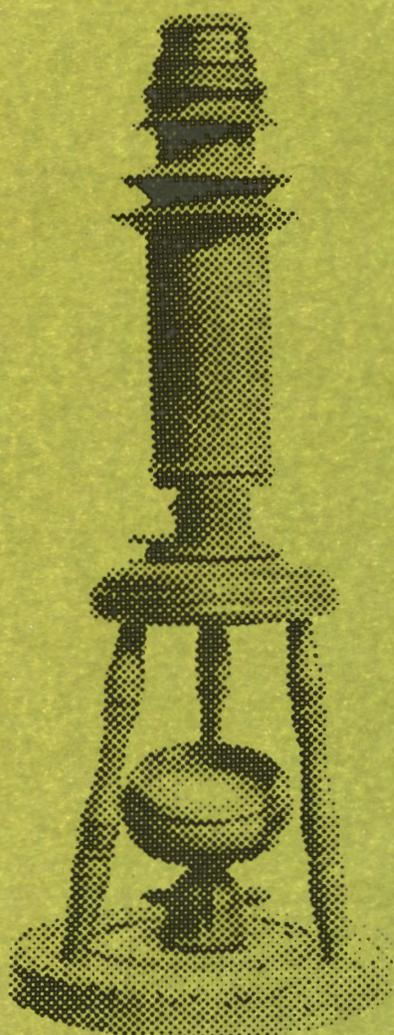


biologia ambientale

1

gennaio
febbraio
1992

BOLLETTINO C.I.S.B.A. anno VI n. 24



SOMMARIO

EDITORIALE	3
IGIENE URBANA La potabilizzazione delle acque eutrofiche di L. Volterra	5
L'INTERVISTA Gestione delle risorse idriche intervista a P.G. Cannata a cura di G. Sansoni	28
Fonti di approvvigionamento idrico intervista a S. Galassi a cura di R. Azzoni	
ATTUALITA' Laghi ed invasi italiani adibiti ad uso potabile di L. Volterra & L. Mancini	36
SEGNALAZIONI	44
PAGINE APERTE Gestione del controllo di qualità microbiologico intralaboratoriale di N. Fontani & M. Algeri	36
APPUNTAMENTI	47



biologia ambientale

Bollettino C.I.S.B.A. n. 1/1992

direttore responsabile
Paolo Carta

REDAZIONE

Rossella Azzoni	responsabile di redazione
Giuseppe Sansoni	responsabile grafico
Roberto Spaggiari	responsabile di segreteria

Hanno collaborato a questo numero:

Manuela Algeri
Rossella Azzoni
Pietro Giuliano Cannata
Nadia Fontani
Silvana Galassi
Laura Mancini
Giuseppe Sansoni
Laura Volterra

Numero chiuso in redazione il 26/1/92

Il C.I.S.B.A. - Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale
- si propone di:

- divenire un punto di riferimento nazionale per la formazione e l'informazione sui temi di biologia ambientale, fornendo agli operatori pubblici uno strumento di documentazione, di aggiornamento e di collegamento con interlocutori qualificati
- favorire il collegamento fra il mondo della ricerca e quello applicativo, promuovendo i rapporti tecnico-scientifici con i Ministeri, il CNR, l'Università ed altri organismi pubblici e privati interessati allo studio ed alla gestione dell'ambiente
- orientare le linee di ricerca degli Istituti Scientifici del Paese e la didattica universitaria, facendo della biologia ambientale un tema di interesse nazionale
- favorire il recepimento dei principi e dei metodi della sorveglianza ecologica nelle normative regionali e nazionale concernenti la tutela ambientale.

Per iscriversi al C.I.S.B.A. o per informazioni scrivere al
Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale, c/o Dipartimento della Prevenzione USL n° 9, via Amendola 2, C.P. San Maurizio - 42100 Reggio Emilia
o telefonare al Segretario: *Roberto Spaggiari: 0522/295460; fax 0522/295446.*

Quote annuali di iscrizione al Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale: socio ordinario: £ 70.000; socio collaboratore £ 50.000; socio sostenitore £ 600.000.

I soci ricevono il bollettino *Biologia Ambientale* e vengono tempestivamente informati sui corsi di formazione e sulle altre iniziative del C.I.S.B.A.

