
IGIENE URBANA



LA POTABILIZZAZIONE DELLE ACQUE EUTROFICHE

Laura Volterra*

INTRODUZIONE

Dagli anni '60 vengono segnalate, nei paesi in cui si utilizza prevalentemente acqua di superficie per scopo potabile, malattie di origine idrica ad eziologia ignota, causate probabilmente da agenti tossici presenti nell'acqua.

Nel ventennio 1961-1983 negli USA furono ascritte a questa classe ben 266 epidemie che coinvolsero 86.740 persone, contro 101 epidemie di origine batterica, 68 virale, 89 protozoaria e 50 chimica (metalli pesanti, nitrati, pesticidi, etc.). Mentre per le patologie ad eziologia nota si registrano frequentemente anche casi letali, per le sindromi ad eziologia imprecisabile non si è mai avuto un solo caso di mortalità; ciò probabilmente, ha condotto a considerarle di secondo piano.

E' verosimile che molte di tali patologie siano la conseguenza dell'uso potabile di acque grezze provenienti da corpi idrici eutrofici. La

prima segnalazione di epidemia da acque eutrofiche è del 1931: a Sewickley, in Pennsylvania (USA), più di 5.000 persone approvvigionate con acqua prelevata da un bacino interessato da una pesante fioritura di Cianofitiche furono affette da diarrea, ma non fu possibile identificare alcun agente batterico. Ad una incubazione modesta di 2-12 h seguivano una fase epatica acuta di 2 giorni e una fase letargica di 1-2 giorni, dovuta allo scompenso elettrolitico conseguente ai sintomi gastrointestinali, i quali potevano durare anche 5 giorni. Superata la fase critica, le transaminasi si mantenevano a lungo elevate, indicando che l'organo bersaglio era il fegato e che, accanto ai più visibili effetti acuti, l'intossicazione aveva effetti a medio e lungo termine. Si può anche pensare alla possibilità di una "cronicizzazione" per esposizioni ripetute al tossico o ai tossici, se l'organismo umano non è in grado di approntare sistemi di disintossicazione e recupero tra esposizioni ripetute.

Il mancato riscontro di esiti letali è attribuibile al fatto che l'acqua, seppure derivata da

* Direttore Reparto Microbiologia Ambientale, Istituto Superiore di Sanità, Laboratorio di Igiene Ambientale, Viale Regina Elena 299 - 00161 ROMA

ambienti lacustri colpiti da intense fioriture algali, è pur sempre trattata in impianti di potabilizzazione che rimuovono gran parte del materiale sospeso e, con esso, non solo i classici agenti patogeni (batteri, virus), ma anche protozoi, vermi e alghe. Al contrario, il bestiame che si abbeveria direttamente con acque grezze va facilmente incontro a casi acuti (spesso mortali) per l'ingestione di grandi quantità di Cianoficee contenute nei cuscini galleggianti ("scum") che il moto dell'acqua spinge presso le rive. E' della prima metà dell'ottocento la segnalazione di un cane che, in Australia, morì a seguito di ingestione di acqua con Cianoficee galleggianti.

Le Cianoficee, inoltre, inducono spesso fotosensibilizzazioni nelle parti del corpo dell'animale venute a contatto con esse: muso, zampe, coda, pancia. Per l'uomo sono stati segnalati casi di anafilassi in bagnanti e in persone (forse particolarmente sensibili) che, passeggiando lungo le sponde di un bacino colpito da una fioritura di Cianoficee, hanno accusato "febbre da fieno", raffreddore e tosse allergica a seguito dell'assunzione del principio attivo con l'aerosol. Sono stati segnalati anche casi di eritema cutaneo tra bagnanti venuti in contatto diretto con alghe blu.

L'EUTROFIZZAZIONE

Generalità

Per "eutrofizzazione" si intende, originariamente, l'arricchimento in fosforo e azoto di un corpo idrico.

In senso lato, tuttavia, per eutrofizzazione si intende anche la risposta biologica all'arricchimento in nutrienti, che si manifesta con un'eccessiva crescita di macrofite e di macro- e microalghe cui si accompagnano la perdita di trasparenza delle acque e la comparsa di colorazioni anomale.

Per la manifestazione della risposta biologica non è sufficiente l'arricchimento in nutrienti, ma è necessario il contemporaneo verificarsi di altre condizioni. Una grande influenza esercitano fattori quali la profondità della cuvetta

lacustre, la sua superficie, il regime idraulico (con particolare riferimento al tempo di rinnovo delle acque e alla durata dei periodi di stratificazione e di circolazione), la radiazione solare e la sua penetrazione nella colonna d'acqua, l'esistenza di efficienti catene trofiche che possano sbarrare la strada senza ritorno di fioriture algali ricorrenti. Tra questi fattori, un'importanza primaria è rivestita dalle condizioni climatiche.

Alle manifestazioni eutrofiche già citate si accompagnano spesso la presenza di schiume e di materiale flottante sull'acqua ("scum") e l'alterazione dei caratteri organolettici a causa di sostanze secrete attivamente dalle alghe proliferanti, o liberate in conseguenza di tale evento. Anche altri microrganismi associati alle fioriture algali (batteri, miceti, attinomiceti), infatti, possono produrre sostanze odorose. Inoltre, la demolizione della sostanza organica dei vegetali morti conduce, specialmente nei periodi caldi, a fenomeni di anossia che si manifestano dapprima a livello dei sedimenti, ma possono in seguito estendersi a tutta la colonna idrica; la mancata mineralizzazione della sostanza organica conduce alla produzione di sostanze ridotte quali idrogeno solforato, metano, ioni ammonio. I pesci, soprattutto se non trovano zone rifugio con un certo contenuto di ossigeno disciolto, possono morire per carenza di ossigeno, per occlusione meccanica delle branchie ad opera delle microalghe e per intossicazione da sostanze tossiche, tra le quali tossine algali. I pesci, a loro volta, possono anche essere biomagnificatori di principi tossici che agiscono su uccelli e mammiferi.

Un'altra conseguenza dei bloom algali è lo squilibrio delle biocenosi, con popolazioni fitoplanctoniche tendenzialmente monospecifiche o, comunque, con bassi indici di diversità. Una volta instauratosi in un lago, il bloom innesca un meccanismo perverso da cui è difficile uscire: ogni specie algale, infatti, rilascia nell'ambiente metaboliti (telemmediatori) che selezionano le forme che la accompagnano e la seguono, restringendo così lo spettro della flora batterica ed algale compatibile con essa. Il batterio

selezionato selezionerà a sua volta l'alga capace di sfruttare i suoi esometaboliti (sintrofia).

Una popolazione fitoplanctonica tendenzialmente monospecifica, inoltre, al suo decadere lascerà un ambiente che potrà essere colonizzato solo da un numero limitato di altre alghe fitoplanctoniche. E' noto, infatti, che dopo un bloom di Cianoficee non si verifica, in genere, un bloom di Diatomee; se si volessero privilegiare le seconde, per la loro minore pericolosità come potenziali produttrici di biotossine o perchè più facilmente rimovibili nei tradizionali impianti di potabilizzazione, occorrerebbe prevenire lo sviluppo delle Cianoficee. Sono in corso studi di biomanipolazione degli ambienti idrici eutrofici, al fine di orientare le fioriture algali verso organismi meno sgraditi agli animali superiori. La Cianoficea, *Apalosiphon fontinalis*, ad esempio, è in grado di secernere una sostanza che inibisce la proliferazione di altre Cianoficee più pericolose.

La produzione di sostanze antialgali da parte di alghe è stata dimostrata anche per organismi marini: *Gyrodinium aureolum* in ambiente naturale (ma non dopo ripetute colture in laboratorio) produce un inibitore della crescita di *Chaetoceros gracile*, *Dunaliella tertiolecta*, *Isochrysis galbana*, *Skeletonema costatum*, *Tetraselmis suecica*, ma anche lo sviluppo di copepodi, riducendo così l'intensità di "grazing" dello zooplancton e, quindi, l'efficacia di questo meccanismo autolimitante.

Classificazione trofica dei laghi

Sebbene i macronutrienti riconosciuti siano due (fosforo e azoto), la classificazione trofica

dei corpi idrici si basa sul solo fosforo e su due indici della produttività potenziale: la biomassa fitoplanctonica (stimata in base al contenuto in clorofilla "a") e la torbidità (tab. 1).

Alcuni ricercatori, tuttavia, sottolineano l'importanza del bilanciamento tra azoto inorganico totale e fosforo ortofosfato ed individuano nell'azoto il fattore limitante quando -nelle acque dolci- $N/P \leq 5$; per $N/P \geq 10$ il fattore limitante diviene il fosforo. L'intervallo tra 5 e 10 si restringe nel caso di acque salmastre e salate.

Occorre tenere presente, però, che esistono alghe fosfato esigenti, la cui proliferazione richiede elevate concentrazioni di P ($> 20 \mu\text{g/l}$), e alghe fosfato sensibili, per le quali sono sufficienti concentrazioni $< 20 \mu\text{g/l}$. Per alcune specie algali, poi, il fattore limitante è l'N e la soglia di azoto-limitazione varia, a seconda dei casi, tra 70 e $10 \mu\text{g/l}$ di N. La proliferazione delle alghe silicee quali le Diatomee, infine, è impedita da concentrazioni di silice inferiori a $0,5 \mu\text{g/l}$.

Fare riferimento esclusivamente al fosforo per definire lo stato trofico di un corpo idrico è dunque una semplificazione, basata sul più famoso e classico dei modelli: quello proposto da Vollenweider dopo anni di osservazioni limnologiche che consente, nella maggioranza dei casi, di correlare il livello produttivo di un lago al carico di fosforo e al tempo di permanenza delle acque nell'invaso, tenuto conto della sua profondità. Altri modelli sono molto più complicati e presentano un campo di applicazione più ristretto.

Le ragioni del largo impiego del modello di

Tabella 1 - Classificazione dei livelli trofici di laghi in base al criterio OCDE.

Livello	Fosforo totale $\mu\text{g/l}$	Clorofilla "a" $\mu\text{g/l}$		Trasparenza m	
		media	massimo	media	minimo
Ultraoligotrofia	< 4	$< 1,0$	$< 2,5$	> 12	> 6
Oligotrofia	< 10	$< 2,5$	$< 8,0$	> 6	> 3
Mesotrofia	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrofia	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Ipereutrofia	> 100	> 25	> 75	$< 1,5$	$< 0,7$

Vollenweider sono di ordine pratico: la maggior fattibilità della riduzione del fosforo nelle acque e la maggior rarità dei casi di azoto-limitazione. La campagna per i detersivi a basso tenore di fosforo, sostituito da altri "builders" (acido nitrilacetico, zeoliti, acido citrico), è basata sulla considerazione che il fosforo di origine domestica contribuisce più di altre fonti all'arricchimento degli ambienti idrici. In Italia, per esempio, il 48% del P è di origine domestica, il 20% zootecnica e il 5% industriale; a queste fonti puntiformi vanno sommate quelle diffuse: il 17% dall'agricoltura e il 10% dal dilavamento di suoli incolti.

Il problema si complica passando dalle acque dolci a quelle marine. Nel caso della fioritura da *Chrysochromulina polylepis* (fitoplanctonte endemico e mai risultato tossico in precedenza) che interessò nel 1988 il Baltico tra le penisole danese e scandinava con intense morie di pesci e di praterie algali, si osservò che la limitazione del fosforo nell'ambiente, pur riducendo la crescita algale, innescava un diverso cammino biosintetico che conduceva l'alga a produrre la tossina.

Fattori fisici e chimici concomitanti

Come già accennato, l'abbondanza di nutrienti è condizione necessaria, ma non sufficiente per il manifestarsi del bloom algale.

La riserva di Occhito, ad esempio, pur presentando un'elevata concentrazione di nutrienti non mostra una corrispondente biomassa algale perchè le sue acque, limacciose, non consentono la penetrazione dei raggi solari, condizione indispensabile per la fotosintesi clorofilliana. Nel caso specifico, inoltre, i tempi di residenza delle acque nell'invaso sono molto limitati.

