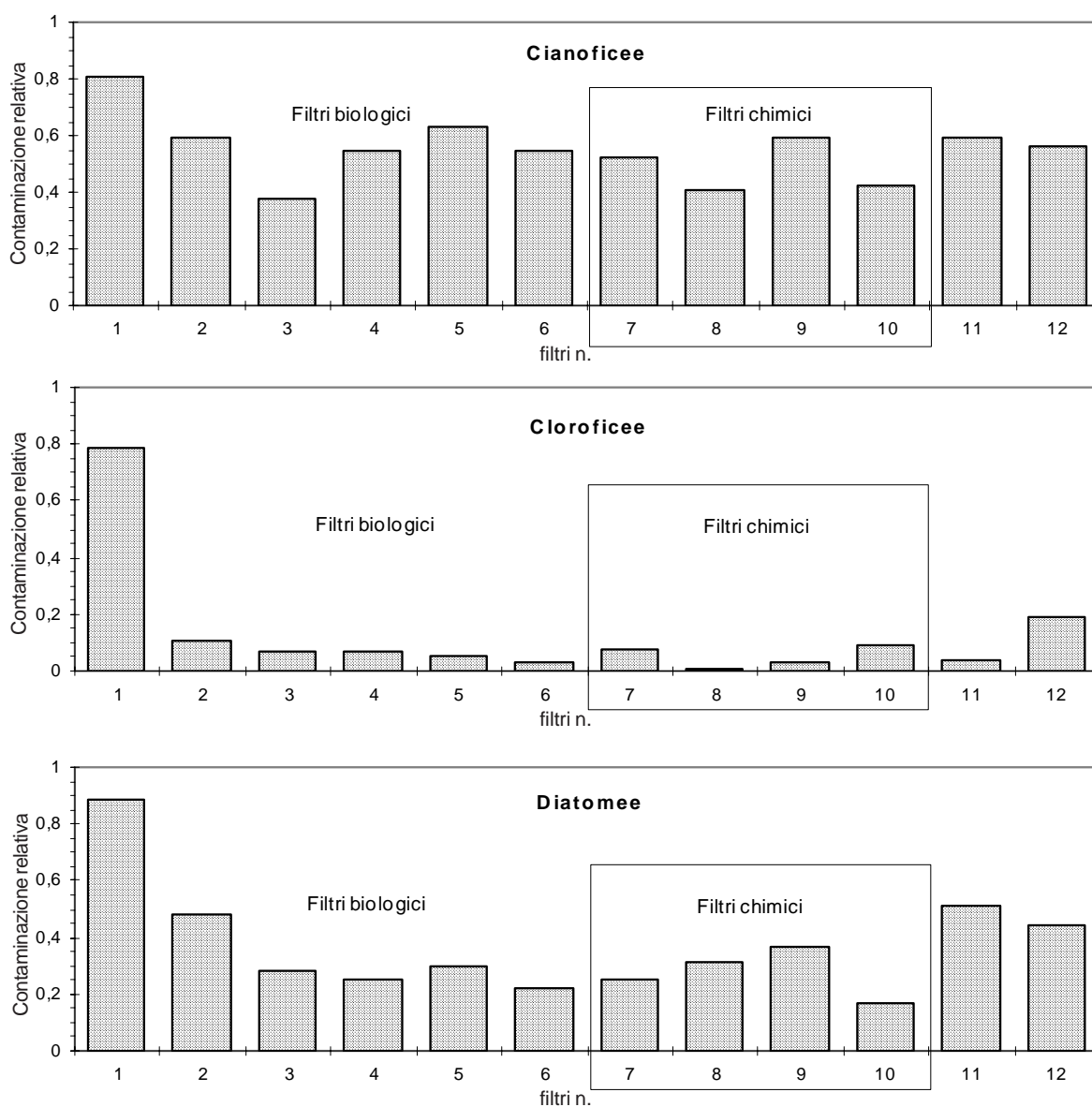
Pur essendo la quantità di alghe presente al momento del prelievo estremamente contenuta e confrontabile in tutti i campioni (<50 cellule/mL), alcuni campioni a distanza di alcuni mesi hanno presentato una notevole proliferazione algale (evidente a occhio nudo), in particolare un campione trattato con UV e il campione nel quale non era stato dosato alcun disinfettante; in entrambi i casi queste acque erano di provenienza sotterranea, mentre l'acqua di origine superficiale, caratterizzata dalla presenza di alghe ovviamente più elevata nella relativa acqua grezza, non ha mostrato alcuna crescita. Ciò conferma l'efficienza del trattamento operato sulle acque di origine superficiale nel suo complesso per la rimozione del carico algale, ed in particolare le prestazioni come algicida del biossido di cloro dosato in disinfezione finale.