Gli articoli originali e altri contributi vanno inviati alla Redazione:
Rossella Azzoni Gastaldi, via Cola di Rienzo, 26 - 20144 Milano.

I dattiloscritti, compreso il materiale illustrativo, saranno sottoposti a referee per l'approvazione e non verranno restituiti, salvo specifica richiesta dell'Autore all'atto dell'invio del materiale.

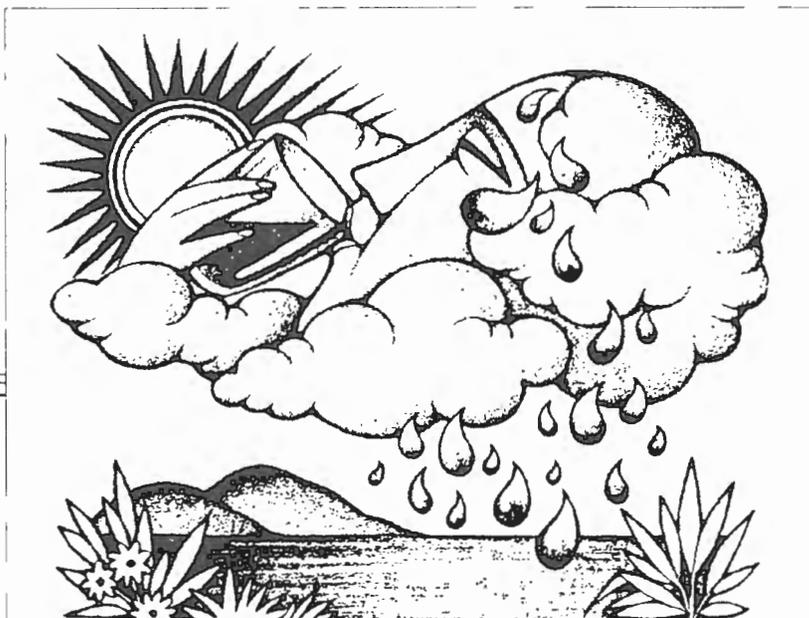
Le opinioni espresse dagli Autori negli articoli firmati non rispecchiano necessariamente le posizioni del C.I.S.B.A.

IMPORTANTE: Dal 1° aprile 1992

Nuovo indirizzo della Segreteria C.I.S.B.A.

c/o Dipartimento della Prevenzione USL n° 9
via Amendola 2, C.P. San Maurizio - 42100 Reggio Emilia
Tel. 0522/295460; Fax 0522/295446

EDITORIALE



on questo numero apriamo un nuovo anno di pubblicazione di *Biologia Ambientale* e cogliamo l'occasione per stilare un breve bilancio dell'attività editoriale del Centro Studi.

Escludendo i manuali, stampati mediante l'ausilio di finanziatori esterni, il CISBA garantisce da sei anni la pubblicazione del proprio bollettino sul quale sono stati recensiti, ad esempio, 223 articoli originali tratti da riviste scientifiche italiane e straniere; per mantenere viva l'informazione rivolta ai Soci, sono stati intervistati dieci personaggi di spicco della comunità scientifica internazionale e sono stati segnalati una sessantina di volumi. Sono stati pubblicati una trentina di articoli originali, ed altrettanti temi di attualità sono stati trattati nelle rubriche fisse.

Grazie all'entusiasmo ed alla caparbia di tutti i suoi collaboratori, *Biologia Ambientale* sta entrando nel panorama delle riviste scientifiche nazionali

In questo numero monografico affrontiamo, pur con angolature differenti e particolari, un tema di grande attualità: quello della qualità delle fonti di approvvigionamento idrico.

L'articolo di Laura Volterra pone l'accento sull'aspetto igienistico della potabilizzazione delle acque eutrofe, considerando non solo argomenti come quello dei rischi umani ed ambientali, ma anche suggerimenti per il contenimento dell'eutrofizzazione e spunti sulle tecniche della potabilizzazione.

Complementare a questo è il contenuto della rubrica "Attualità", curata da Laura Volterra e Laura Mancini: vengono riportati i risultati di un censimento relativo alla situazione italiana dell'approvvigionamento da laghi, completa di indicazioni sulla comparsa di fioriture algali.