Anche specifiche configurazioni lito-geologiche, quali quelle che determinano l'alcalinità delle acque lacustri (es. lago di Idro), limitano le fioriture algali. Nelle acque alcaline, a causa dell'abbondanza di bicarbonato di calcio, la sottrazione di CO₂ connessa all'elevata attività fotosintetica conduce alla formazione di carbonato di calcio che, precipitando, si comporta da

coflocculante e trascina sul fondo parte della popolazione fitoplanctonica, alleggerendo costantemente l'epilimnio di biomassa algale e rendendo le acque più limpide. Un simile meccanismo può instaurarsi nel passaggio da carbonato a idrossido di magnesio che, però, si verifica in condizioni molto difficilmente attuabili in natura (pH > 10,5). Più frequente è la sottrazione di anidride carbonica dal bicarbonato di calcio e la formazione e successiva precipitazione di fosfato di calcio (a pH 8-10).

Le "fioriture" algali

Secondo Vollenweider per "fioritura" algale deve intendersi un popolamento algale che raggiunga densità tali da renderlo visibile ad occhio nudo; ciò corrisponde ad abbondanze dipendenti dalla specie algale, ma generalmente superiori a 1.000.000 cellule/l. Caratteristiche della fioritura sono un contenuto in clorofilla "a" > 10 µg/l e la tendenza alla monospecificità.

Sebbene responsabili dei bloom algali possano essere Cloroficee, Diatomee e Cianoficee, le fioriture più indesiderabili sia per gli equilibri naturali sia per gli usi umani -soprattutto idropotabili- sono quelle da Cianoficee.

Le Diatomee possono dar luogo a fioriture primaverili (*Fragilaria*, *Synedra*, *Asterionella*) e autunnali (*Cyclotella*, *Melosira*, *Stephanodiscus*).

Le Cianoficee, più euriterme delle precedenti, possono nel nostro clima svilupparsi sia d'inverno che d'estate; *Microcystis*, *Gloeotrichia*, *Coelosphaerium*, *Anabaena* e *Aphanizomenon*, essendo dotate di capacità flottante, determinano scum che si accumulano lungo le rive. Per alcune di esse (*Gloeotrichia*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*), in grado di fissare l'azoto atmosferico, il controllo può essere operato unicamente agendo sul fosforo.

Tra le alghe blu di interesse per il nostro paese c'è *Oscillatoria*, responsabile di vistose fioriture color vinaccia in alcuni laghi della Sardegna e del Lazio; la sua euritermia (può svilupparsi da 14 a 30 °C) spiega la fioritura del gennaio 1985 in un lago sardo, successiva ad

Tabella 2 - Stato trofico di alcuni invasi sardi

Lago	Fosforo totale media annuale $\mu\text{g/l}$	Azoto totale media annuale $\mu\text{g/l}$	Alghe dominanti	Livello trofico
Baratz	80	100	Cianoficee Cloroficee	Ipereutrofia
Bidighinzu	350	500	Cianoficee	Ipereutrofia
Bunnari alto	220	800	Cianoficee Cloroficee	Eutrofia
Coghinas	100	400	Cianoficee	Eutrofia
Cuga	60	400	Cianoficee	Eutrofia
Gusana	31	700	Cloroficee Diatomee	Eutrofia
Liscia	150	700	Cianoficee	Eutrofia
Medio Flumendosa	20	300	Diatomee	Mesotrofia
Monteleone Roccadoria	150	500	Cianoficee	Eutrofia
Mulargia	35	350	Cianoficee	Eutrofia
Omodeo	180	300	Cianoficee	Eutrofia
Pattada	50	300	Cianoficee	Eutrofia
Simbirizzi	100	200	Cianoficee Cloroficee	Ipereutrofia

una nevicata e allo scioglimento del manto nevoso. *Oscillatoria* è anche un'alga oligofotica tanto che, per indurne la crescita in laboratorio, è consigliabile coprire, nei primi giorni, il recipiente in cui è stata inoculata; sembra anche che essa sia azoto limitata.

La comparsa di Cianoficee produttrici di tossine fu accertata per la prima volta nel 1985 nei laghi Medio Flumendosa e Mulargia, in Sardegna; questa regione, povera di acque di falda, ha fatto largo ricorso alla creazione di grandi invasi che ben presto si sono arricchiti di nutrienti (tab. 2). Secondo un censimento del 1980-81 (tab. 3) effettuato da un centro norvegese di ricerca sulle acque l'Italia, a quell'epoca, era indenne da fioriture di Cianoficee potenzialmente tossiche, sebbene già negli anni '70 nel Bidighinzu si fosse registrato tale evento.

E' probabile che questi fenomeni siano stati sottostimati anche in altri paesi europei e che l'immagine emersa nel corso di tale censimento non sia la più veritiera. Del resto in un quadro sintetico della situazione delle acque europee emerge che l'Italia, al pari di Danimar-

ca e Olanda, ha molti laghi naturali eutrofizzati (tab. 4); per quanto riguarda gli invasi, Germania, Gran Bretagna, Lussemburgo, Olanda, Portogallo e Spagna, si trovano nelle stesse condizioni dell'Italia, almeno limitatamente a specifiche aree locali.

Di fatto non solo la Sardegna, ma anche il Molise e il Lazio, sono stati certamente colpiti da fioriture di Cianoficee produttrici di tossine; le tossine identificate nei casi italiani con analisi HPLC sono riportate nella tab. 5 assieme alle concentrazioni di microcistina LR in un ceppo isolato nel lago norvegese di Akersvatn e al contenuto di simil-microcistine di *Oscillatoria agardhii* (specie non isolata nel nostro Paese), riportate a scopo di confronto.

Per *M. aeruginosa* si è toccato un record rispetto ad altri casi riferiti in letteratura. Per *Oscillatoria*, invece, le concentrazioni sono inferiori a quelle di *Oscillatoria agardhii*; trattandosi spesso di popolamenti plurispecifici, la tossicità può essere ascritta a *O. rubescens*.

Per il genere *Oscillatoria* si parla di simil-microcistine, poichè le tossine sono eptapepti-

Tabella 3 - Fioriture algali di Cianoficee: risultati di una indagine di un Istituto norvegese nel 1980-1981

Paese	Fioriture potenzialmente tossiche	Casi di tossicità effettivamente registrata	Paese	Fioriture potenzialmente tossiche	Casi di tossicità effettivamente registrata
Albania	-		Islanda	-	
Austria	-		Italia	- *	*
Belgio	-		Norvegia	+	+
Bulgaria	-		Olanda	+	-
Cecoslovacchia	+	+	Polonia	+	+
Danimarca	+	+	Portogallo	+	+
Francia	-		Romania	-	
Finlandia	+	+	Russia	+	+
Germania Est	+	+	Spagna	-	
Germania Ovest	+	+	Svezia	+	+
Grecia	-		Svizzera	-	
Inghilterra	+	- *	Jugoslavia	- *	*
Irlanda	-				

* l'asterisco indica casi che si sono verificati successivamente agli anni dell'indagine.

Tabella 4 - Quadro della situazione europea relativa alla eutrofizzazione

Paesi	laghi		Paesi	laghi	
	naturali	artificiali		naturali	artificiali
Austria	++		Jugoslavia		++
Belgio	+	+	Lussemburgo		++
Cecoslovacchia		+	Norvegia	++	
Danimarca	+++	+	Olanda	+++	++
Finlandia	+		Polonia	+++	+
Francia	++	+	Portogallo		++
Germania Est	+	++	Russia	+	++
Germania Ovest	++	++	Spagna	+	++
Gran Bretagna	+	++	Svezia	++	
Grecia	++	+	Svizzera	+++	
Irlanda	+	+	Ungheria	+	+
Italia	+++	++			

+ problema identificato

++ problema su scala locale

+++ problema su scala nazionale

Tabella 5 - Contenuti e tipi di biotossine presenti in Cianoficee responsabili di bloom in Italia

Lago	<i>Microcystis aeruginosa</i> microcistina-LR ($\mu\text{g}/\text{mg}$ alghe liofilizzate)			
Liscia				0,38
Liscione				15,76
Akersvatn (Norvegia)				1,28
	simil-microcistine ($\mu\text{g}/\text{mg}$ alghe liofilizzate)			<i>Oscillatoria</i> specie:
	LR	RR	YR	
Simbirizzi		0,48		<i>rubescens</i> > <i>tenuis</i>
S.Puoto			1,163	<i>rubescens</i>
M.Flumendosa			0,22	<i>rubescens</i> > <i>tenuis</i> > <i>mougeotii</i>
		2,9		<i>agardhii</i>

In caso di fioriture miste, il segno > indica i rapporti di dominanza tra le specie

di simili a quelli meglio studiati in *Microcystis*, con qualche differenza strutturale che, probabilmente, ne riduce la tossicità. La DL_{50} di *O. agardhii* è di 350 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ topo trattato intraperitonealmente (i.p.), mentre l'analoga tossina di *M. aeruginosa* è 10 volte più potente (DL_{50} i.p. = 43 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ topo).

Le DL_{50} di *O. rubescens* (150 mg/Kg i.p. e di 1.000 mg/Kg per os), sono molto più elevate di quelle riferite alla specie *agardhii*; il rischio, quindi, per esposizioni alle nostre fioriture di *O. rubescens* dovrebbe essere più limitato, ammessa la validità dell'estrapolazione all'uomo dei risultati sui topi. Non così il danno conseguente a certe fioriture di *M. aeruginosa*, come quella del lago Liscione.

A parziale mitigazione di quanto sopra detto, si deve ricordare che nell'ambito di una stessa specie si possono ritrovare stipiti tossici e non tossici e che tra i primi esistono vari gradi di tossicità. L'analisi tossicologica dovrebbe essere ripetuta per più giorni successivi poiché è possibile che si verifichi uno slittamento di dominanza di subpopolazioni nell'ambito di uno stesso evento. Così nel 1985, quando la fioritura di *O. rubescens* durò da gennaio a fine luglio, è probabile che si siano alternate diverse popolazioni della stessa specie, ma con diversa potenzialità tossica.

L'accertamento della tossicità a scopo preventivo richiede strumenti rapidi; la sperimentazione condotta all'Istituto Superiore di Sanità ha mostrato l'idoneità di microtests che sfruttano la fosforescenza del *Photobacterium phosphoreum*. Poiché, però, la risposta è quella di una tossicità generica, sarà l'accoppiamento di questo risultato -ottenibile in mezz'ora- con la lettura anche grossolana delle specie algali presenti e della relativa abbondanza numerica quello che potrà fare scattare gli interventi da attuare nell'impianto di potabilizzazione.

Rischi umani e ambientali delle acque eutrofiche

La quantificazione dei rischi per la popolazione esposta è molto difficile. E' molto probabile che, al di là dell'effetto immediato caratte-

rizzato da sintomi gastrointestinali, al quale la popolazione residente può divenire insensibile per una sorta di mitridatizzazione, i principali rischi siano connessi alla tossicità cronica. Bersaglio delle tossine peptidiche, infatti, sono le cellule epatiche che, esposte al principio attivo, si rigonfiano mentre la membrana cellulare presenta estrusioni di microvilli e nel citoplasma si osserva l'addensamento di filamenti. A livello istologico, il fegato di animali trattati appare rigonfio, più pesante, con macchie ocracee, disgregazione del tessuto vascolare, scomparsa di spazi di Disse e scompaginamento della configurazione interna degli epatociti. Durante i fenomeni di fioritura è frequente osservare, negli animali mattati, fegati invendibili perché apparentemente cirrotici.

A livello ambientale i laghi colpiti da fioriture algali mostrano una povertà di organismi acquatici e questi presentano fegati trasformati. Sono frequenti anche effetti cumulativi sugli uccelli ittiofagi; non è da escludersi la possibilità di conseguenze negative anche su invertebrati. Esperimenti condotti su Unionidae trattati in acquario con alghe tossiche hanno messo in luce, a 12 giorni dall'inizio del trattamento, anomalie dell'epatopancreas e riduzione dei ritmi respiratori e del volume di acqua filtrata.

Esperimenti condotti su un impianto pilota di potabilizzazione hanno evidenziato che il trattamento delle acque eutrofiche richiede una gestione particolarmente accurata per evitare il rischio di introdurre una tossicità "tecnologica" a seguito della preclorazione (operazione da eliminare in acque eutrofiche), di una ozonizzazione non calibrata, di trattamenti con carboni attivi. L'uso eccessivo di flocculanti per rimuovere le alghe può determinare il rilascio in rete di alluminio oltre i limiti di legge, con seri rischi per i soggetti dializzati e, sembra, altri effetti sulle sindromi di pazzia senile.