### Simulazione mediante prove batch di laboratorio di alcuni processi di potabilizzazione

Le prove effettuate laboratorio tramite jar-test hanno evidenziato una maggiore efficienza dei trattamenti coagulazione e flocculazione (rimozioni superiori al 90%)

**Tab. 2.** Presenza di fitoplancton negli stadi dei trattamenti di potabilizzazione delle acque di origine superficiale (impianti Po1/Po2 e Po3).

PRELIEVO	Range n./ml	Diatomee %	Cloroficee %	Cianoficee %
Grezza	200-2000	87	8	5
Trattata Po1/2	50-200	77	6	17
Trattata Po3	20-150	73	3	24
Filtrata Po1/2	<10	51	32	17
Filtrata Po3	<10	72	4	24



**Fig. 2.** Contaminazione algale effluente dai filtri chimici e biologici

rispetto a quelli di ossidazione; fra gli ossidanti testati, il più efficace è risultato il biossido di cloro con rimozioni del 30% sulle quali non hanno avuto influenza né il tempo di contatto (sono sufficienti tempi inferiori a 20') né il dosaggio. Quasi del tutto ininfluenti sono risultati i trattamenti con ozono e con ipoclorito, come anche il trattamento ozono/perossido di idrogeno. Fra i coagulanti testati (policloruri e policlorosolfati di alluminio) non sono state evidenziate differenze rilevanti tranne per quelli a concentrazione di principio attivo ( $Al_2O_3$ ) al 18%, che sono risultati i più scarsi (rimozione inferiore al 90%).

### **Evoluzione dello stato trofico di un bacino di lagunaggio**

Nell'ambito della valutazione dell'evoluzione delle caratteristiche delle acque sottoposte a pretrattamento di lagunaggio, particolare attenzione è stata rivolta allo studio dello stato trofico del bacino utilizzato. L'eutrofizzazione di un invaso destinato a fornire acqua per potabilizzazione costituisce infatti il principale deterrente contro l'adozione di tale pretrattamento a causa dei problemi che può generare, sia in termini di qualità della risorsa idrica che in fase di trattamento.

Lo stato trofico di un corpo idrico può essere valutato,

in prima approssimazione, attraverso alcuni indici. Gli indici più diffusi sono basati su parametri che valutano la presenza di nutrienti (solitamente il fosforo che è considerato in genere il nutriente limitante) o di biomassa algale attraverso l'analisi del pigmento fotosintetico più comune, cioè la clorofilla *a*, o, più specificamente, lo spessore dello strato fotico (disco Secchi).

Gli indici di stato trofico TSI (Trophic State Index), pur fornendo indicazioni rapide e di semplice esecuzione, rappresentano una valutazione istantanea della qualità dell'invaso e sono poco informativi sull'evoluzione della qualità del corpo idrico e sulle eventuali strategie da adottare per limitare le fioriture algali. Molti parametri possono quindi essere utilizzati per verificare la presenza di condizioni adatte all'instaurarsi di fioriture algali quali, ad esempio, la temperatura, la profondità, la morfologia del bacino e le sue condizioni idrodinamiche.

