

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

Oswaldo Conio¹, Franca Palumbo¹

Introduzione

La crescente richiesta di acque destinate a scopo potabile ha portato sempre più frequentemente all'utilizzazione di acque superficiali di fiumi e di laghi, le cui acque possono avere elevati livelli trofici. I livelli di nutrienti, soprattutto azoto e fosforo, possono derivare dal semplice dilavamento di terreni agricoli o di aree disboscate, ma anche dall'impatto di acque reflue da insediamenti civili e produttivi.

Nelle acque superficiali il numero di alghe presenta variazioni da poche unità a milioni di organismi per litro, ma quando le condizioni ambientali lo consentono, le alghe presenti nelle riserve d'acqua possono riprodursi in modo abnorme e dare luogo a fioriture di vasta entità.

Gli inconvenienti che possono derivare da queste fioriture riguardano soprattutto le qualità organolettiche dell'acqua di distribuzione e la sua stessa igienicità. Numerose sono infatti le segnalazioni di intossicazioni o manifestazione di allergie dovute alla presenza di Cianofitee (*Microcystis* spp., *Anabaena* spp., *Oscillatoria* spp.).

Le cianotossine più spesso riscontrate sono: epatotosine, prodotte da molte specie e ceppi dei generi *Microcystis* spp., *Oscillatoria* spp., *Anabaena* spp. e *Nostoc* spp. (PELANDER, 1996), microcistine (MCYST) e nodularina (NODLN) e un alcaloide neurotossina anatoossina-a (ANTX-a) (CARMICHAEL, 1992).

La presenza di alghe nelle acque gregge utilizzate a scopo potabile comporta una serie di problematiche nella gestione degli impianti di potabilizzazione, quali:

- presenza in piccole quantità di composti organici d'origine algale che provocano gusti e odori indesiderabili;
- rilascio di composti organici capaci di inibire la flocculazione e di interferire con la disinfezione ad opera del cloro;

culazione e di interferire con la disinfezione ad opera del cloro;

- formazione, dovuta alla decomposizione organica, di materia simile alle sostanze umiche e la cui biodegradazione biologica è mediocre. Queste sostanze rappresentano dei precursori di THMs nei casi in cui l'ossigeno è utilizzato come agente ossidante;
- sviluppo di condizioni favorevoli ai processi di riduzione a livello dell'interfaccia acqua-sedimento, che provocano un aumento della concentrazione degli ioni ferro e manganese nell'acqua greggia. Conseguente necessità di eliminare il manganese;
- riduzione del solfato a livello del sedimento;
- produzione di metano, che modifica sensibilmente la qualità dell'acqua greggia;
- formazione di ioni NH_4 nell'acqua, che interferiscono con la disinfezione con cloro. Livelli elevati di ammoniaca possono dare luogo alla formazione di nitriti nella rete di distribuzione;
- sviluppo di organismi nella rete di distribuzione quali nematodi, spugne d'acqua dolce, briozoi, idrozoi, larve d'insetti, etc, dovuti alla accresciuta quantità di sostanza organica presente nell'acqua e alla crescita di un film algale sulle pareti delle condutture;
- intasamento dei contatori, raccordi e rubinetti a causa della presenza di microrganismi che sopravvivono al trattamento dell'acqua e che si sviluppano nella rete di distribuzione o nelle cisterna di riserva d'acqua sotto pressione. (SLADECKOVA, 1993).

Trattamenti di rimozione di microalghe

I sistemi di trattamento più utilizzati per la rimozione delle alghe presenti nelle acque destinate al consumo umano, e per i quali è stato fatto un significativo numero di sperimentazioni in Italia e all'estero, sono essenzial-

¹ Azienda Mediterranea Gas e Acqua - AMGA S.p.A. Genova

mente la coagulazione/flocculazione-filtrazione, la flottazione-filtrazione e la microsetacciatura.