Battaglieri i protagonisti delle due interviste: Pietro Giuliano Cannata ci costringe a riflettere sul ruolo preponderante e spesso fuorviante che l'economia gioca nel determinare le scelte di gestione del territorio e della salute collettiva mentre Silvana Galassi, dipingendo un quadro piuttosto complesso della situazione del più grande fiume italiano, tocca il tema della qualità gestionale delle fonti d'approvvigionamento idrico.

Ricca di spunti di riflessione la rubrica Segnalazioni, anch'essa centrata sui problemi della potabilizzazione, dell'inquinamento delle acque sotterranee e delle contromisure da adottare a livello comunitario per invertire la direzione di un processo dilagante.

Emerge, dall'intero numero, l'esigenza di un approccio multidisciplinare alla tutela delle risorse idriche che superi le rigidità e la separatezza della gestione degli attuali usi, la frammentazione delle competenze, l'irrazionalità di uno sviluppo urbanistico, agricolo, industriale troppo spesso recalcitrante a tener conto della "sostenibilità ecologica".

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 (telemetaboliti) 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 Cianofitocoe: 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 Cianofitocoe responsabili di bloom in Italia

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

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 Cianofite 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 trihalometani (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 (Cianoficee) 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 saturata 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 structure. *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 algal-laden water by dissolved air flotation and powdered 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. Eng.*

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.

TOBIASOBN 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.

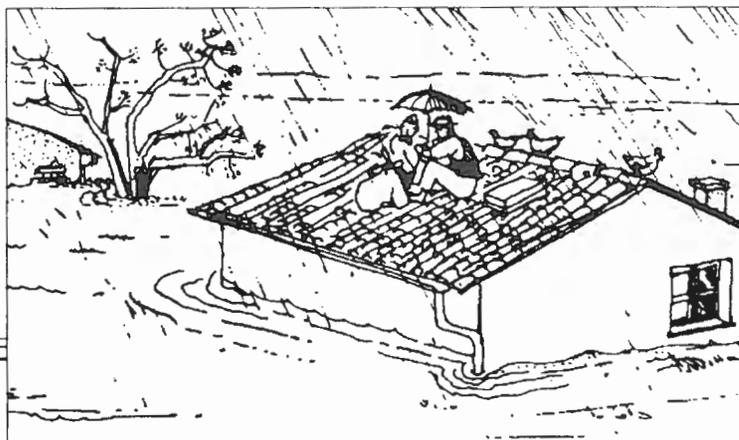
WORLEY S.D., WILLIAMS D.E. - 1988. Disinfecting water with a mixture of free chlorine and an organic N-halamine. *J. AWWA*: 69-71.

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.

L'INTERVISTA



GESTIONE DELLE RISORSE IDRICHE

Intervista all'ingegner Pietro Giuliano Cannata

a cura di Giuseppe Sansoni*

L'ing. Cannata è noto al largo pubblico per il suo impegno ambientalista (è socio fondatore della Lega per l'Ambiente e membro del suo ufficio di presidenza) e per la sua intensa attività editoriale. Autore di "L'acqua e lo sviluppo" e di "I fiumi della terra e del tempo" e co-autore di una decina di libri, ha pubblicato numerosissimi articoli su quotidiani, riviste specializzate e divulgative, sui temi dello sviluppo del Terzo Mondo, dell'ambiente e della pianificazione delle risorse. Il suo articolo "Una distruzione annunciata" ha vinto il premio nazionale UNICEF per il 1989.

La sua attività professionale, iniziata nel 1960 nell'AGIP Mineraria, prosegue come direttore di varie società nazionali e internazionali di progettazione e pianificazione territoriale. Attualmente insegna Pianificazione dei Bacini Fluviali all'Università di Siena, è presidente dell'*Alpha Cygni*, società romana di consulting (senza fini di lucro) in scienze ambientali applicate della Lega per l'Ambiente ed è membro del Comitato Tecnico dell'Autorità di Bacino dell'Arno.

In questi ultimi anni ha lavorato ai piani di bacino del Tevere, Ombrone, Amaseno, Tenna e Arno, al piano di risanamento e gestione della Conca Ternana e al progetto irriguo "Medium Size Dams Project" dello Zimbabwe.