Per acque grezze contenenti Cianofitiche gli interventi vanno modulati di volta in volta anche in funzione della biomassa algale; occorre effettuare le rigenerazioni e i lavaggi al momento opportuno e calibrare accuratamente gli additivi tenendo conto che la concentrazione

richiesta può variare anche durante il ciclo nictemerale. In genere i trattamenti meccanici sono da preferire a quelli chimici, che possono ledere l'integrità delle cellule vegetali peggiorando le condizioni dell'acqua da trattare.

Indipendentemente dalla loro tossicità, le alghe interferiscono sulla qualità dell'acqua finita; superata facilmente la barriera dei filtri, possono determinare torbidità dell'acqua e moltiplicarsi nei serbatoi, soprattutto quelle specie che, avendo cicli eterotrofi, possono replicarsi al buio se è presente carbonio organico assimilabile (es. *Oscillatoria*).

Esperienze su due impianti hanno mostrato forti variazioni giornaliere nell'efficienza di rimozione delle alghe (tab. 6), in buona parte attribuibili alla sorveglianza degli operatori.

Inconvenienti legati all'uso potabile di acque eutrofiche

I possibili inconvenienti riscontrabili dopo il trattamento di potabilizzazione sono:

- 1 presenza di sostanze in sospensione, incluse le alghe che possono superare la barriera dei filtri;
- 2 contenuto di sostanza organica nell'acqua potabile;
- 3 formazione di trialometani (THM) conseguenti alla clorazione di acque con un alto contenuto di sostanza organica;
- 4 sviluppo di biofilm batterici nelle tubature, con possibile innesco di fenomeni di corrosione e/o incrostazione;
- 5 rilascio di acque rossastre per la liberazione

Tabella 6 - Efficienza di rimozione di due impianti di potabilizzazione in giorni successivi.

1° impianto operante in presenza di <i>Oscillatoria</i> e <i>Cyclotella</i>							
<i>Oscillatoria</i> (tricomi/l)							
Acqua grezza	842	1440	1107	1484	911	617	585
Acqua finita	338	886	1009	367	294	224	377
Rimozione%	60	59	9	75	68	64	40
<i>Cyclotella</i> (cellule/l)							
Acqua grezza	583	558	543	367	637	833	784
Acqua finita	137	19	294	83	190	392	294
Rimozione%	76	97	46	77	70	53	62
2° impianto operante in presenza di <i>Oscillatoria</i> e <i>Microcystis</i>							
<i>Oscillatoria</i> (tricomi/l)							
Acqua grezza	5500	9200	6300	6300			
Acqua finita	102	60	20	12			
Rimozione%	98	99	97,7	99,8			
<i>Microcystis</i> (cellule/l)							
Acqua grezza	7000	4000	3000	3000			
Acqua finita	5500	1750	1400	1300			
Rimozione%	21	56	53	56			
2° impianto operante in presenza di <i>Oscillatoria</i> e <i>Anabaena</i>							
<i>Oscillatoria</i> (tricomi/l)							
Acqua grezza	4062	9090	11300	5600	6300	2100	2800
Acqua finita	117	24	15	225	166	5	5
Rimozione%	97	39,7	99,8	96	97	99,8	99,8
<i>Anabaena</i> (tricomi/l)							
Acqua grezza	323	465	808	392	88	98	
Acqua finita	245	98	88	107	0	78	
Rimozione%	29	79	89	73	100	20	

- di ferro e manganese dai tubi, a seguito dei fenomeni biocorrosivi;
- 6 accumulo di sedimenti nei punti morti della rete, in particolare negli acquedotti sollecitati a erogazioni intermittenti di acqua;
 - 7 produzione di idrogeno solforato dai sedimenti e dai tubercoli batterici sviluppatosi dal biofilm;
 - 8 presenza in rete di protozoi, nematodi, larve di insetti, ecc.;
 - 9 rilascio di ammoniaca, fosfati e silicati dai sedimenti e dalla popolazione microbica, algale e animale che si trova nell'acquedotto;
 - 10 ricrescita di alghe nei serbatoi;
 - 11 caratteri organolettici sgraditi all'utenza, dovuti a geosmina, mucidone, metossipirazina e metilisoborneolo prodotti da alghe (tab. 7), attinomiceti, funghi e da alcune specie di *Pseudomonas* che possono insediarsi nella rete.

Già dal 1883 è stata dimostrata la relazione tra fioriture di Cianofitiche e alterazione dei caratteri organolettici dell'acqua. In aggiunta ai più noti geosmina e metilisoborneolo vi è la evidenza che parecchie alghe blu producano molti altri metaboliti che infondono all'acqua particolari odori e sapori. Tra questi il beta-ciclocitrato, dal caratteristico odor di tabacco, e una vasta gamma di idrocarburi, acidi grassi, composti aromatici, chetoni, terpenoidi, amine e solfuri che possono impartire odori e sapori anche ai pesci e ad altri organismi acquatici.

Le Cianofitiche producono anche idrocarburi alifatici a C₁₄-C₂₀, il cui principale rappresentante è il n-eptadecano, prodotto da *Anacystis cyanea*, *Anacystis nidulans*, *Chlorogloea fritschii*, *Chroococcus turgidus*, *Lyngbya aestuarii*, *Lyngbya lagerhaimii*, *Microcoleus chthonoplastes*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis weissenbergii*, *Nostoc muscorum*, *Oscillatoria williamsii*, *Phormidium luridum*, *Plectonema terebrans*, *Spirulina platensis*, *Trichodesmium erythraeum*. Il n-eptadecano sembra essere la caratteristica del gruppo ed è prodotto come componente prioritario da *Coccochloris elabens*, *Agmenellum quadriplicatum* e *Anacystis montana*. La presenza di idrocarburi con cate-

Tabella 7 - Lista di Cianofitiche produttrici dei più noti composti aromatici: geosmina e Metilisoborneolo (MIB).

Geosmina	MIB
<i>Symploca muscorum</i>	<i>Oscillatoria tenuis</i>
<i>Oscillatoria tenuis</i>	<i>Oscillatoria curviceps</i>
<i>Oscillatoria prolifica</i>	<i>Lyngbya cryptovaginata</i>
<i>Oscillatoria cortiana</i>	
<i>Oscillatoria variabilis</i>	
<i>Oscillatoria agardhii</i>	
<i>Oscillatoria splendida</i>	
<i>Lyngbya aestuarii</i>	
<i>Anabaena scheremetievi</i>	
<i>Anabaena circinalis</i>	
<i>Schizothrix muelleri</i>	

na più piccola di 14 atomi di carbonio è molto rara: n-decano, n-undecano, n-tridecano sono stati isolati da *Cyanidium caldarium*.

Alcuni Cianobatteri sintetizzano acidi grassi a C₁₆ e C₁₈ e loro esteri dal sapore forte, unitamente a 2-aminopropano, trimetilamina, 1-aminopropano ed etanolamina mentre metilmercaptano e dimetildisolfuro, trovati in vecchie colture di *Oscillatoria chalybea* e di *Microcystis flos-aquae*, potrebbero essere il risultato della degradazione batterica delle cellule vegetali.

MISURE DI CONTENIMENTO DELL'EUTROFIZZAZIONE

La complessità dei fenomeni eutrofici deve far riflettere sulle difficoltà dei trattamenti potabilizzanti e mettere in guardia dalle semplificazioni.

Misure di prevenzione dell'eutrofizzazione dei corpi idrici si basano su:

1. riduzione, fino alla eliminazione, del fosforo nei detersivi;
2. trattamento terziario dei liquami di origine domestica, con flocculanti chimici del fosforo (cloruro ferrico o solfato di alluminio) o con sistemi di lagunaggio che prevedano la rimozione naturale dei nutrienti ad opera di piante;
3. introduzione in agricoltura di fertilizzanti

- granulari a lento rilascio;
4. regolazione appropriata dei flussi idrici, abbreviando i tempi di permanenza dell'acqua nella cuvetta lacustre;
 5. riduzione del carico inquinante con collettori circumlacuali per le acque reflue e quelle di dilavamento del suolo;
 6. allestimento di zone filtro fitodepuranti (fasce riparie vegetate).

Per fronteggiare, invece, situazioni di emergenza si può ricorrere a:

1. ossigenazione delle acque tenendo conto, però, delle possibili conseguenze indesiderate; la risospensione di materiali non perfettamente mineralizzati, infatti, può condurre ad una ulteriore sottrazione di ossigeno ed estensione delle aree anossiche;
2. asporto di nutrienti con l'aspirazione o il dragaggio dei sedimenti; anche questa operazione rischia, però, di tradursi in un rimedio peggiore del male, per le stesse ragioni sopra esposte;
3. sfalcio e asportazione della vegetazione infestante e flottante, per ridurre la sostanza organica da mineralizzare nell'invaso;
4. ricambio dell'acqua;
5. introduzione di specie di consumatori che effettuino il "grazing";
6. copertura dello specchio d'acqua (rimedio applicabile solo per superfici limitate);
7. introduzione di solidi sospesi inerti (argille, polvere di diatomee, ecc.) per aumentare la torbidità dell'acqua e ostacolare la fotosintesi;
8. ultrasuoni per rompere le cellule vegetali (danneggiano, però, anche la vita animale).

Negli USA si attuano politiche miste che affiancano ad interventi preventivi l'introduzione di specie che si cibano di alghe ("grazing"). E' prevista anche la lotta biologica con parassiti e patogeni specifici per l'alga da controllare. Non si esclude neanche l'uso di algicidi su larga scala: spesso bacini con pesanti biomasse di Cianofite sono trattati con aerei che spargono solfato di rame (0,25 mg/l). L'impiego di altri algicidi, quali cloro e calce, è

sconsigliabile per i loro effetti tossici sulla vita acquatica e sull'uomo stesso.

Esiste anche la possibilità di impiegare sostanze fotosensibilizzanti quali il blu di metilene (0,25-2 mg/l) e il rosa Bengala: queste, incolori nella forma ossidata, penetrano come coloranti vitali all'interno dell'alga rendendola più sensibile all'azione distruttrice della radiazione solare. Il blu di metilene, non tossico per l'uomo, potrebbe potenzialmente essere impiegato; restano però da valutare i costi e l'efficacia dell'operazione, dipendente dalla sensibilità della specie algale.

Possono essere impiegati, infine, anche prodotti che inducono la chiariflocculazione in situ, quali le farine fossili.

Va sottolineato che un'acqua di lago adibita ad uso potabile dovrebbe, comunque, essere protetta da ogni fonte di contaminazione: dovrebbe essere interdetto l'uso ricreativo e assolutamente vietato lo smaltimento di liquami e il libero accesso alle sponde del bestiame. Nei laghi, infatti, gli inquinanti si accumulano nei sedimenti e, in regime di circolazione delle acque, tornano ad interessare tutta la colonna idrica; si ricordi che, nei nostri climi, la circolazione termica può essere continua negli sbarramenti e nei laghi poco profondi. In genere le acque dei laghi naturali e degli invasi di grande capacità si rinnovano solo in tempi lunghi, soprattutto se confrontati con quelli degli ambienti lotici.

La tendenza futura dovrebbe essere orientata alla costruzione di invasi di modeste dimensioni per l'approvvigionamento idropotabile, lasciando ai grandi sbarramenti usi agricoli, zootecnici e industriali. Nelle regioni aride, tuttavia, per fare fronte ai lunghi periodi di siccità (anche anni) è necessario l'invasamento di grandi volumi idrici. Contrariamente a quanto si può pensare sotto il profilo estetico, per l'uso potabile dovrebbero essere privilegiati gli invasi con acque torbide da particolato minerale sospeso.

In base alla legge di accettabilità di un'acqua superficiale per uso potabile si dovrebbero usare al più acque mesotrofe, stante il contenuto in

fosforo delle medesime (tab. 8); in realtà spesso non esistono alternative e si è costretti ad usare acque al di fuori delle classi di qualità previste dal DPR 515/82.

LA POTABILIZZAZIONE

Criteri generali

Le alghe ed i metaboliti da esse rilasciati interferiscono con i sistemi di potabilizzazione incidendo fortemente sui costi di trattamento e sulla loro efficacia. L'allungamento dei tempi di potabilizzazione comporta la necessità di adeguamenti impiantistici (es. vasche di maggior capacità); i solidi sospesi (alghe comprese) riducono fortemente la capacità filtrante dei letti a sabbia che richiedono quindi più frequenti controlavaggi; aumentano i consumi di reagenti e di energia. Il trattamento, in altre parole, diviene più oneroso e, purtroppo, non assicura necessariamente risultati soddisfacenti.