COAGULAZIONE/FLOCCULAZIONE - FILTRAZIONE

Il successo delle operazioni di rimozione mediante i processi di coagulazione/flocculazione (CF) e filtrazione, è strettamente legato al tipo di alghe presenti nell'acqua.

La struttura della parete cellulare e la forma delle alghe giocano un ruolo decisivo nelle percentuali di rendimento del processo. Si possono eliminare infatti le grandi diatomee fino a una percentuale di rimozione del 99.9% in un impianto con una sola fase di chiariflocculazione. Al contrario, l'alga filamentosa, *Oscillatoria rubescens* è molto difficile da eliminare con questa unica fase di trattamento (BERNHARD, 1988).

La percentuale di rimozione che normalmente ci si può aspettare da un'unica fase di chiariflocculazione è del 90-99%, ma se nell'acqua greggia la concentrazione di alghe è compresa o supera le 10^4 - 10^6 cellule/ml, non si riesce ad ottenere acque distribuite in rete di qualità accettabile.

Come si può infatti osservare al microscopio, i filamenti dell'*Oscillatoria* hanno dimensioni più grandi dei flocculi di alluminio, e quindi difficilmente possono essere inglobati da loro. I fiocchi possono essere distrutti da una modesta turbolenza durante il trasporto verso i filtri e le alghe rilasciate dai fiocchi attraversano così i filtri.

La flocculazione di grandi alghe mediante l'utilizzo di sali di ferro e idrossido d'alluminio è, in generale, decisamente più efficace aggiungendo un polimero debolmente anionico, tipo un prodotto a base di amido modificato, a causa di legami che si creano tra i fiocchi di idrossido d'alluminio e i filamenti di alghe.

È possibile eliminare quasi completamente i filamenti di *Oscillatoria*, così come ottenere la rimozione del 99% delle piccole alghe blu e verdi usando due dosi consecutive di flocculante, esempio solfato d'alluminio (1-3 mg/l Al), più un polimero debolmente anionico a base d'amido, o un polielettrolita di peso molecolare elevato.

DAF (DISSOLVED AIR FLOTTATION)

Sebbene la sedimentazione sia ancora il sistema più diffuso per la chiarificazione primaria dell'acqua, la flottazione sta diventando sempre più diffusa per la separazione di particelle naturalmente poco dense (ad esempio le alghe) o di particelle flocculate analogamente leggere (ad esempio quelle che si formano durante la rimozione del colore o nella deferrizzazione). Il principio della flottazione consiste nel separare le particelle utilizzando sostanze più leggere dell'acqua che, aderendo alle particelle stesse, le trasportano perciò in superficie.

Tuttavia, proprio a causa del principio di funziona-

mento, non è applicabile a particelle molto dense e quindi ad acque con elevata torbidità naturale.

La DAF è in pratica un trattamento che consiste di due fasi: la prima è la dissoluzione di aria compressa in acqua, la seconda consiste nell'aggiunta di tale acqua satura di aria all'acqua da trattare, previamente addizionata di coagulante/flocculante: la diminuzione di pressione fa sì che si formino delle microbolle di aria che agiscono da "galleggiante" per le particelle sospese che, di conseguenza, vengono a galla e successivamente asportate.

In piccoli impianti la rimozione del fango raccolto in superficie può avvenire con sistemi ad "allagamento" consistenti nell'innalzare artificialmente il livello dell'acqua rispetto allo sfioro o nell'abbassare quest'ultimo ad intervalli regolari. Più comune è invece la raschiatura meccanica superficiale anche perché consente di raccogliere un fango molto concentrato cosa che è uno dei vantaggi più rilevanti della flottazione.

Un altro sistema consiste in un nastro, dotato di numerose lame trasversali, che ruota sopra la superficie della vasca.