Nella sua vasta attività professionale ha diretto o collaborato a numerosi progetti in Burkina Faso, Nigeria, Togo, Somalia, Mozambico, Tanzania, Sudan, Marocco, Swaziland, Iran, Pakistan, Nepal, Brasile, Spagna.

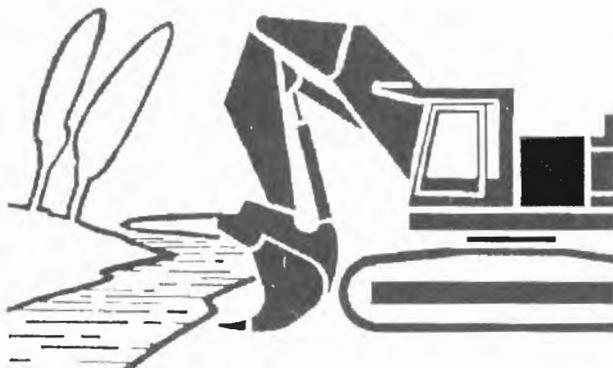
Da alcuni decenni si assiste alla progressiva accentuazione di opposti fenomeni: prolungate siccità estive mettono in crisi l'approvvigionamento idropotabile di intere città mentre ad ogni acquazzone si verificano straripamenti e ingenti danni. Si tratta davvero di "calamità naturali"? Può precisare meglio l'entità e la dinamica di questi fenomeni?

Questi fenomeni non hanno nulla di naturale. L'andamento delle piogge infatti, nonostante i segni inquietanti di modifiche globali del clima terrestre, rientra ancora nelle normali oscillazioni statistiche e, comunque, le variazioni da un anno all'altro sono limitate.

Le magre e le secche dei fiumi sono solo effetto dei selvaggi prelievi idrici, in gran parte incontrollati ed inutili.

Le piene sono effetto della devastazione territoriale: un quarto dell'intero spazio fisico dell'Italia è già stato asfaltato e cementato; in nessun altro paese al mondo, nemmeno nei più densamente popolati e sviluppati come Inghil-

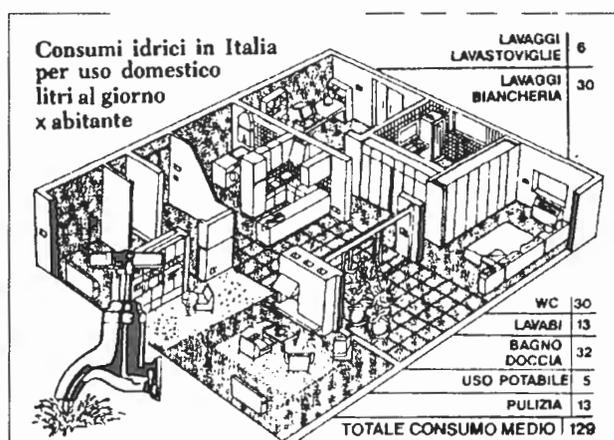
* Servizio Multizonale di Prevenzione, USL n. 2, Massa



terra e Giappone, si raggiungono simili proporzioni. Questa "urbanizzazione selvaggia", che non ha riscontro in nessuna esigenza economica reale, provoca una netta riduzione della frazione di pioggia che si infiltra nel terreno; aumenta così la frazione che è costretta a defluire in superficie, con un fortissimo aumento della velocità di scorrimento. Analogo effetto hanno sia il disboscamento che la "rasatura a zero" delle campagne operata dall'agricoltura (inutile e devastante) dei Consorzi di Bonifica. E' stato calcolato, ad esempio, che dopo una pioggia il deflusso superficiale è solo il 30% delle precipitazioni in un bosco maturo, ma può salire al 60% nei terreni coltivati e al 100% nelle aree urbane (i deflussi tendono a uguagliarsi solo per piogge molto prolungate).

Va ricordato che i danni degli straripamenti sono accentuati dall'irresponsabile localizzazione di molti insediamenti civili e produttivi in aree a rischio di esondazione. Non vi è nulla di naturale, dunque: sia le piene che le secche sono la conseguenza di una errata programmazione del territorio e delle risorse.

L'errore di fondo, dunque, è quello di ridurre l'infiltrazione delle acque nel suolo a favore del loro rapido allontanamento. Considerato che anche le arginature e le canalizzazioni accentuano sia le punte di piena che la durata dei periodi di magra si potrebbe affermare che nella terminologia idraulica ci sia un vizio di fondo: si dovrebbe parlare di opere di "offesa" anziché di "difesa" idraulica!