Lo stato trofico può essere valutato in modo più approfondito anche attraverso lo studio della variazione di altri parametri collegati alla crescita o alla decomposizione della biomassa algale quali l'ossigeno disciolto, che aumenta con l'attività fotosintetica e diminuisce in seguito all'ossidazione della biomassa; l'ammoniaca, che presenta valori elevati in condizioni di ipossia; lo ione nitrato, che diminuisce in seguito ad ipossia; il pH, che aumenta in seguito ad elevata attività fotosintetica. La variazione di questi parametri, tuttavia, è sempre abbastanza contenuta e richiede pertanto un numero elevato di rilievi lungo gli assi verticale ed orizzontale del bacino.

Gli invasi artificiali inoltre, spesso a causa delle condizioni idrologiche imposte, presentano degli ecosistemi atipici rispetto ai laghi naturali essendo infatti caratterizzati da una maggiore instabilità, da bassi indici di diversità biologica, e dalla presenza di organismi cosmopoliti e di ecosistemi ibridi lacustri-fluviali.

La conoscenza della composizione della biocenosi fitoplanctonica, pur essendo di più complessa determinazione, fornisce in genere la miglior valutazione sia dello stato trofico del corpo idrico, che della sua idoneità al trattamento per la produzione di acqua destinata al consumo umano. Nel caso in oggetto, il bacino di lagunaggio presentava in condizioni statiche uno stato di mesotrofia avanzata, con dominanza numerica di Cianofitee e frequenti fioriture di specie diverse, alcune delle quali indicatrici di eutrofia. Anche la determinazione degli indici TSI, valutati attraverso il rilievo con il disco Secchi ed il contenuto di fosforo totale, portavano alle stesse conclusioni (valori di TSI intorno a 50).

Con la variazione delle condizioni idrodinamiche—ovvero durante il periodo di sperimentazione nel corso del quale una portata di acqua, pari a circa 1000 L/s, veniva prelevata dal fiume Po e, dopo una permanenza

teorica all'interno del bacino di 18 giorni, veniva reimessa nel corso d'acqua—si è riscontrata una diminuzione del biovolume annuo medio e delle Cianofitee e, viceversa, un aumento dell'ultraplancton e del numero delle specie fito e zooplanctoniche, indicando sia una regressione che una maggiore variabilità dello stato trofico del bacino considerato.

Basandosi su campionamenti a frequenza circa mensile, si è potuto osservare la corrispondenza dei TSI calcolati attraverso i singoli parametri (ovvero clorofilla, fosforo totale e disco Secchi) soltanto nei mesi estivi (giugno, luglio e agosto), individuando in tali periodi il fosforo come fattore limitante. Nei mesi di novembre, dicembre, gennaio, marzo e aprile, il fattore limitante è risultata la luce solare. Dalle informazioni desunte da questa serie di indagini, attribuendo un maggior peso all'informazione ottenuta attraverso il TSI calcolato sulla clorofilla *a*, si è rilevato uno stato di eutrofia nel campionamento del mese di maggio, una condizione di oligotrofia nei mesi di ottobre, novembre, dicembre, aprile e giugno, ed infine una di mesotrofia negli altri campionamenti.

#### **Influenza della proliferazione algale sulla conduzione dei processi di potabilizzazione**

Numerosi sono gli inconvenienti collegati all'incremento della biomassa algale, sia in termini di costo di produzione di acqua potabile che di qualità del prodotto finale. Di seguito vengono riportate le osservazioni di alcuni effetti causati dalla proliferazione algale all'interno del bacino di lagunaggio (ROVERI *et al.*, 1997); tali osservazioni sono state ricavate tramite test di simulazione dei trattamenti di potabilizzazione condotti sulle acque prelevate all'ingresso ed all'uscita del bacino in oggetto.