La flottazione è particolarmente adatta al trattamento di acque con elevato contenuto algale. MOUCHET (1984) documenta prove di flocculazione eseguite su acque ricche di alghe (>50000 individui/litro, di cui il 50% alghe blu-verdi): le percentuali di abbattimento ottenute sono comprese tra il 95% e 99%. Una fase di filtrazione finale aumenta il rendimento al 99,9%.

Nella figura 1 vengono illustrati i risultati ottenuti da VAN CRAENENBROECK (1993) nell'impianto di Notmeir (AWW, Anversa) utilizzando un impianto di flottazione, nel periodo 1990-91. Mediamente viene rimosso l'80% delle alghe presenti, ma si può osservare che l'efficienza minima si osserva per le Pyrrophyta, principalmente per le alghe di ridotte dimensioni del genere *Cryptomonas* spp. (60%), mentre le percentuali salgono sensibilmente specialmente per le alghe verdi (Chlorophyta: *Ulothrix* spp. 93%).

MICROSETACCIATURA

La tecnologia separativa più comunemente utilizzata è costituita dalla microsetacciatura.

Il setaccio è costituito da un tamburo rotante in maglia di acciaio inossidabile chiuso alle estremità e parzialmente sommerso all'interno di una vasca. Nella sua rotazione, una porzione di tamburo emerge e viene continuamente "lavata" con spruzzi di acqua. L'acqua di lavaggio è raccolta in una canaletta ed evacuata allo scarico. Il criterio di dimensionamento del microsetaccio deve tenere conto della portata d'acqua rispetto alla superficie della maglia del tamburo, della luce di passaggio della maglia e delle caratteristiche dell'acqua (torbidità, numero di al-