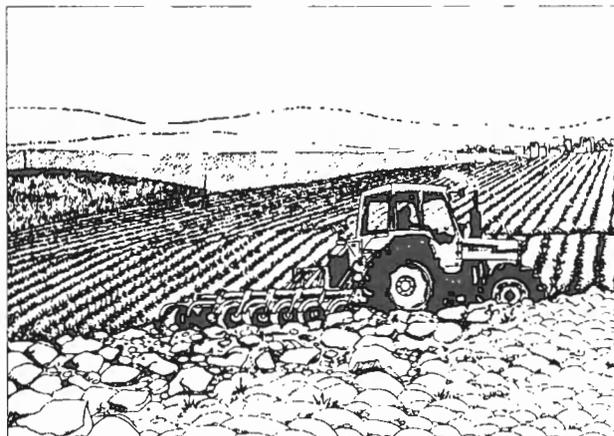
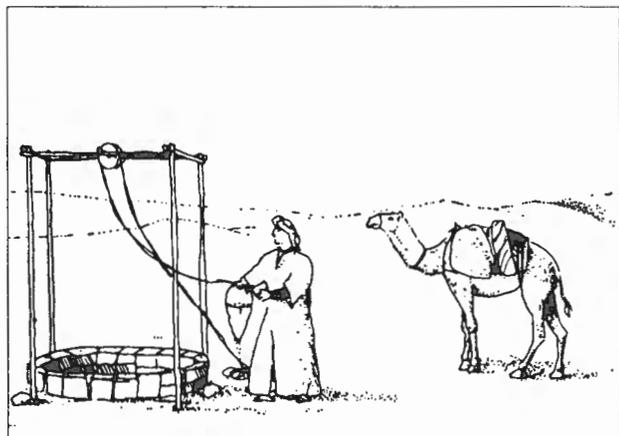
Senza altro. Tutte le opere di "difesa idraulica" e di "difesa del suolo" finanziate dai FIO (Fondi Investimento e Occupazione) negli ultimi anni sono risultate, ad un esame ex-post, disastrose e distruttive; la cosa buffa è che sono raggruppate nel capitolo di bilancio "difesa dell'ambiente"!

L'Italia, coi suoi 800 kg pro capite di consumo di cemento, detiene da 25 anni il record mondiale; per impastare queste quantità occorrono un miliardo di tonnellate di inerti all'anno la cui estrazione dagli ambiti fluviali è causa di tanti dissesti ed alimenta, a sua volta, la richiesta di altre opere fluviali ...

L'approvvigionamento idropotabile diventa sempre più problematico per i crescenti consumi, la riduzione quantitativa delle risorse idriche e il loro deterioramento qualitativo, conseguente all'inquinamento. Si ha l'impressione, però, che anche la ripartizione delle risorse tra consumi civili, agricoli e industriali non sia ben equilibrata.

Il problema idropotabile, nonostante gli sprechi dei consumi e le perdite delle reti acquedottistiche, non ha alcuna relazione con le disponibilità idriche. Tutta l'acqua captata per gli acquedotti e per le industrie non raggiunge il 30% dei prelievi totali: il 70% dei consumi è imputabile all'irrigazione (con punte del 90% nei critici mesi estivi), per produrre miseria o inquinamento.

La Puglia "assetata", ad esempio, consuma



ogni anno fino a punte assurde di 20.000 m³ d'acqua per ettaro coltivato, che corrisponde al triplo delle precipitazioni locali. La coltivazione prevalente è il mais, coltura molto idroesigente, che viene mandata al macero per surplus produttivo.

Sorge il sospetto che in Italia vengano prodotti 9 milioni di tonnellate di mais non perché ce ne sia bisogno, ma perché il mais gode di un sostegno di 400 £/kg, sebbene il suo prezzo alla borsa internazionale sia di sole 150 £/kg.

Una strategia invocata per sopperire alla carenza idrica è il ricorso alla captazione delle acque superficiali mediante dighe. Tuttavia, laddove questa strategia è stata largamente praticata, come in Sardegna, si ha quasi l'impressione che il problema si sia aggravato. E' un'impressione corretta e, se sì, vi sono spiegazioni per questo paradosso?