##### **RIDUZIONE DELLA FILTRABILITÀ.**

La presenza di alghe ostacola la filtrazione, riducendone la velocità. L'entità di tale rallentamento osservato sui campioni effluenti dal bacino rispetto a quelli influenti, è stata quantificata nell'11% nonostante la misura della torbidità sui medesimi campioni mostri mediamente un valore decisamente inferiore (65%) in uscita dal bacino rispetto all'ingresso, il che conferma l'effetto negativo prodotto dalla presenza delle alghe.

##### **AUMENTO DEL POTENZIALE DI FORMAZIONE DI COMPOSTI ORGANOALOGENATI.**

Attraverso i parametri TTHMFP (ovvero Trihalomethane Formation Potential) e AOXFP (Adsorbable Organic Halides Formation Potential), che forniscono una stima della possibile produzione di sottoprodotti della disinfezione, si è evidenziato nell'acqua effluente dal bacino un aumento contenuto (attorno al 4%) dei trihalometani ed un

aumento più cospicuo (del 17%) degli organoalogenati adsorbibili, rispetto all'acqua influente. Tale incremento, segnalato in letteratura, è collegato alla presenza sia di metaboliti algali che di molecole della matrice extracellulare.

#### INFLUENZA SULLA CHIARIFLOCCULAZIONE.

La presenza di alghe può influenzare la resa di questo processo: nel presente caso si è osservato, a fronte di un abbattimento della torbidità quantificabile nel 65% circa, una riduzione media solo del 25% della dose ottimale di flocculante richiesta per trattare l'acqua sottoposta a lagunaggio rispetto all'acqua grezza del fiume. L'entità del peggioramento del processo della coagulazione varia comunque con i diversi tipi di alghe, ed è solitamente più marcata con le alghe verdi rispetto alle Diatomee.

#### INFLUENZA SULLA CLORORICHIESTA.

I campioni prelevati in uscita dal bacino di lagunaggio hanno mostrato in media un contenuto di ammoniaca inferiore del 53% rispetto a quelli prelevati in ingresso. Tale riduzione comporta teoricamente una diminuzione proporzionale della dose di cloro richiesta per assicurare l'ossidazione dell'ammoniaca e delle altre sostanze ossidabili presenti. La riduzione della cloro richiesta, osservata mediante la misura del cloro residuo effettuata ad opportuni intervalli di tempo di contatto, è risultata variabile dal 12 al 20%, quindi decisamente inferiore al valore atteso in base all'abbattimento dell'ammoniaca evidenziando pertanto nella acqua effluente dal bacino la presenza di una maggior quantità di materiale ossidabile, diverso dall'ammoniaca, rispetto all'influente.

#### Ringraziamenti

Gli studi descritti sinteticamente in questo elaborato sono stati condotti con la preziosa collaborazione della Dott. Cinzia Zugolaro e dei p.c. Gianluca Bocina ed Emilia Di Nardo.

#### Riferimenti bibliografici

AMERICAN WATER ASSOCIATION - 1995. Problem Organism in Water: identification and Treatment. American Water Association Manual.

AZZI L., DI NATALE F. - 1997. Indagine sui popolamenti fito- e zooplanctonici del bacino di lagunaggio di La Loggia. *Centro Ricerche in Ecologia e scienze del Territorio*, Torino.

MERLO G., ZUGOLARO C., BOCINA G., MEUCCI L. - 1995. Presenza di fitoplancton negli impianti di potabilizzazione di acqua superficiale. Atti Convegno *"Biologo oggi: una realtà scientifica professionale in evoluzione"*, Torino.

MEUCCI L., GIACOSA D., DI NARDO E. - 1996. La formazione di sottoprodotti indesiderabili a seguito dei trattamenti di potabilizzazione di acque superficiali. Atti Convegno *"Trattamenti delle acque primarie"*, Bressanone.

ROVERI C., GENON G., MEUCCI L., - 1997. Primi risultati della sperimentazione di un pretrattamento di lagunaggio. Atti Convegno dell'*Associazione Ingegneria Sanitaria*, (accettato per la pubblicazione), Ravello.