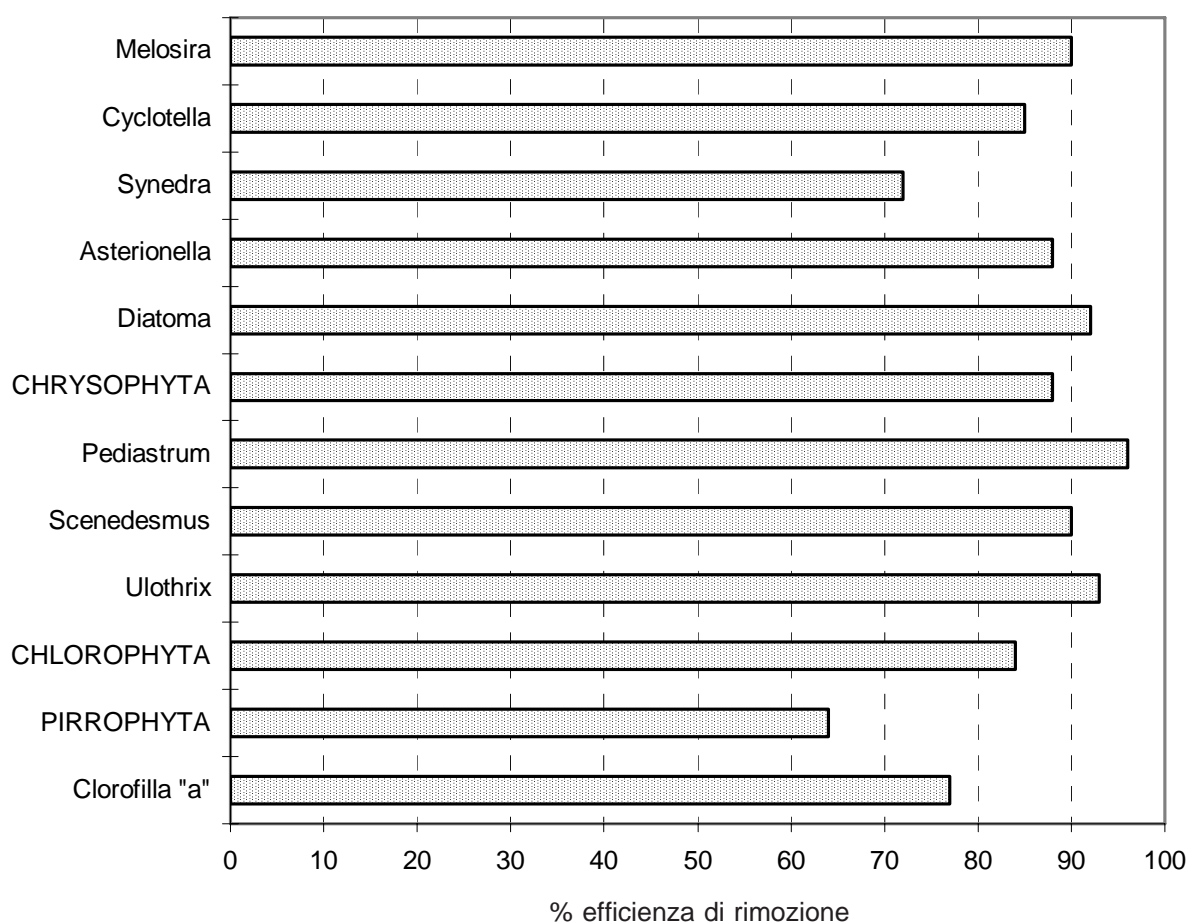


Fig. 1. Efficienza di rimozione alghe impianto di flottazione di Notmeir (Anversa) (da VAN CRAENENBROECK *et al.*, 1993)

ghe e tipologia).

Le variabili su cui si può operare per ottimizzare l'impianto sono la velocità di passaggio (ossia la superficie o numero di tamburi) e la luce di passaggio delle maglie. Quest'ultima variabile è quella più difficile da valutare dal momento che la capacità di rimozione delle alghe è correlata a vari fattori quali la varietà di specie presenti, il tipo predominante, la forma. Infatti le alghe presentano forme molte diverse, e possono essere costituite da tessuti non rigidi, così che non si può dire che una determinata luce di passaggio sicuramente consenta di eliminare le alghe di una dimensione o di tutte le dimensioni più grandi della luce stessa. Pertanto assume una maggiore importanza pratica il tipo di "pellicola" algale che si forma alla superficie delle maglie.

Una immediata rappresentazione dell'efficacia dei vari sistemi di trattamento è riportata nella figura 2. Si può osservare infatti che per acque ricche di alghe, ma caratterizzate da una bassa torbidità totale, il trattamento di flottazione risulta essere quello più efficace.

Al contrario, quando la torbidità totale aumenta oltre certi limiti (>50 NTU), anche il classico trattamento di chiariflocculazione risulta essere idoneo alla rimozione delle alghe.

Esperienze di rimozione delle alghe nelle acque del Brugneto

L'invaso artificiale del Brugneto è situato nella parte alta del bacino del Torrente Brugneto in provincia di Genova. L'analisi dei dati pluviometrici della zona evidenzia che il bacino idrografico del Brugneto ha valori di piovosità tra i più alti d'Italia (circa 1900 mm/anno).

La capacità massima dell'invaso è di 25.136.000 m³ con una superficie di 0.968 km², la profondità massima è di 77 m e l'altezza del pelo libero dell'acqua sul livello del mare è di 777 m.

Sul bacino insistono diversi insediamenti urbani per un totale di alcune centinaia di abitanti. Il lago ha caratteristiche alpine, e le colline che lo circondano presentano pendenze piuttosto ripide con presenza predominante di