Le dighe non "fabbricano" l'acqua, ma si limitano a trattenere in certi mesi dell'anno una parte del deflusso di un fiume per rilasciarlo in estate: a costi altissimi in termini di evaporazione, di mancato trasporto solido (di cui sono fatte le spiagge) e di distruzione d'ambiente e di territorio.

Il Piano Acque della Sardegna stanziava 12.000 miliardi per costruire altre 38 dighe, per aggiungere altri 300.000 ettari irrigui agli attuali 150.000; 450.000 ettari sono sufficienti a sfamare 20 milioni di abitanti mentre la Sardegna ne ha un milione e mezzo! Dunque si intende,

con questa "soluzione finale", canalizzare e fermare tutta la residua acqua scorrente sull'isola per consumarla irrazionalmente, in maniera fortemente antieconomica, aumentando la sete, distruggendo gli ultimi ambienti fluviali, programmando l'erosione di tutte le spiagge. Altro che strategia per fronteggiare l'emergenza idropotabile!

Nel campo della depurazione delle acque civili si va affermando la tendenza a realizzare estese reti di collettori che convogliano i liquami a grandi depuratori, meglio attrezzati e gestibili. Grandi volumi d'acqua captati decine di km a monte percorrono veri e propri fiumi invisibili e impermeabili, cortocircuitando il ciclo dell'acqua. Cosa possiamo aspettarci per il futuro?

L'acqua captata per gli acquedotti viene "consumata" solo per una minima parte, meno del 20%. Il resto, purtroppo sporcata con tutti i possibili inquinanti (nutrienti, tensioattivi, solventi, olii, ecc.), ritorna agli alvei dei fiumi.

In Toscana, le città di Arezzo, Firenze e Pisa "ribevono" tre volte la stessa acqua, prelevata e restituita all'Arno; se così non fosse Arno, Tevere e parecchi altri fiumi in estate sarebbero secchi. Sottrarre questo deflusso ai fiumi, buttando le fogne in mare o restituendole solo dopo molti km, è uno spreco ingiustificabile; occorrerebbe, invece, rallentare il deflusso delle acque, trattenerle il più a lungo possibile sul territorio.

Più grave ancora -se possibile- pensando che

quasi tutte le fogne italiane raccolgono non solo gli scarichi antropici, ma anche le acque piovane, dai tetti e dai tombini!

In inglese non esiste l'equivalente del nostro termine "fognatura", ma vi sono due termini: *drain* per le acque bianche e *sewerage* per quelle nere. Un ingegnere inglese fatica a capire quando noi parliamo di fognature: non è nemmeno sfiorato dall'idea che acque bianche e nere possano essere condottate insieme. Il Ministero dei Lavori Pubblici ben farebbe a spendere i suoi 40.000 miliardi all'anno non più in autostrade, dighe o canalizzazioni, ma impiegandoli per separare le fognature.

Può suggerire accorgimenti adottabili a scala locale? Occorre generalizzare il riciclo delle acque industriali? E per l'agricoltura? Sono praticabili, e a quali costi, sistemi di irrigazione finalizzati al risparmio idrico? E' possibile conciliare ambiente e sviluppo?

In tutte le città del mondo, tranne che in Italia e in qualche paese arabo, le acque superficiali continuano a scorrere anche nelle aree urbanizzate: canali, rii e fossi con cannuccie e rane sono elementi distintivi di molte città. In Italia vengono tutte intubate col risultato che, alla prima pioggia, saltano i tombini e le strade si ricoprono di fanghiglia. In più, dovendo funzionare con portate estremamente variabili, i depuratori sono sempre in crisi. Se si considera che le aree urbanizzate sono ormai il 23% di tutto il territorio italiano, si capisce perché, in queste condizioni di artificializzazione dei deflussi, anche l'impovertimento delle falde sia disastroso.

Il consumo di acqua in agricoltura è mostruoso (35 miliardi di m³/anno, contro i 7-8 della Francia); dovrebbe essere ridotto a ... un decimo, a partire dalle colture inutili e disastrose (mais, foraggi, tabacco) e adottando tecniche di minor consumo come l'aspersione che, oltretutto, lasciano meno sali sul suolo.