Gli impianti di potabilizzazione, infatti, sono nati per rimuovere le sostanze inorganiche in sospensione e assicurare la igienizzazione dell'acqua dal punto di vista batteriologico; la chiariflocculazione elimina circa il 62% della flora batterica, mentre abbattimenti del 96 e 99% si raggiungono dopo la filtrazione e la disinfezione (tab. 9).

La potabilizzazione, dunque, comporta la non rilevanza degli indicatori in specifici volumi di acqua, non la sterilità della stessa. Nella rete, quindi, può verificarsi una ricrescita batterica: in presenza di carbonio organico assimilabile superiore a $56 \mu\text{g/l}$ (in equivalenti acetato) e di una temperatura superiore a 10°C , è

Tabella 8 - Stato trofico di acque lacustri e classi di qualità per l'uso potabile.

Livello	Classe di qualità	Fosforo totale $\mu\text{g/l}$
Oligomesotrofia	A1	< 10
Mesotrofia	A2	10-20
Mesoeutrofia	A3	20-50
Eutrofia		50-100
Ipereutrofia		> 100

così possibile raggiungere valori di 1-125 *Klebsiella*/100 ml o di 125-200 *Pseudomonas aeruginosa*/100 ml, soprattutto se la rete è soggetta a discontinuità di flusso e non è in pressione costante.

La ricrescita batterica è favorita nelle acque potabilizzate a partire da bacini interessati da scum nei quali si concentrano molti batteri sia per adsorbimento, sia per la ricchezza di escreti (non è difficile trovare anche *Legionella*, un germe tipicamente ambientale). Per tale motivo, quindi, ci si dovrebbe assicurare che, dopo l'intervento di potabilizzazione di acque con fioriture di Cianofitee flottanti, sia minimo o nullo il carbonio organico assimilabile; va comunque sempre garantito il mantenimento della pressione all'interno della rete di distribuzione.

Una volta che il biofilm batterico si è instaurato all'interno dei tubi, la sua rimozione meccanica è molto difficile poichè i batteri (*Klebsiella* in particolare) aderiscono con glicocalici alla superficie del tubo; anche l'utilizzo di disinfettanti è poco efficace poichè i batteri reagiscono ispessendo la capsula protettiva. Si può

Tabella 9 - Rimozione batterica nelle varie sezioni di un impianto di potabilizzazione.

	Coliformi totali n/100 ml	<i>Klebsiella</i> n/100 ml	Coliformi fecali n/100 ml
Acqua grezza	100-20.000	9-3.000	1-2.000
Chiariflocculazione	19-3.800	1,9-570	0,19-380
Filtrazione rapida	0,8-152	0,08-23	0,008-15
Disinfezione	0,008-15	0,0008-0,2	0,00008-0,15

allora ricorrere alla loro "muratura": alzando il pH sopra 9 (ad esempio 9,1) e assicurando un flusso di acqua in pressione, il biofilm viene sepolto da un deposito di carbonato di calcio. Perché il processo sia efficace occorre controllare il contenuto in solfati, per evitare la formazione di solfato di calcio, con caratteristiche meccaniche ben più scadenti del carbonato. Anche la presenza nell'acqua di acido ortosilicico può ostacolare la formazione del rivestimento desiderato. Questi trattamenti di "muratura" rendono l'acqua inidonea al consumo umano (ai sensi del DPR 236/88) fintantoché è in corso il processo di alcalinizzazione.

Negli impianti tradizionali (preclorazione, precipitazione, filtrazione rapida e postclorazione) le difficoltà di rimozione delle alghe crescono passando dalle Diatomee alle Clorofite e alle Cianofite, soprattutto se filamentose.

La difficoltà di rimozione delle Cianofite è di diversi ordini:

- 1 meccanico (i filamenti si frammentano e superano così più facilmente gli sbarramenti costituiti dalle varie sezioni dell'impianto);
- 2 fisico (galleggiamento indotto dai gas intracellulari e delle ganghe aggreganti);
- 3 chimico (gli esopolimeri algali ostacolano la complessazione e la flocculazione, anche con dosi elevate di additivi).

Tali inconvenienti potrebbero essere superati pretrattando l'acqua grezza in enormi vasche; eliminato o ridotto fortemente il contenuto algale in questo stadio, è poi possibile proseguire la potabilizzazione secondo gli schemi tradizionali.

Come previsto nei laghi, si può fare ricorso ad algicidi nello stesso impianto: contro le Cianofite sono stati provati erbicidi veri e propri, ammine e ossidanti energici, quali permanganato, perossidi e il più comune ipoclorito. La concentrazione di queste sostanze è funzione della biomassa algale da rimuovere. Molti di questi sistemi, tuttavia, non sono alieni da inconvenienti, in particolare gli erbicidi, l'ipoclorito e le stesse ammine.

Altri interventi possibili sono l'aggiunta di

tensioattivi, l'esposizione dell'acqua a raggi UV, ad ultrasuoni, a campi magnetici, a sistemi fotosensibilizzanti (es. blu di metilene) o fotosidanti (es. 2,3-dicloro-naftochinone) o flocculanti (solfato di rame a pH 7-8). Il problema della scelta del sistema di abbattimento delle alghe sta nel selezionare un metodo efficace contro la sola vita vegetale, ma che non comporti rischi per l'uomo che assume l'acqua.

Clorazione

Il primo passo di un trattamento tradizionale di potabilizzazione è la preclorazione che, insolubilizzando i complessi organici, facilita la successiva flocculazione. Attualmente si tende ad aumentare la concentrazione di cloro nei casi di scarsa decantazione nelle vasche di chiariflocculazione, presenza di alghe o di colori (non sempre di origine biologica), aumento della torbidità (poiché generalmente sopra 1 NTU - Nephelometric Turbidity Unit - aumenta la carica di coliformi e altri batteri, che tendono ad aderire al particolato);

Alle alte concentrazioni (1 mg/l) il cloro determina la completa distruzione della clorofilla "a", cui seguono la morte e la lisi cellulare; a basse concentrazioni (<0,1 mg/l), invece, determina la temporanea sospensione dell'attività fotosintetica. L'effetto immediato è, comunque, la chiarificazione delle acque; è bene, però, evitare la lisi cellulare poiché col materiale endocellulare vengono rilasciati polielettroliti che interferiscono con i flocculanti.

Tuttavia, anche senza arrivare alla lisi, le Cianofite liberano una gran quantità di prodotti extracellulari, riconducibili a polisaccaridi neutri e acidi (tipo acidi poliuronici), nonché acidi umici e fulvici. Tra questi, le componenti più fastidiose per la chiariflocculazione sono gli acidi bicarbosilici che complessano il metallo usato come flocculante.

La preclorazione favorisce, in determinate circostanze, la formazione di trialometani (THM) la cui concentrazione massima ammissibile nell'acqua potabile è fissata in 100 µg/l dall'EPA e in 30 µg/l (derogabili fino a 50) dalla normativa italiana.

Le biomasse algali, soprattutto nella fase di crescita esponenziale, producono metaboliti precursori di THM. *Oscillatoria* è più attiva di *Anabaena* (sempre che l'acqua venga clorata) nella produzione di cloroformio (uno dei THM).

In realtà la clorazione genera un complesso di sostanze organoclorurate (oltre un centinaio), di cui circa 3/4 non volatili (come idrocarburi clorurati e polifenoli clorurati).

A questi tossici di origine tecnologica si aggiungono quelli provenienti da sorgenti puntiformi (scarichi) o diffuse, comprendenti clorofenoli, PCBs, pesticidi e molte sostanze organiche di sintesi che, pur rappresentando una quota limitata del TOC (< 1%), sono dotate di un'elevata reattività biologica. La formazione dei THM è favorita da alte temperature e influenzata anche da: pH, temperatura, concentrazione dei precursori, concentrazione di cloro e forma di cloro usato, tempo di contatto.

In alternativa all'ipoclorito, che è il disinfettante più economico e di più facile impiego, possono essere utilizzati il cloruro di bromo e il biossido di cloro. Il cloruro di bromo, utilizzato in Olanda, non è però alieno dalla formazione di composti mutageni. Il biossido di cloro, invece, sembra indurre un minore quantitativo di THM, ma ha indubbe difficoltà applicative poiché deve essere prodotto in situ (in genere per reazione di clorito con cloro gassoso), ha problemi di stoccaggio e necessita di valvole e di elettropompe.

Va inoltre sottolineato che qualsiasi trattamento chimico induce una modificazione chimica nelle acque; il biossido di cloro, ad esempio, reagisce con alcuni aminoacidi liberi o combinati dando luogo a composti di vario tipo a seconda della temperatura e del tempo di contatto.

L'efficacia del cloro nei confronti della componente microbiologica di tradizionale interesse sanitario (batteri, virus e parassiti) dipende dalla composizione dell'acqua, dalla temperatura, dal pH, dal tempo di contatto e dalla concentrazione del cloro residuo (tab. 10). La uccisione di *Schistosoma* richiede 1,35 mg/l di cloro residuo e quella delle cercarie 0,7-1,45

mg/l; il tempo di esposizione deve essere sufficientemente lungo (15').

Ozonizzazione

L'azione ossidante dell'ozono può esplicarsi per liberazione di atomi di ossigeno, per ossidazione diretta delle sostanze organiche al livello dei doppi legami (con la trasformazione di queste in ozonidi), oppure per effetto catalitico, potenziando il potere ossidante dell'ossigeno atmosferico; nell'acqua l'effetto disinfettante e ossidante deve ascriversi a questi due ultimi meccanismi di azione.

L'ozono va prodotto in situ (per scariche elettriche, elettrolisi, irradiazione UV di aria od ossigeno). L'efficacia del processo, più costoso della clorazione, richiede alcuni accorgimenti tra i quali un intimo contatto tra acqua e gas, operazione non facile considerata l'instabilità e la scarsa solubilità dell'ozono nell'acqua. L'efficacia disinfettante dipende dal tempo di contatto (5-10') e dalla concentrazione usata; mentre 0,4-0,5 mg/l sono sufficienti per la rimozione dei batteri, la bonifica da spore, virus e cisti di protozoi richiede concentrazioni più elevate e tempi di contatto non inferiori ai 4'.

Le alghe sono rimosse a concentrazioni comprese tra 0,5 e 1 mg/l mentre 2,2 mg/l sono in grado di uccidere anche invertebrati. La rimozione delle alghe può richiedere tempi di contatto più lunghi (fino a 30'). In genere l'ozono è più efficiente per l'inattivazione delle alghe procariotiche (Cianofite) poiché in esse i pigmenti clorofilliani non sono protetti dentro strutture specifiche e complesse, come i cloro-

Tabella 10 - Percentuale di sopravvivenza di virus e batteri dopo clorazione.

organismo	cloro residuo mg/l	tempo contatto (minuti)	% di sopravvivenza
<i>Escherichia coli</i>	0,03	5	0,4
Coxsackie A2	0,6	9,7	0,4
Poliovirus 1 e 3	0,2	4	0
Poliovirus 2	0,2	15-30	0
Adenovirus	0,1	1	0-1

plasti. Una buona ozonizzazione può portare a rimuovere il 65-75% della biomassa di *Oscillatoria*. L'ozono elimina anche gli odori che possono essere presenti nell'acqua e ingenerare lagnanze all'utenza.

Se l'acqua giunge nei filtri a sabbia ancora satura di ozono determina una perdita di carico, mentre se giunge in tale stato nei filtri a carbone attivo granulare ne potenzia l'effetto; la sostanza organica adsorbita su essi, infatti, viene ossidata (soprattutto a livello dei legami insaturi, di più difficile biodegradazione) e resa più aggredibile da parte dei microrganismi.

La flora microbica di un'acqua ozonizzata differisce da quella delle acque sottoposte a trattamenti tradizionali; vengono, infatti, selezionati *Pseudomonas*, *Aeromonas* e *Flavobacterium*. Con l'introduzione di questa nuova tecnologia *Aeromonas* potrebbe divenire un germe emergente e costituire un pericolo per la salute pubblica poichè alcuni suoi ceppi sono enterotossici.