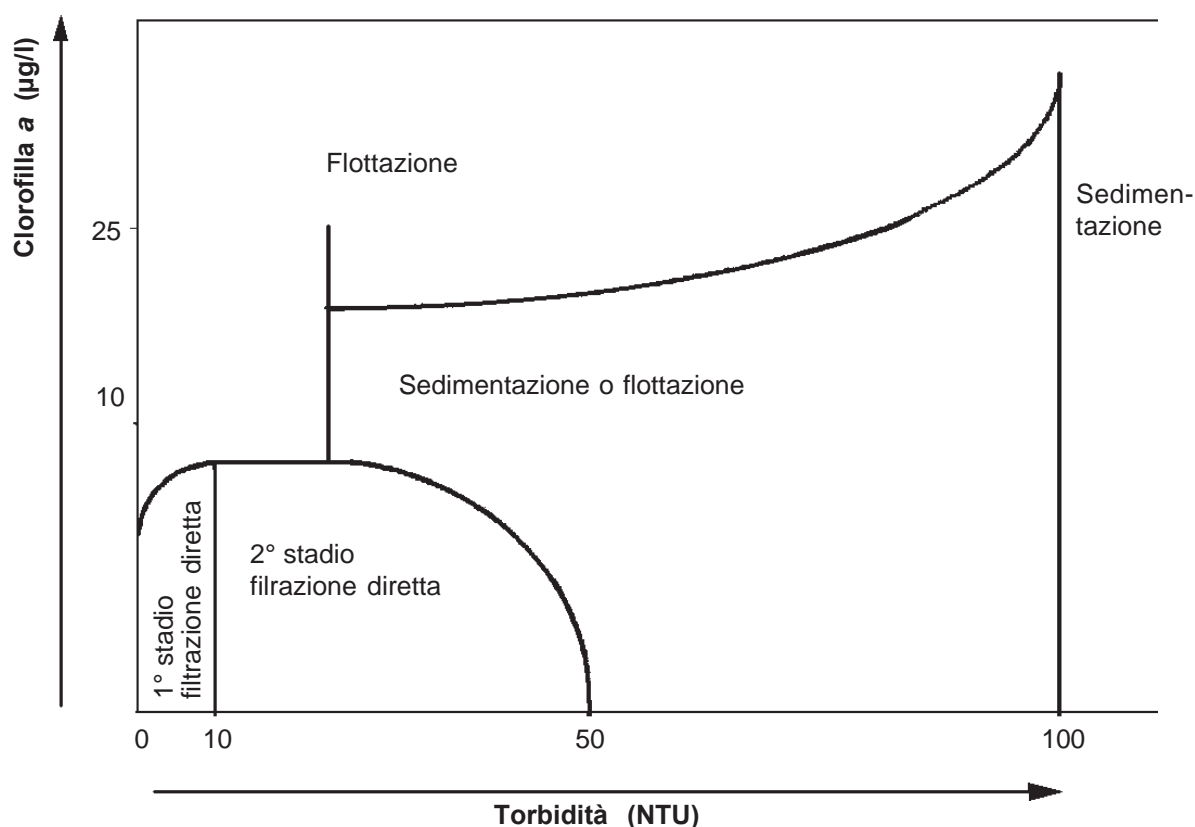


Fig. 2 - Scelta del tipo di trattamento in funzione del rapporto clorofilla "a" / torbidità (da JANSSENS, 1992)

faggio e di castagno.

L'acqua del Brugneto è utilizzata per scopi idropotabili: l'opera di derivazione è costituita da tre bocche di presa poste a quota 717, 737, 757 metri utilizzabili a seconda del livello dell'acqua.

L'impianto di potabilizzazione ha una capacità nominale di trattamento di 1800 l/s, è costituito da quattro bacini rettangolari con fondo a tramoggia destinati alla chiariflocculazione e da 12 filtri rapidi a sabbia quarzifera sistemati all'interno di un apposito edificio. Tale soluzione è stata adottata per ridurre al minimo l'apporto di luce solare e limitare di conseguenza lo sviluppo di alghe sui filtri. L'acqua viene disinfettata con biossido di cloro.

Le acque del lago del Brugneto vengono campionate ed analizzate con frequenza quindicinale nel periodo compreso tra maggio e settembre e con cadenza mensile nei mesi di ottobre/aprile in un'unica stazione di prelievo ubicata a 6 metri dalla diga di sbarramento ed in posizione centrale.