Conciliare ambiente e sviluppo? E' un altro luogo comune, un falso problema. In tanti anni di attività non ho ancora trovato un solo inter-

vento di valorizzazione delle risorse economicamente valido che fosse contraddittorio con l'ambiente. Il problema è che le ragioni economiche che legavano consumo d'acqua e sviluppo si sono da tempo spezzate e sopravvive di esse solo lo scheletro clientelare e speculativo, reso possibile dai finanziamenti pubblici.

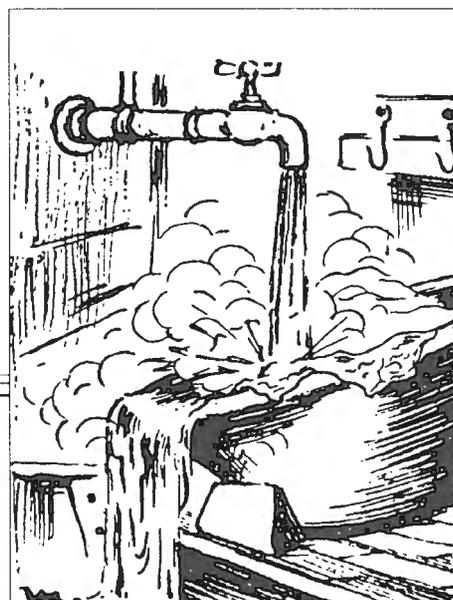
Professore, le Sue risposte suonano come taglienti atti d'accusa verso gli enti di pianificazione territoriale, dal livello comunale a quello ministeriale. Non c'è il rischio di dialogare per slogan? Non gioverebbe di più ad un sereno confronto limitarsi ad argomentazioni di tipo esclusivamente tecnico?

E' quello che ho fatto centinaia di volte, contestando puntigliosamente sui piani economico, dell'impatto ambientale e dell'uso delle risorse molti progetti di "grandi opere" costose, inutili e controproducenti. Occorre rendersi conto, però, che il vero motore di molte devastazioni ambientali (si pensi alla proliferazione delle dighe e di altre opere fluviali) è esclusivamente speculativo; mantenere la critica sul puro piano tecnico significherebbe riconoscere dignità e utilità sociale alle finalità, escludere dal dibattito i "comuni" cittadini e lasciare buon gioco al ricorso a relazioni tecniche "accondiscendenti", finalizzate a giustificare l'opera.

Decenni di rigorosa critica scientifica hanno mostrato l'assoluta assurdità della cementificazione del territorio e dell'artificializzazione dei fiumi, ma non sono stati sufficienti a fermare il potente motore speculativo che le muove. Eppure se i proponenti dovessero pagare di tasca propria (anziché con denaro pubblico) i costi delle opere e i danni da esse indotti, ritirerebbero subito la proposta. Perché i tecnici dovrebbero bendarsi gli occhi di fronte ai meccanismi sociali ed economici distorti?

Grazie, ingegner Cannata, per le indicazioni e per il contributo al superamento di luoghi comuni tanto diffusi circa il razionale utilizzo delle risorse e un'efficace tutela dell'ambiente.

L'INTERVISTA



Le opinioni di Silvana Galassi
a proposito delle

FONTI DI APPROVVIGIONAMENTO IDRICO

a cura di Rossella Azzoni*

Silvana Galassi, laureata in Scienze biologiche, da diversi anni lavora presso l'Istituto di Ricerca sulle Acque del CNR -per il quale ha svolto numerose indagini sull'inquinamento delle acque italiane provocato da molecole di sintesi- ed ha seguito lo sviluppo delle ricerche ecotossicologiche dal nascere di questa disciplina.

Nella prefazione al tuo libro "MICROINQUINANTI ORGANICI" affermi che le notizie di disastri ecologici, di sequestri di merci commestibili contaminate o di chiusura di pozzi per acqua potabile sono diventate così frequenti da far parte del nostro vivere quotidiano.

Sì, e confermo la mia opinione secondo la quale esistono due tipi di atteggiamento nei confronti delle notizie che riguardano i pericoli per l'ambiente e quindi, alla fine, per la nostra

salute. Questi atteggiamenti dipendono da una predisposizione individuale: i fatalisti cercano di non pensarci, gli ansiosi creano fantasmi ovunque. Io apparterei alla prima categoria se il mio mestiere di "ambientalista" non mi obbligasse ad affrontare ogni giorno questi problemi.