I sostenitori dell'ozonizzazione asseriscono che essa non ha controindicazioni: non favorisce la formazione di composti organoalogenati, ossida le sostanze organiche riducendone il peso molecolare e facilitandone la successiva mineralizzazione batterica, libera il ferro ferrico e il manganese tetravalente dai loro complessi facilitando così la flocculazione, polimerizza composti organici metastabili inducendone la flocculazione e precipitazione promuovendo ulteriormente la chiariflocculazione.

A sfavore dell'ozono si deve ascrivere la possibilità di produzione di THM (nella successiva clorazione di copertura) se il tempo di contatto è troppo breve; la lisi delle cellule vegetali può contrastare la chiariflocculazione, specie se la concentrazione di ozono e il tempo di contatto sono insufficienti a trasformare quei polimeri che possono ostacolare la successiva coagulazione in presenza degli additivi. L'ozonizzazione, inoltre, può impartire odori fruttati all'acqua per formazione di aldeidi e chetoni che potrebbero esercitare un'azione mutagena.

Sebbene questa tecnologia sia in uso a Nizza dal 1907 per produrre acqua potabile, secondo

l'EPA gli studi sui prodotti da essa generati non sono ancora sufficientemente approfonditi. E' noto che l'ozonizzazione comporta formazione di metanolo, etanolo, acetone e acetaldeide; per questo negli USA si preferisce ancora la clorazione con biossido di cloro.

Per abbattere una determinata carica di poliovirus che richiede 0,5-1 mg/l di cloro sono sufficienti 0,05-0,45 mg/l di ozono. Con 0,4 mg/l di ozono residuo e un tempo di contatto superiore a 3 minuti si può ottenere un abbattimento di 4 logaritmi della carica batterica contenuta nell'acqua grezza. L'organismo che mostra la maggiore resistenza all'ozono è lo stafilococco aureo (tab. 11).

Altri ossidanti

Per la rimozione delle alghe, in alternativa al cloro e all'ozono, si può fare ricorso ad altri ossidanti quali permanganato di potassio e perossidi.

Il permanganato di potassio è un ossidante energico a vari pH, più attivo a pH acido. Favorisce l'efficienza della filtrazione perchè il suo prodotto di riduzione (MnO_2), depositandosi sul letto filtrante, costituisce un filtro addizionale. Poichè però questo sedimento finissimo riduce la velocità di filtrazione, è buona norma accertarsi che dopo la chiariflocculazione le acque siano prive della fine polvere di MnO_2 ; è sufficiente, a tale scopo, verificare che nell'acqua non vi sia più il colore rosa dovuto al biossido di manganese.

Il permanganato rimuove colori impressi alla matrice idrica da ferro e manganese e, ossidando molteplici composti, elimina odori e sapori sgradevoli; non ossida però gli idrocarburi saturi, tra i quali i solventi organici, e non è quindi risolutivo in caso di inquinamento industriale. E' utile contro le alghe in genere e può essere usato per l'abbattimento di biomasse anche non note o composte da più specie.

Ha il vantaggio di una eccezionale solubilità ma, essendo solido, richiede lo stoccaggio in impianto e la dotazione di agitatori. In ogni caso la sua addizione all'acqua non altera il pH, non intensifica gli odori ed è compatibile con altri

Tabella 11 - Efficienza dell'ozono nella rimozione della componente microbiologica classica.

Organismo	Ozono residuo mg/l	Tempo contatto minuti	Riduzione log
<i>Escherichia coli</i>	0,02-0,14	4	4
Colifagi	0,62	4	> 4
Poliovirus	0,51	4	> 3
<i>Candida albicans</i>	0,16	3	2,40
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	0,18	3	> 4
<i>Serratia marcescens</i>	0,38	3	> 4
<i>Bacillus cereus</i> (spore)	0,74	3	> 3
Colifagi T1,T2,T3	2,5	2	> 5
<i>Staphylococcus aureus</i>	3,5	5	> 5
<i>Salmonella typhimurium</i>	0,4-0,5	0,25	0%
<i>Shigella flexneri</i>	0,4-0,5	0,25	0%
<i>Vibrio cholerae</i>	0,4-0,5	0,25	0%
<i>Mycobacterium fortuitum</i>	1,1	1,25	2,52
<i>Candida parapsilosis</i>	0,23	0,40	> 3

trattamenti tra cui la stessa clorazione, il trattamento con calce, con coagulanti, etc. Si ricordi, invece, che la clorazione può sviluppare odori in impianto, anche per la formazione di composti fenolici.

I fanghi che si formano nella vasca di sedimentazione a seguito dell'uso del permanganato sono meno voluminosi di quelli ottenibili con altri processi di preossidazione, sia perchè in fase di disinfezione avviene già una certa precipitazione, sia perchè il nucleo di precipitazione è costituito dalla finissima polvere di biossido di manganese.

Tra i perossidi, il più usato per trattare le acque eutrofe è l'acqua ossigenata poichè dopo la liberazione di ossigeno atomico residua solo acqua.

Per rimuovere le forme algali filamentose occorrono 1,5 mg/l di H_2O_2 (che facilitano la sedimentazione) mentre per determinare la completa distruzione della clorofilla "a", dei carotenoidi, della ficocianina e la morte cellulare si deve giungere a 7,7 mg/l. Va ricordato, tuttavia, che la lisi cellulare non è desiderabile perchè libera sostanze citoplasmatiche che competono con i coagulanti ostacolando la chiariflocculazione.

Le Cianofitiche sono più sensibili di altre al-

ghe fitoplanctoniche al trattamento con acqua ossigenata: *Oscillatoria* e *Microcystis* sedimentano con 1,7 mg/l mentre *Raphidiopsis* richiede 3,4 mg/l, *Ankistrodesmus* 6,8-10,2 mg/l e *Anabaena* 5-9,8 mg/l di perossido. Alghe verdi, come *Pandorina*, sono insensibili al trattamento anche a dosi 10 volte più elevate, poichè in esse i pigmenti sono ben protetti all'interno dei cloroplasti.

Un trattamento a perossido, se eseguito in lago anzichè all'interno dell'impianto, può quindi indurre la trasformazione della popolazione algale, con il passaggio quasi certo dalla facies a Cianofitiche a quella a Volvocales che, comunque, sono più facili da rimuovere nell'impianto di potabilizzazione.

Chiariflocculazione:

La chiariflocculazione è nata per rimuovere i solidi sospesi inorganici e organici; per questi ultimi si pensava però alla componente microbica, non a quella algale: soprattutto non alle indesiderate Cianofitiche che sono la risposta biologica terminale di un corpo idrico eutrofico.

La coagulazione con solfato di alluminio può giungere ad eliminare il 99% della componente virale e il 94,4-98,7% della componente batterica; con il cloruro ferrico la rimozione virale è

Tabella 12 - Riduzione batterica e virale (%) nel corso dei processi di chiariflocculazione e di addolcimento.

Additivo	Conc. (mg/l)	pH	organismo	% di riduzione	
$Al_2(SO_4)_3$	15	6,7-7,4	Coxsackie	95,7	
			Colifagi F2	99,45	
			Coliformi	63,8	
	20-25		Carica Batterica Totale	75,1	
			Coxsackie	98,6	
			Coliformi	99,8	
$FeCl_3$	40-50	5,4-6,1	Carica Batterica Totale	99,8	
			Colifagi T4, MS2	99,9	
	20-25	6,8-7,8	76	7,1	99,6
			Coxsackie	93,8	
			Coliformi	61,6-93,8	
			Carica Batterica Totale	78,0-94,8	
$Ca(OH)_2$	40	11,0-11,3	Colifagi F2	99,1	
			Poliovirus	96,5-99,9	
			Colifagi	97,3	
			Coliformi	98,9	
			<i>Ps. aeruginosa</i>	94,5	
			Spore <i>Clostridium</i>	97,3	

leggermente inferiore. Temperatura, pH, dose e tipo di additivo influiscono sull'efficienza di rimozione (tab. 12). La chiariflocculazione può ridurre di 3 logaritmi la componente virale, mentre l'innalzamento del pH a 11,2 porta alla rimozione del 94,5% della flora batterica in pochi minuti, se la formazione del fiocco è istantanea.

La chiariflocculazione è inattiva contro i soluti (es. fenoli, aniline, chinoni); anche le sostanze organiche solubili prodotte dagli organismi presenti nell'acqua grezza non potranno essere rimosse, a meno che non si complessino con i sali usati per facilitare la sedimentazione.

La chiariflocculazione è pesantemente ostacolata dalle Cianofitiche sia perché esse tendono a galleggiare (per gas intracellulari o presenti nella ganga mucillagginosa che aggrega le colonie) sia perché producono esopolimeri gelatinosi incapaci di complessare il catione metallico usato come coagulante. In caso di lisi cellulare causata da precedenti trattamenti, anche le sostanze citoplasmatiche liberate interferiscono negativamente con gli additivi usati in questa sezione di impianto. Le fioriture algali, inoltre, inducono grandi fluttuazioni di pH:

durante il giorno, sottraendo CO_2 con la sintesi clorofilliana, determinano pH alcalini che non sono i più appropriati per l'additivo coagulante-flocculante.

Le grandi variazioni nictemerali di pH e di ossigeno disciolto impongono continui aggiustamenti del dosaggio degli additivi per raggiungere, in questa sezione, una riduzione del 90% della biomassa algale.

Solo un terzo degli esopolimeri gelatinosi delle Cianofitiche sono rimovibili in questa sezione di impianto: il resto passa in rete e costituisce la base di quella sostanza organica assimilabile che può stimolare la ricrescita batterica. Nella vasca di sedimentazione rimangono volumi notevoli di fanghi gelatinosi.

Gli additivi flocculanti per le alghe sono solfato di alluminio, policloruro di alluminio, cloruri o altri sali ferrici, allume e, non ultimo, solfato di rame: ciascuno di essi ha un proprio ambito ottimale di pH.

Per gli impianti di potabilizzazione delle acque eutrofe, occorrerebbe predisporre stadi di controllo del pH sia prima della chiariflocculazione, per migliorare l'efficacia del flocculante, sia dopo di essa per consentirne la completa

rimozione. Alluminio e ferro in soluzione coagulano solo a pH acido, condizione che non si realizza in caso di fioriture algali.

Filtrazione

La filtrazione lenta (la cui efficienza è legata alla pellicola biologica) è un trattamento discontinuo ideato sia per rimuovere i solidi sospesi che per abbattere la concentrazione dei soluti.

La filtrazione rapida, invece, non ha la cooperazione della pellicola microbica e, proprio per questo, necessita del pretrattamento di chiariflocculazione; non riesce, tuttavia, ad ostacolare l'entrata in rete di alghe presenti nelle acque grezze.

La riduzione della carica batterica attraverso i filtri a sabbia varia da 2 logaritmi per la colimetria a 4 logaritmi per la conta batterica totale. La rimozione delle unità virali -fagi ed enterovirus- va da 0 al 98% (fino al 99,99%) per i filtri rapidi e dal 22 al 96 % per quelli lenti; Protozoi e metazoi parassiti sono efficacemente rimossi dalla filtrazione.

Alghe come Diatomee, arrestate nel filtro lento, possono replicarsi sul substrato e, producendo ossigeno, favorire la mineralizzazione batterica di molte sostanze organiche presenti nell'acqua; il processo può portare anche alla inattivazione di biotossine algali. Alghe frequenti sui filtri lenti sono *Clamydomonas*, *Euglena*, *Navicula* e *Nitzschia*; alcune flagellate possono insinuarsi attraverso il filtro e passare in rete. Anche alcune Diatomee, con il loro frustulo siliceo, possono crearsi un varco attraverso il letto. Si ricordi che molte Diatomee bentoniche dotate di movimenti rafidici sono psammatiche, riescono cioè a nascondersi nella sabbia; in natura questo comportamento viene spiegato come il tentativo di sfuggire al "grazing".

Un lato negativo dei filtri lenti è che la loro efficacia dipende dal tipo di membrana biologica che vi si sviluppa e che è diversa di volta in volta poichè dipende dalla composizione delle società microbiche, algali e di macroinvertebrati preesistenti nell'acqua grezza. Vale la pena di

ricordare che la presenza di nematodi o di asellidi nell'acqua bruta può portare allo sviluppo di cattivi odori che passano nell'acqua di rete; questi organismi, inoltre, possono molto più facilmente delle alghe scavarsi gallerie all'interno del filtro ed essere recapitati nella rete.