I campioni di acqua sono prelevati alle varie profondità (dalla superficie sino a 30 metri ogni 5 metri, ed alle quote successive fino al fondo del lago ogni 10 metri) mediante sonda a rovesciamento di 2 litri di capacità.

Sui campioni di acqua vengono eseguite analisi fisico-chimiche (torbidità, temperatura, solidi sospesi, pH, Ossigeno disciolto, ammoniaca, fosforo solubile, fosforo totale, silice solubile, TOC, ferro e manganese) e parametri biologici quali la clorofilla "a" e il conteggio algale.

Studi recenti, in collaborazione con l'Istituto di Anatomia Comparata dell'Università di Genova, hanno riguardato il grado di eutrofizzazione del lago del Brugneto.

È noto che esiste una sostanziale differenza di comportamento del bacino idrico di un lago naturale e di quello di un lago artificiale, soprattutto per quello che riguarda gli aspetti limnologici.

Per le acque dei laghi artificiali, infatti, il tempo di permanenza medio della massa d'acqua è minore, i punti di effluenza delle acque sono numerosi e a differenti profondità, e quindi il regime idrico della massa d'acqua diventa irregolare. Tali situazioni si ripercuotono in modo considerevole sui fenomeni di tipo fisico-chimico e biologico del lago Brugneto, sulle sue specifiche caratteristiche trofiche, per cui il bacino del Brugneto può essere considerato modestamente mesotrofico (DE GROSSI, 1992). Il fosforo (ortofosfati) rappresenta l'elemento limitante il

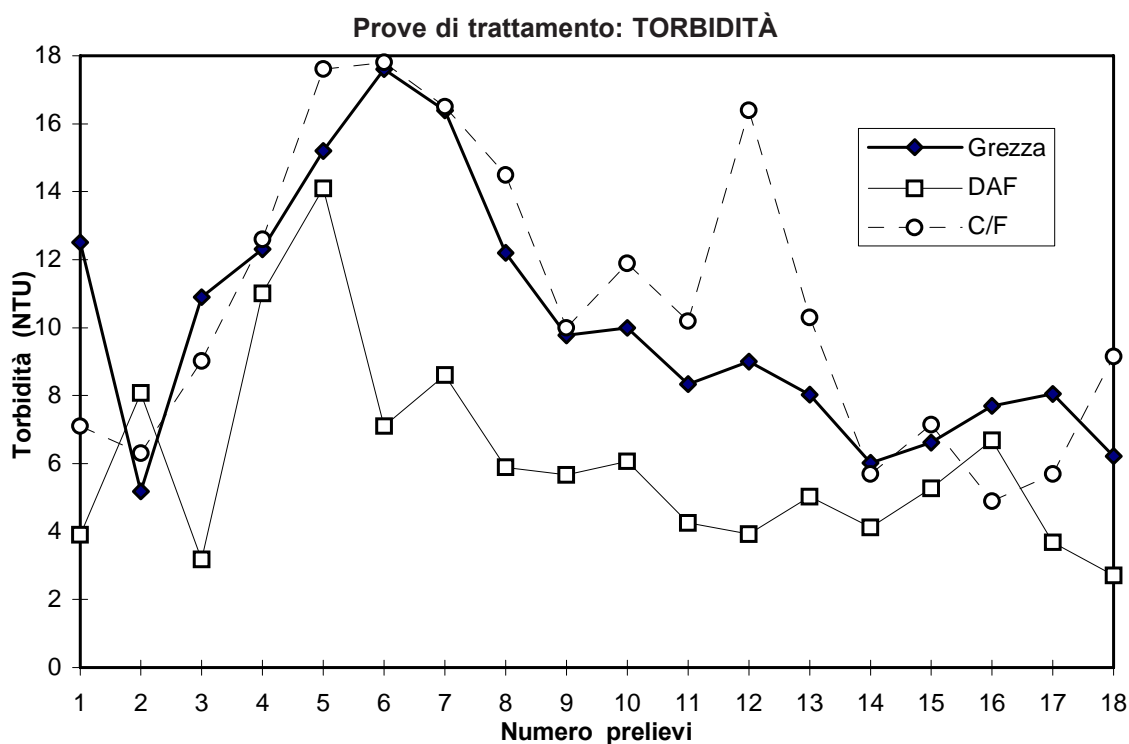


Fig. 3 - Prove di flottazione: parametro torbidità

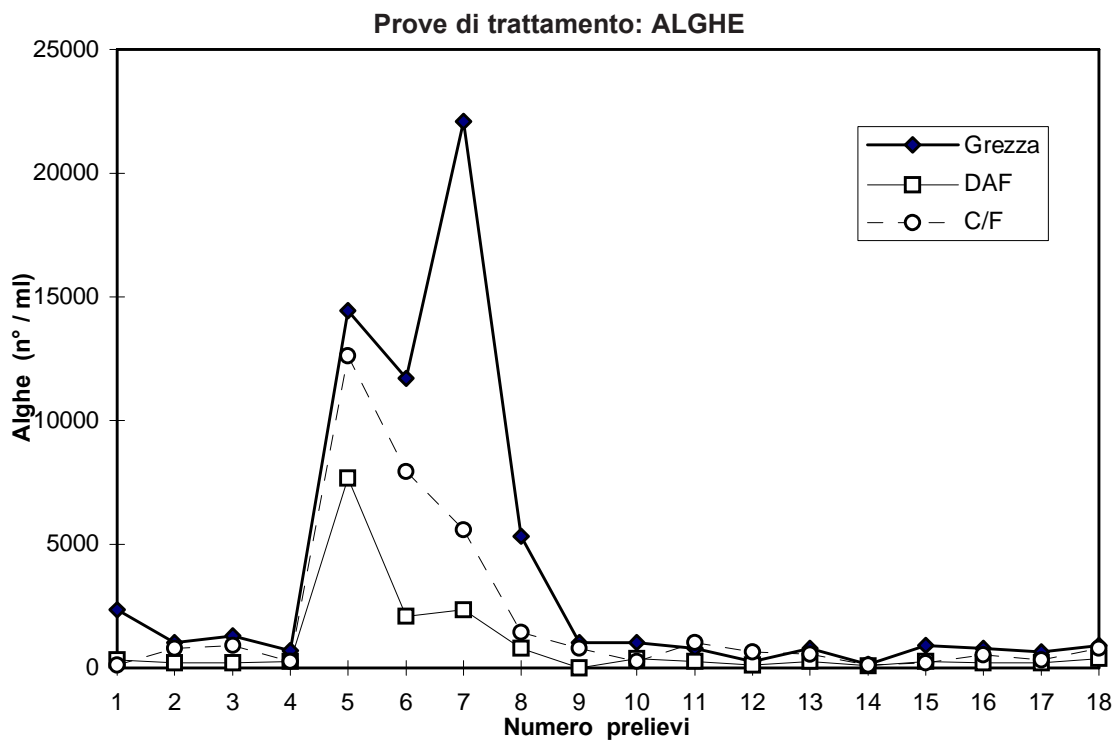


Fig. 4 - Prove di flottazione: parametro alghe

grado di eutrofizzazione del bacino. Ciò è una conseguenza delle caratteristiche geologiche dalla zona entro la quale si trova il bacino, zona ricca di carbonati che provocano la formazione di composti insolubili e conseguente precipitazione di fosforo.

Il Brugneto è un lago di tipo monomittico, con un solo periodo di piena circolazione autunno-invernale. Le temperature nell'acqua oscillano tra i 4 e 23 gradi centigradi. Il rimescolamento inizia verso ottobre-novembre ed in dicembre si può considerare completo. In maggio si nota già fenomeni di stratificazione, essendo possibile individuare il termoclino. In agosto il termoclino è stabile a una profondità media tra 10 e 15 metri.