I filtri rapidi possono essere di vario tipo: a gravità, a flusso ascendente, a letto granulare, prerivestiti con polvere di Diatomee, misti sabbia-fango, bistadio con materiale vulcanico o con uno strato superficiale spesso 40 cm di carbone. Per la rimozione delle microalghe, sono più efficaci quelli con sabbie a fine granulometria o che contengono materiali sottili, come polvere di Diatomee e fango. Nel caso specifico della rimozione delle eventuali biotossine delle Cianoficee, i filtri più attivi sono quelli che associano alla sabbia materiale adsorbente come, ad esempio, il carbone.

Per la rimozione delle alghe, tuttavia, il sistema più efficace è rappresentato dai microsetacci con maglie molto piccole (0,2-0,5 μ) montati su un tamburo rotante.

In questa sezione di impianto si può giungere a rimuovere il 98% delle alghe dalle acque grezze.

Carboni attivi

Per il trattamento di acque contenenti microalghe e loro tossine si può fare ricorso ai carboni attivi in polvere (CAP) o granulari (CAG).

I CAP, aggiunti in entrata all'impianto in concentrazioni di 5-20 mg/l, riescono a rimuovere dal 13 al 58% di tossine, in funzione del tipo (anatosina, microcistina, saxitossina) e, per alcune di esse, fino al 90%. Una rimozione completa si raggiunge solo con dosi di 100-200 mg/l di CAP, inaccettabili nella pratica per la torbidità indotta e per le difficoltà della successiva separazione dei CAP dall'acqua finita; questi, infatti, sono costituiti da polveri finissime, per il 75-80% di granulometria compresa tra 10 e 50 μ . Dosi superiori a 25 mg/l comportano il passaggio in rete del CAP; al di sotto di questa soglia, invece, il CAP può essere precipitato in

fase di chiariflocculazione e il residuo efficientemente rimosso nella filtrazione.

I CAP hanno il vantaggio di poter essere usati estemporaneamente e consentono quindi di limitare il trattamento ai momenti di effettiva necessità e di graduare l'intervento a seconda delle esigenze, anche se entro i limiti sopra esposti; i costi sono rappresentati dal fatto che i CAP non si recuperano.

Al contrario i filtri a CAG, generalmente posti dopo la filtrazione, sono rigenerabili. Durante questa operazione, da farsi in funzione del carico adsorbito (non secondo schemi temporali predeterminati), si generano diossine e furani che debbono essere eliminati prima del riutilizzo.

Poichè i carboni attivi corrodono ferro e acciaio, i serbatoi in cui sono assemblati i CAG vanno verniciati per impedire il contatto carbone/metallo, avendo cura di utilizzare vernici che non rilascino composti tossici.

La pellicola biologica che si sviluppa sui CAG opera ulteriori mineralizzazioni e trasformazioni della sostanza organica adsorbita sul filtro.

Se la rigenerazione non avviene al momento giusto, i filtri cominciano a rilasciare le sostanze adsorbite, compresi gli stessi batteri. Le acque trattate con i CAG possono quindi essere soggette a ricrescita in rete, soprattutto quando la temperatura è idonea (particolarmente in estate), il pH è ottimale e la concentrazione della sostanza organica assimilabile è adeguata. Quest'ultima condizione si realizza preferenzialmente nei punti morti della rete (ove si addensano i sedimenti), soprattutto se soggette a variazioni di carico, frequenti d'estate in alcuni nostri paesi.

I CAG, inoltre, possono rappresentare dei reattori biologici nei quali avviene il trasferimento dell'antibiotico-resistenza da una specie batterica all'altra; la clorazione può effettuare una selezione nei confronti dei microrganismi che posseggono questo fattore. La diffusione in natura di ceppi antibiotico-resistenti è dovuta al crescente uso di farmaci in medicina umana e veterinaria. I fattori plasmidici del-

Tabella 13 - Tossine residue di acque, contenenti biotossine algali, trattate in laboratorio secondo diversi processi di potabilizzazione.

1	Al-flocculazione + Filtrazione su sabbia + Clorazione:	Microcistine	11%
		Simil-microcistine	29-32%
		Anatossina-a	14%
2	Fe-flocculazione + Filtrazione su sabbia + Clorazione:	Microcistine	0-16%
		Simil-microcistine	0%
		Anatossina-a	49%
3	CAP (5mg/l) + Al-flocculazione + Filtrazione su sabbia + Clorazione:	Microcistine	20-34%
		Simil-microcistine	13-19%
		Anatossina-a	58-82%
4	Al-flocculazione + Filtrazione su sabbia + CAG + Clorazione:	Microcistine	100%
		Simil-microcistine	100%
		Anatossina-a	94-97%
5	Ozonizzazione (1mg/l) + Al-flocculazione + Filtrazione su sabbia + Clorazione:	Microcistine	100%
		Simil-microcistine	100%
		Anatossina-a	96-100%

l'antibiotico-resistenza possono essere trasferiti agli eterotrofi che colonizzano il filtro e, successivamente, passano in rete (si calcola che anche il 40-70% di essi possa essere antibiotico-resistente). La resistenza agli antibiotici induce nei batteri la produzione di capsule protettive e, quindi, una maggiore resistenza anche ai trattamenti disinfettanti; ciò spiega le difficoltà spesso incontrate nella sanitizzazione delle reti, anche con clorazioni massicce. Si ritiene che punte di 500 UFC/ml a 22°C possano rappresentare un rischio potenziale per l'utenza.

Il confronto dei risultati di vari tipi di trattamento (tab. 13) mostra che i sistemi più efficaci per eliminare le biotossine algali sono:

- 1 CAP + flocculazione + filtrazione rapida + postclorazione;
- 2 flocculazione + filtrazione rapida + CAG + postclorazione;

- 3 ozonizzazione + flocculazione + filtrazione rapida + postclorazione;
- 4 filtrazione lenta: quest'ultimo processo fornisce risultati variabili (tab. 14) in funzione del tipo di biocenosi che si instaura sulla pellicola biologica.

Tabella 14 - Biotossine algali rimosse in due filtri lenti identici ma caratterizzati probabilmente da diversa pellicola biologica

Tossina	Riduzione percentuale	
	Filtro A	Filtro B
Anatossina-a	68	74
Microcistine	86	82
Oscillatossine o simil-microcistine	29	65

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV. - 1973. Purificazione dell'acqua per mezzo di raggi ultravioletti. *Ing. Sanitaria*, 3: 145.
- AA.VV. - 1980. Environmental health hazards. *Environ. Sci. Technology*, 14: 648-657.
- AA.VV. - 1980. Water chlorination conference. *Env. Sci. Tech.*, 14: 18-22.
- AA.VV. - 1985. Perossido di idrogeno. Montedison-Divisione prodotti industria. *Quaderni di informazione. Centro studi di potabilizzazione università di Padova*.
- AMIRTHARAJAH A. - 1988. Some theoretical and conceptual Views of filtration. *J. AWWA* : 36-46.
- AMY G.L., CHADIK P.A.M., CHOWDHURY Z.K. - 1987. Developing models for predicting trihalomethane formation potenzial and kinetics. *Res. Techn. J. AWWA.*, (7): 89-97.
- ACHER A.J., ELGAVISH A. - 1980. The effect of photochemical treatment of water on algal growth. *Wat. Res.*, 14: 539-543.
- ACHER A.J., and ROSENTHAL I. - 1977. Dye-sensitized-photooxidation. a new approach to the treatment of organic matter in sewage effluents. *Water Res.*, 11: 557-562.
- ADAMS J.Q., CLARK R.M. - 1989. Cost estimates for GAC treatment systems. *Sci. Tecnol. J. AWWA*. 1: 35-42.
- ANSELME C., SUFFET (MEL) I.H., MALLEVIALLE J. - 1988. Effects of ozonation on taste and odors. *Res. Technol. J. AWWA*. (10): 45-51.
- BABLON G.P., VENTRESQUE C., AIM R.B. - 1988. Developing a sand-GAC filter to achieve high-rate biological filtration. *Res. Technol. J. AWWA*: 47-53.
- BALVAY G. - 1981. Biological consequences of treating a lake with hydrogen peroxide on the plankton biocenosis. *Water Res.*, 15: 691-696.
- BANCROFT K., CHROSTOWSKI P., WRIGHT R.L., SUFFET R. - 1984. Ozonation and oxidation competition values. *Wat. Res.*, 18: 473-478.
- BARROIN G., FEULLADE M. - 1986. Hydrogen peroxide as a potential algicida for *Oscillatoria rubescens* D.C. *Water Res.*, 20: 619-623.
- BARTHOLOMEW K.A. - 1958. Control of earthy, musty odors in water by treatment with residual copper. *J. AWWA*: 481-488.
- BELLINGER E.G. - 1977. The response of algal populations to changes in lake water quality. *Pollution Research Unit, University of Manchester* 9:1-24.
- BENDORICCHIO G., CAMUSSO M., TARTARI G. - 1987. Valutazione dei carichi di nutrienti a scala di bacino: il caso del lago di Pusiano. *Acqua-Aria*, 5: 579-583.
- BLANCK C.A., SULICK D.J. - 1975. Activated carbon fights bad taste. *Wat. Wast. Eng.*, 12: 71-73.
- BOLDRY M.G.C., DICKINSON K. - 1985. I prodotti perossidati come disinfettanti per uso industriale e domestico. *Chimica Oggi*. 15-18.
- BONAVENTURA V. - 1987. Interventi di risanamento in un bacino lacustre. *Difesa Ambientale*, 3: 49-52.
- BOUWER E.J., CROWE P.B. - 1988. Biological processes in drinking water treatment. *Res. Technol. J. AWWA*, 9: 82-93.
- BRES H. - 1974. Le dosage des réactifs non gazeux utilisés pour la desodorisation de l'eau. *T.S.M. L'EAU*, 7: 419-423.
- BRINK D.R., CHOI S.I., AL-ANI M., and HENDRICKS D.W. - 1988. Bench-scale evaluation of coagulants for low turbidity water. *Res. Technol. J. AWWA.* : 199-204.
- BROOKS A.S., LIPTAK N.E. - 1979. The effect of intermittent chlorination on freshwater phytoplankton. *Water Res.*, 13: 49-52.
- BULSON P.C., JOHNSTONE D.L., GIBBONS H.L., and FUNK W.H. - 1984. Removal and inactivation of bacteria during alum treatment of a lake. *Appl. Environ. Microbiol.*, 48: 425-430.
- BURLINGAME G.A., DANN R.M., BROCK G.L. - 1986. A case of geosmine in Philadelphia's water. *J. AWWA*, (3):56-61.
- BURLINGAME G.A., SUFFET I.H., PIPES W.O. - 1986. Predominant bacterial genera in granular activated carbon water treatment systems. *Con. J. Microbiol.*, 32: 226-230.
- BURDEN D.G., MALONE R.F., MERICAS C.E. - 1987. Isolation as a restoration strategy for nutrient reduction in a small hypertrophic lake. *Wat. Res.*, 21 (4): 385-393.
- CAMPO F.M., FENZA I., ALTISSIMO L. - 1985. L'acqua ossigenata come agente ossidante. *Inquinamento*, 9(9):49-53.
- CAMPO F.M., MAZZETTO P., ZUIN R. - 1980. Nuovi elementi per lo studi dei microinquinanti volatili. *Atti del Convegno Sep/Pollution*.