Per quanto riguarda la clorofilla "a" nel periodo luglio-settembre si rilevano i valori più elevati, che coincidono con il termoclino e quindi con le temperature annuali più elevate. Le specie maggiormente rappresentate e che provocano i problemi più seri nella gestione della riserva idrica sono *Oscillatoria spp.*, *Ceratium spp.*, *Dinobryon spp.*, *Cyclotella spp.*.

Le acque del lago del Brugneto hanno presentato fioriture algali di una certa importanza negli anni 1977 e 1983.

La soluzione radicale del problema è quella di prevenire l'eutrofizzazione riducendo, ad esempio, l'apporto di fosforo programmando interventi di risanamento al punto d'arrivo degli affluenti nel bacino.

Gli interventi routinari che l'Azienda si è trovata a dover applicare per tamponare situazioni di allarme relative alla presenza di alghe sono stati:

- utilizzare la bocca di presa in corrispondenza del livello minimo di concentrazione algale;
- aumentare il dosaggio del flocculante;
- aumentare la frequenza di controlavaggio dei filtri.

Come soluzione più strutturale l'Azienda ha valutato di trasformare i bacini di chiariflocculazione attualmente in uso in un impianto di flottazione.

A tal fine sono state eseguite prove utilizzando un impianto pilota DAF nel periodo 1995-1996.

Le prove sono state eseguite nel periodo estate-autunno del 1995 ed inverno 1996, utilizzando un impianto pilota fornito dalla ditta Krofta, con portata massima di 20 m³/ora.

Nel corso di tali prove, sono state sperimentate varie configurazioni di trattamento di flottazione che hanno comportato l'utilizzo di differenti reattivi: solfato di alluminio; solfato di alluminio più flocculante organico; policloloro di alluminio (PAC); policloloro di alluminio più flocculante organico; coagulante organico.

I migliori risultati sono stati ottenuti con il trattamento

PAC più flocculante organico.

Dall'esame dei grafici riportati nelle fig. 3 e 4, riferiti alle prove eseguite utilizzando PAC e flocculante organico, si evince che il trattamento DAF risulta essere più efficace del sistema attualmente in uso di chiariflocculazione.

Alla luce di quanto riportato in letteratura, il risultato era piuttosto scontato, ma l'Azienda ha voluto documentare tali risultati utilizzando un impianto pilota, prima di procedere all'effettiva applicazione del sistema.

Bibliografia

- BERHARDT H. - 1988. Etudes sur le traitement de l'eau éutrophi- que. Sujet Special 12 - 17th International Water Supply Congress and Exhibition, Rio 12-16 September.
- BERHARDT H. *et al.* - 1993. Eutrophication control as an essential condition for an optimum disinfection. *Water Supply*, **11** (3/4): 89-108.
- CARMICHAEL W.W. - 1992. Cyanobacteria secondary metabolites-the cyanotoxins. *J. Appl. Bacteriol.*, **72**: 445-459
- DE GROSSI P. *et al.* - 1992. Il lago del Brugneto in Liguria. Indagine sullo stato trofico. Atti Accademia Ligure di Scienze e Lettere, Vol. XLIX
- MOUCHET, P. *et al.* - 1984. Design and management of reservoirs and for water works: case studies. *Water Supply*, **2**: 1-21
- PELANDER A. *et al.* - 1996. Screening for cyanobacterial toxins in bloom and strain samples by thin layer chromatography. *Wat. Res.*, **30** (6): 1464-1470
- SLADECKOVA A. - 1993. Biofilm and periphyton formation in storage tanks. *Water Supply*, **12** (1/2): 12-15.
- VAN CRAENENBROECK, J. *et al.* - 1993. The use of dissolved air flotation for the removal of algae the Antwerp experience. *Water Supply*, **11** (3/4): 123-133.