- CARMICHAEL W.W., GORHAM P. - 1982. Water environment algal toxins and health. *Plenum Press, New York*: 161.
- CARMICHAEL W.W., BIGGS D.F., GORHAM P.R. - 1975. Toxicology and pharmacological action of *Anabaena flos-aquae* toxin. *Scienze*, 187: 542-544.
- CARMICHAEL W.W., GORHAM P.R. - 1977. Anatoxins from clones of *Anabaena flos-aquae* isolated from lakes of Western Canada. *Mitt. Int. Ver. Limnol.* (Sandefjord-1976).
- CARMICHAEL W.W., JONES C.L.A., MAHMOOD N.A., THEISS W.C. - 1985. Algal toxins and water-based diseases. *CRC Critical Rev. Environ. Control*, 15: 275-313.
- CESS B., ZOETEMAN J., PIET G.J. - 1974. Cause and identification of taste and odour compounds in water. *Sci. Total Environ.*, 3: 103-115.
- CHIAUDIANI G., PREMAZZI G. - 1987. Appraisal of the possible methods of combating the threat of eutrophication in community waters. *EEC.DGXI E.E.P.C./XI/268/87*, pp 113.
- CHIAUDIANI G., PREMAZZI G., ROSSI G. - 1986. Problemi e metodi nei piani di risanamento di tutela e gestione delle risorse dei grandi bacini lacustri. Il caso del lago di Como. *Ing. Amb.*, 15:503.
- CICIONI G., GIULIANO G. - 1987. Un programma interattivo prototipo per la risoluzione di problemi di pianificazione delle risorse idriche in un bacino idrografico. *Acqua-Aria*, 5: 547-554.
- CILICHEMIE ITALIANA. 1987. L'ozono nel trattamento delle acque. *Difesa Ambientale*, 11 (39): 54-58.
- CINI R., LOGLIO G., TESEI V., FICALBI A., FRANCHI R. - 1977. L'abbattimento dei materiali organici nei processi di potabilizzazione dell'acqua. Aspetti chimico-fisici. *Inquinamento*, 4 (4): 45-48.
- CINI R., LOGLIO G., TESEI U., FICALBI A., FRANCHI R. - 1977. Caratteristiche e complementarietà di alcune tecniche di adsorbimento nei processi di potabilizzazione dell'acqua. *Inquinamento*, 6 (6):17-19.
- CLARK R.M., FRONK C.A., LYKINS JR. B.W. - 1988. Removing organic contaminants from groundwater. *Env. Sci. Technol.*, 22 (10): 1126-1129.
- COLL J.J. - 1982. Interactions between bacteria and algae in an aquatic ecosystem. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 13: 291-314.
- COLLINGWOOD R.W. - 1980. The effect of algal growth on the quality of treated water. Water research Centre, Medmnam Laboratory 10: 1-16.
- CRITTENDEN J.C., CORTRIGHT R.D., RICK B., TANG S-R. and PERAM D. - 1988. Using GAC to remove VOCs from air stripper off-gas. *Res. Technol. J.AWWA* : 73-83.
- CROOKS J.K., SNOEYINK, CURRY M.D. and REYNOLDS M.L. - 1986. Technical note: Biological removal of ammonia at Roxana, Illinois. *Res. Technol. J.AWWA*, 5:94-96.
- D'ARCA S.A., BARGIOLI A., MUZZI A. - 1972. Sapore ed odore dell'acqua da utilizzare a scopo di bevanda. *N. Ann. Ig. Microbiol.*, 195-232.
- D'ELIA M., MUSCETTA P.N. - 1986. Il policloruro di alluminio nella potabilizzazione delle acque superficiali. *D.A. Difesa Ambientale*: 61-63.
- DEAN A.G., JONES T.C. - 1972. Seasonal gastroenteritis and malabsorption at an American military base in the Philippines. I - Clinical and epidemiologic investigations of the acute illness. *Amer. Jour. Epidemiology*, 95: 111-127.
- DE MARCO J., MILLER R., HARTMAN D.J. - 1988. Discovery and elimination of dioxins from a carbon reactivation process. *Res. Technol. J. AWWA*: 66-72.
- DENTEL S.K., GOSSETT J.M. - 1988. Mechanisms of coagulation with aluminum salts. *Res. Technol. J. AWWA*, (4):187-198.
- DIAPER E.W.J. - 1972. Ozone moves more to the fore. *Wat. Wast. Engin.*, (5):65-69.
- E.P.A. - 1975. Preliminary assessment of suspected carcinogens in drinking water. Washington, D.C.
- E.P.A. - 1975. Drinking water and health. A report of the Safe Drinking Water Comm. Washington, D.C.
- FALCONER I.R., RUNNEGAR M.T.C., BURCKLEY T., HUYN V.L., and BADSHOW P. - 1989. Using activated carbon to remove toxicity from drinking water containing Cyanobacterial blooms. *Res. Technol. J. AWWA*, (2): 102-105.
- FEDORAK P.M., HUCK P.M. - 1988. Microbial metabolism of cyanobacterial products: batch culture studies with applications to drinking water treatment. *Water Res.*, 22 (10):1267-1277.
- FRANCIS G. - 1987. poisonous australian lake. *Nature* (London), 18: 11-12.
- GAGGINO G.F., PROVINI A. - 1987. Eutrophication of lakes and reservoirs in Italy. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*
- GEHRINGER P., PROKSCH E., SZINOVATZ W., and ESCHWEILER H. - 1988. Decomposition of trichloroethylene and tetrachloroethylene in drinking water by a combined radiation/ozone treatment. *Wat. Res.*, 22 (5): 645-646.
- GINOCCHIO J.C., WINTERTHUR, SCHWEIZ. - 1980. Wirkung von ozon auf die elimination verschiedener algen bei der filtration. Wasser. Abwasser (Raccolta di ricerche svolte nei laghi di Zurigo, Zug, Costanza): 654-665.
- GHILAROV A.M. - 1983- Report on eutrophication studies in the U.S.S.R. *Water Res*, 17: 607-611.
- GLAZE W. U.H. - 1986. *Environ. Health Perspect* 69: 152-157.
- GOMELLA C., BELLE J.P. - 1975. Extraction de micropolluants par le charbon actif. *T.S.M. L'eau*, 4/73: 151-160.
- GOMELLA C., MUSQUERE P. - 1980. La désinfection des eaux par le chlore, l'ozone et le dioxyde de chlore. XII Congrès de l'A.I.D.E., Paris.
- GORDON G., COOPER W. J., RICE R.G., and PACEY G.E. - 1988. Methods of measuring disinfectant residuals. *Res. Technol. J. AWWA*, (9):94-108.
- GRASSO D., WEBER JR. W.J. - 1988. Ozono-induced particle destab-

bilization. *Res. Technol. J.AWWA*, 8: 73-81.

GREGSON R.P., LOHR R.R. - 1983. Isolation of peptide hepatotoxins from the blue-green alga *Microcystis aeruginosa*. *Comp. Biochem. Physiol.* 74 C (2): 413-417.

GUPTA R.S., DASHORA M.S. - 1977. Algal pollutants and potable water. In: Pajasek R.B. ed. Drinking water quality enhancement through source protection. *Ann. Arbor. Science*: 431-459.

HARA Y., TSUCHIDA A., SEKI H. - 1983. Spring bloom in a hypertrophic lake, lake Kasumigaura, Japan-II. *Water Res.*, 17 (4): 447-451.

HATTORI K. - 1988. Water treatment systems and technology for the removal of odor compounds. *Wat. Sci. Tech.*, 20 (8-9): 237-244.

HYDE R.A., HILL D.G., ZABEL T.F.M., BURKE T. - 1987. Replacing sand with rapid gravity filters. Management and operations. *J.AWWA*, (12):33-38.

HOEHN R.C., BARNES D.B., THOMPSON B.C., SANDALL C.W., GRIZZARD T.J., and SHAFFER P.T.B. - 1980. Algae as sources of trihalomethane precursors. *Res. Technol. J. AWWA*: 344-350.

HRUBEC J., HART M. J., MARSMAN P., and LUIJTEN J.A. - 1984. Impact of Chlorine, chlorine dioxide and ozone on the oxidation of NTA during drinking water treatment. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 33: 548-555.

HUBEL R.E., EDZWAID J. K. - 1987. Removing trihalomethane precursors by coagulation. *Res. Technol. J. AWWA*, (7): 98-106.

ISTITUTO DI RICERCA SULLE ACQUE (I.R.S.A.) - 1978. Il problema dell'eutrofizzazione in Italia. *Quaderni CNR*, 42 pp93.

JONES F.H. - 1984. The dynamics of suspended algal populations in the lower Wye Catchment. *Water Res.*, 18:25-35.

JONES T.C., DEAN A.G., PARKER G.W. - 1972. Seasonal gastroenteritis and malabsorption at an American military base in Philippines. II- Malabsorption following the acute illness. *Amer. Jour. Epidemiology*, 95: 128-139.

JONES A., LEE F.G. - 1982. Recent advances in assessing impact of phosphorus loads on eutrophication related water quality. *Wat. Res.*, 16: 503-515.

JUTTNER F. - 1988. Biochemistry of biogenic off-flavour compounds in surface waters. *Wat. Sci. Tech.*, 20 (8-9): 107-116.

JUTTNER F., MATUSCHER T. - 1978. The release of low molecular weight compounds by the phytoplankton in an eutrophic lake. *Wat. Res.*, 12: 251-255.

KAY G.P., SYKORA J.L., BURGESS R.A. - 1980. Algal concentration as a quality parameter of finished drinking waters in and around Pittsburgh, Pa. *Res. Technol. J. AWWA*, (3): 170-176.

KEATING K.I. - 1978. Blue green algae inhibition of Diatom growth transition of mesotrophic to eutrophic community striching. *Science*, 199: 971-973.

KELETI G., SYKORA J.L., LIPPY E.C., SHAPIRO M.A. - 1979. Composition and biological properties of lipopolysaccharides isolated from *Schizotrix calcicola* (Ag.) Gomont (Cyanobacteria). *Appl.*

Envir. Microb., 38: 471-477.

KIRPENKO YU.A., PEREVOZCHENKO I.I., SIRENKO K.A., LUKINA L.F. - 1975. Isolation of toxin from blue-green algae biomass and some of its physicochemical properties. (Transl. from Russian). *Dopov. Akad. Nauk. Ukr. RSR Ser. B*: 359-361.

KLEINER J. - 1988. Coprecipitation of phosphate with calcite in lake water: a laboratory experiment modelling phosphorus removal with calcite in lake Costance. *Water Res.*, 22 (10): 1259-1265.

KNOCKE W. R., HAMON J.R., THOMPSON C.P. - 1988. Soluble manganese removal on oxide-coated filter media. *J. AWWA*: 65-70.

KRASNER S.W., BARRET S.E., DALE M.S., HWANG C.J. - 1989. Free chlorine versus monochloramine for controlling off-tastes and off-odors. *Res. Technol. J. AWWA*, 2: 86-93.

LALEZARY S., PIRBAZARI M., MCGUIRE M.J., KRASNER S.W. - 1984. Air of taste and odor compounds from water. *Res. Technol. J. AWWA*, 3: 83-87.

LALEZARY-CRAIG S., PIRBAZARI M., DALE M. S. - 1988. Optimizing the removal of geosmin and 2-methylisoborneol by powdered activated carbon. *Res. Technol. J. AWWA*, 3: 73-80.

LANGE K. P., BELLAMY W.D., HENDRICKS D.W., and LOGSDON G.S. - 1986. Diatomaceous earth filtration of *Giardia* cysts and other substances. *Res. Technol. J. AWWA*: 76-87.

LAWRENCE J., CAPPELLI F.P. - 1977. Ozone in drinking water treatment: a review. *Sci. Tot. Environ.*, 7:99-108.

LEE G.F. - 1973. Role of phosphorus in eutrophication and diffuse service control. *Water Res.*, 7: 111-128.

LE ROUX J.D. - 1988. The treatment of odorans algee-laden water by dissolved air flotation and overded activated carbon. *Wat. Res.*, 47-60.

LETTERMAN R.D. - 1987. An overview of filtration. *J. AWWA*, 12: 26-32.

LETTERMAN R.D., DRISCOLL C.T. - 1988- Survey of residual aluminum in filtered water. *J. AWWA*: 154-158.

LEU R.-J., GHOSH M.M. - 1988. Polyelectrolyte characteristics and flocculation. *Res. Technol. J.AWWA*: 159-167.

LEWIS W. - 1985. The significance of water management in relation to public and environmental health. *J. Appl. Bact. Symposium Supplement*, 1S-13S.

LIPPY E.C., ERB J. - 1976. Gastrointestinal illness at sewickley, Pennsylvania. *J. AWWA*, 68: 606-610.

LYKINS JR.B.W., CLARK M., ADAMS J.Q. - 1988. Granular Activated Carbon for controlling THMs. *Res. Technol. J. AWWA*, (5): 85-92.

LUNG W-S., PAERL H.W. - 1988- Modeling blue-green algal blooms in the lower neuse river. *Wat. Res.*, 22 (7): 895-905.

LUND J.W.G. - 1965. The ecology of the freshwater phytoplank-

ton. *Biol. Rev. Cambridge Philosophical Soc.*, 40: 231-293.

MARCHETTI R. - 1987. L'eutrofizzazione un processo degenerativo delle acque. Collana Scientifica F. Angeli 315 pp.

MASOTTI L. - 1987. Depurazione delle acque. Tecniche ed impianti per il trattamento delle acque di rifiuto. Edizioni Calderini, Bologna, 6: 154-188.

MATSUMOTO A., TSUCHIYA Y. - 1988. Earthy-musty odor-producing cyanophytes isolated from five water areas in Tokyo. *Wat. Sci. Tech.*, 20 (8-9): 179-183.

MERLET N., THIBAUD H., DORE M. - 1985. Chloropicrin formation during oxidative treatments in the preparation of drinking water. *Sci. Tot. Environ.*, 47: 223-228.

MC GUIRE M.J., GASTON J.M. - 1988. Overview of technology for controlling off-flavors in drinking water. *Wat. Sci. Tech.*, 20 (8-9): 215-228.

MC GUIRE M.J., JONES R.M., MEANS E.G., IZAGUIRRE G., PRESTON A.E. - 1984. Controlling attached blue-green algae with copper sulfate. *J. AWWA*, (5):60-65.

MC GUIRE J.M., KRASNER S.W., HWANG C.J., IZAGUIRRE G. - 1981. Closed-loop stripping analysis as a tool for solving taste odor problems. *J. AWWA*: 530-537.

MC GUIRE M.J., MEADOW R.G. - 1988. AWWARF Trihalomethane survey. *Res. Technol. J. AWWA*, 7: 61-68.

MOCHN R.C., BARNES B.D., THOMPSON B.C., RANDALL C.W., GRIZZARD T.J. SHAFFER P.T.B. - 1980. Algae sources of trihalomethane precursors. *J. AWWA*, (6):56-63.

MOORE R.E. - 1977. Toxins from blue-green algae. *Bio. Science*, 27 : 797-802.

MOUCHET P. - 1982. La Technique de l'eau et de l'assainissement. Reflexiones complementaries des phenomenes biologiques dans le traitement et la distillations des eaux de consommations. 424 -7.

MUCHMORE C.B. - 1978. Algae control in water-supply reservoirs. *Wat. Technol. J. AWWA*, (5):273-279.

MURAKAMI M., SUITAMI Y., YAMAGUCHI K., KONOSU S. - 1984. Anti microbial activity of Plankton. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.* 50, n.3, 541-542.

NAMKUNG E., RITTMANN B.E. - 1987. Removal of taste- and odor-causing compounds by biofilms grown on humic substances. *Res. Technol. J. AWWA*, 7: 107-112.

NANGHAVI B., MALONE R.F. - 1986. Algae removal by fine sand silt filtration. *Wat. Res.*, 20 (3): 377-383.

NEUKRUG H.M., SMITH M.G., MALONEY S.W., SUFFET I.H.M. - 1984. Biological activated carbon - At what cost? *Res. Technol. J. AWWA*: 158-165.

NYBERG H. - 1988. Growth of *Selenastrum capricornutum* in the presence of synthetic surfactants. *Wat. Res.*, 22 (2):217-223.

ORGANISATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT (OECD) - 1979. Control of organochlorinated compounds in drinking water and assessment of alternative treatment methods.

Env/Wat./ 79.6, Paris. 52 pp.

ORGANISATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT (OECD) - 1982. Eutrophication of water, monitoring, assessment and control. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris, pp. 153.

OLORI L. - 1987. Speciazione di metalli pesanti quali catalizzatori per ossidanti nei processi di disinfezione per acque trofiche. *Acqua-Aria*, (3): 329-333.

ORLOWSKI A. - 19 . L'ozone propriétés biologiques, microbicides, virulicides. *La technique del l'eau*: 47-55.

PALMER C.M. - 1962. Algae in water supply. Pub. 657. U.S. Public Health Service, Washington, D.C.

PREMAZZI G. - 1986. Application of laser flow cytometry to algal assays for water quality assessment, JRC,PPR Report 4, 310 pp.80.

PROVINI A., MARCHETTI R. - 1988. La situazione trofica del lago Omodeo ed il carico di fosforo veicolato dagli immissari. Atti del convegno internazionale "La qualità dell'acqua in Sardegna".

PROVINI A., MOSELLO R., PETTINE M., PUDDU A., ROLLE E., SPAZIAN F.M. - 1979. Metodi e problemi per la valutazione dei carichi di nutrienti. Atti del Convegno sull'Eutrofizzazione in Italia. CNR P.F. Ambiente, pp. 121.

RANDTKE S.J. - 1988. Organic contaminant removal by coagulation and related process combinations. *Res. Technol. J. AWWA*, (5): 40-56.

RAST W. & LEE G.F. - 1978. Summary analysis of the North American (U.S. portion) OECD eutrophication project: nutrient loading-lake response relationships and trophic state indices. EPA 600/3-78-008. U.S. EPA. Corvallis, OR.

RAST W. & LEE G.F. - 1981. Evaluation of nutrient loading estimates for lakes. *J. Engng. Am. Soc. Civ. Engrs.*

RATTI A. - 1986. La filtrazione a contatto nella potabilizzazione e nell'abbattimento del fosforo. *D.A. Difesa Ambientale*, 10 (6): 42-44.

RAVERA O., DAL MOLIN R., ZARINI S. - 1986. *Acqua - Aria*, 8: 791-795.

REBHUN M., MANKA J., ZILBERMAN A. - 1988. Trihalomethane formation in high-bromide lake Galilee water. *Res. Technol. J. AWWA*, 7: 84-89.

REYNOLDS C.S., WALSBY A.E. - 1975. Water -blooms. *Biol. Rev.*, 50: 437-481.

RICH L.G. - 1982. Influence of multicellular configurations on algal growth in aerated lagoons. *Water Res.*, 16 : 929-931.

ROBINNSON R.B., MINEAR R.A., HOLDEN J.M. - 1987. Effects of several ions on iron treatment by sodium silicate and hypochlorite. *Res. Technol. J. AWWA*: 116-126.

ROOK J.J. - 1974. Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *J. Water Treat. Exam.*, 23:234-243.

ROOK J.J. - 1976. Haloforms in drinking water. *J. Amer. Water*

Works Assoc., 68 (8): 188.

SARNO V., FEDERICONI L. - 1982. Il trattamento delle acque per usi vari. Hoepli 562 pp.

SAUNIER B.M., SELLECK R.E., TRUSSELL R.R. - 1983. Preozonation as a coagulant aid in drinking water treatment. *J. AWWA* 5:239-246.

SECHI P., PREMAZZI G., CONTU A. - 1988. L'importanza delle alghe fitoplanctoniche e dei loro prodotti extracellulari nella formazione di composti organoalogenati in seguito all'utilizzazione delle acque superficiali a scopo idropotabile. *CCE/EUR 11831/IT* pp. 118.

SHRODE L.D. - 1972. Potassium permanganate: use in potable water treatment. *W. & S.W.*: R10-R19.

SKULBERG O., CODD G., CARMICHAEL W. - 1984. Toxic blue-green algal blooms in Europe: a growing problem. *Ambio*, 13:244.

SMITH A.W. - 1972. Plankton enumeration and evaluation. *Jour. AWWA*, 64: 67-70.

SONTHEIMER H. - 1980. Drinking water and its treatment. *Env. Sci. Tech.*, 14: 510-514.

SUKENIK A., SCHRODER W., LAVER J., SHELEF G., SOEDER C. J. - 1985. Coprecipitation of microalgal biomass with calcium and phosphate ions. *Water. Res.*, 19: 127-129.

TARDIFF R. - 1980. Environmental health hazards. *Env. Sci. Tech.*, 14: 648-652.

TERASHIMA K. - 1988. Reduction of musty odor substances in drinking water - a pilot plant study. *Wat. Sci. Tech.*, 20 (8-9): 275-281.

TISDALE E.S. - 1931. Epidemic of intestinalis disoeders in Charleston. West Virginia, occurring simultaneously with unprecedended water supply conditions. *Amer. Jour. Public health*, 21: 198-200.

TOBIASOB N.J.E., O'MELIA C.R. - 1988. Physicochemical aspects of particle removal in depth filtration. *Res. Technol. J. AWWA*: 54-64.

TOEZ D.W. - 1981. Effects of whole lake mixing on water quality and phytoplankton. *Water Res.*, 15: 1205-1210.

Tsuchiya Y., MATSUMOTO A. - 1988. Identification of volatile metabolites produced by blue-green algae. *Wat. Sci. Tech.*, 20 (8-9): 149-155.

UNESCO - 1986. The control of eutrophication of lakes and reservoirs. Unesco Paris, pp. 208.

VAN HOOF F., JANSSENS J., VAN DIJCK H. - 1985- Formation of linear aldehydes during surface water preozonation and their removal in water treatment in relation to mutagenic activity and sum parameters. *Sci. Tot. Environ.*, 47: 187-194.

VELDEE M.V. - 1931. Epidemiological study of suspected waterborne gastroenteritis. *Amer. Jour. Public Health*, 21: 1227-1235.

VERDEGNA V., TERUGGI S. - 1985. Un modello per la previsione degli impatti sull'ecosistema lacustre. *Acqua-Aria*, 7: 621-630.

VIGHI M., CHIAUDIANI G. - 1986. Una nuova metodologia per la valutazione della qualità recettiva degli ambienti lacustri: il modello MEI e sua applicazione nei piani di risanamento. *Ing. Amb.*, 15: 503.

VIK E.A., STORHAUG R., NAES H., UTKILEN H.C. - 1988- Pilot scale studies of geosmin and 2-Methylisoborneol removal. *Wat. Sci. Tech.*, 20 (8-9): 229-236.

VOLLENWEIDER R.A. - 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD Technical Report DAS/CSI/68.27, pp.254.

VOLLENWEIDER R.A. - 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lakes for phosphorus in lakes eutrophication. *Men. Ist. Idrob.*, 35, 53.

VOLLEINWEIDER R.A. & KEREKES J.J. - 1980. Background and summary results of the OECD cooperative programme on eutrophication. draft OECD publication. Paris, France.

WAJON J.E., ALEXANDER R., KAGI R.I. - 1985. Dimethyl trisulphide and objectionable odours in potable water. *Chemosphere*, 14 (1):85-89.

WAJON J. E., KAVANAGH B.V., KAGI R.I., ROSICH R.S., ALEXANDER R. - 1988. Controlling swampy odors in drinking water. *Res. Technol. J. AWWA*, 6: 77-83.

WALKER JR. W.W. - 1983. Significance of eutrophication in water supply reservoirs. *Res. Technol. J.AWWA*: 38-42.

WALKER G.S., LEE F.P.T., AIETA E.M. - 1986. Chlorine dioxide for taste and odor control. *Res. Technol. J.AWWA*: 84-93.

WEIST G.J., GILLETTE R.I. - 1976. Nip taste and odor in the bud. *Wat. Wast. Eng.*, 13: 21-27.

WHITE G.C. - 1972. Handbook of chlorination for potable water-wastewater-cooling water - industrial process and swimming pools. Van Nostrand Reinhold Company, New York - 509 pp.

WHITTON B.A. - 1973. Freshwater plankton. In: Carr N.G., Whitton B.A. eds, The biology of blue-green algae, 17, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 353- 367.

WILDE E.W., MC LAUGHLIN B.D. - 1981. Selecting an algicide for use with aluminium alloys. *Water Res.*, 15: 1117-1124.

WILLIAMS L.B. - 1964- Possible relationships between plankton-diatom species numbers and water quality estimates. *Ecology*, 45: 809-823.

WORLEY S.D., WILLIAMS D.E. - 1988. Disinfecting water with a mixture of free chlorine and an organic N-halamine. *J. AWWA*: 69-71.

WRIGHT R.R. - 1980. Eliminate taste and odor problems caused by algae. *Wat. Wast. Eng.*, 17 (5): 67-69.

WU J.T., JUTTNER F. - 1988. Effect of environmental factors on geosmin production by *Fischerella muscicola*. *Wat. Sci. Tech.*, 20 (8-9): 143-148.

XUE H.-B., STUMM W., SIGG L. - 1988. The binding of heavy metals to algal surfaces. *Wat. Res.*, 22 (7): 917-926.