Ciò che mi preoccupa di più non sono tanto le emergenze che scattano qua e là, ma il ritardo e la poca sistematicità con i quali il nostro Paese affronta i problemi ambientali.

Si discute molto anche in relazione alla qualità delle fonti di approvvigionamento idrico destinate alla potabilizzazione; i rischi connessi alla diffusione di prodotti chimici di sintesi sono nel mirino delle strutture preposte alla tutela della salute umana.

Infatti, nonostante negli ultimi anni gli strumenti d'indagine si siano notevolmente evolu-

* Presidio Multizonale di Igiene e Prevenzione,
via Juvara 22, Milano

ti, non c'è stata una pari evoluzione per prevenire il degrado ambientale.

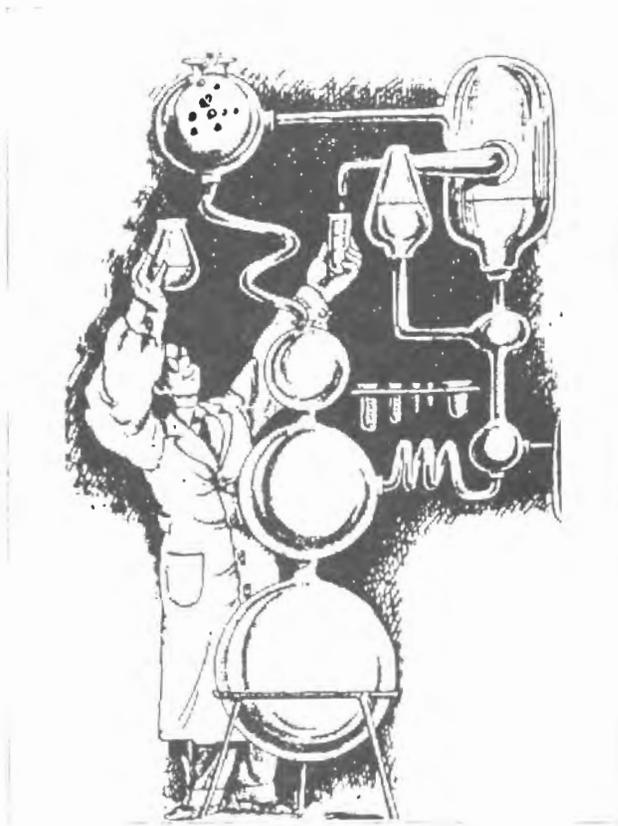
Il problema dell'approvvigionamento idrico è stato sinora trattato da un punto di vista prevalentemente quantitativo mentre da pochissimo tempo abbiamo cominciato ad occuparci anche degli aspetti qualitativi.

Il caso del Po è da ritenere emblematico a questo riguardo. Il Po a Pontelagoscuro è quello che io chiamo il "calderone della strega": essendo chiusura di bacino, lì si raccoglie tutto l'inquinamento che viene prodotto nell'intera Pianura Padana. Il monitoraggio in questo punto può dare un'idea non tanto di quello che c'è, quanto di quello che siamo in grado di trovare.

Poichè la maggior parte delle molecole di sintesi è presente in quantità troppo basse per essere rilevate analiticamente, dobbiamo fare uso di tecniche di preconcentrazione per arrivare ad ottenere il materiale che ci occorre per fare le analisi. Abbiamo così identificato un problema di contaminazione da fitofarmaci sempre presente, anche se con innalzamenti stagionali; un problema di contaminazione da prodotti di origine civile ed industriale presente costantemente durante l'anno: mi riferisco, ad esempio, alla presenza di tensioattivi, plastificanti e ritardanti di fiamma; ed infine il problema della presenza occasionale di prodotti difficili da identificare e quantificare, quali farmaci o loro sottoprodotti e coloranti. Come si può immaginare, nonostante l'identificato sia solo una parte di ciò che è effettivamente presente, la complessità di questo tipo di indagine è molto elevata.

Questo approccio della concentrazione pre-analitica delle acque del fiume mi sembra molto utile come sistema d'allarme precoce a protezione della salute umana.

Certamente l'effetto diluizione rispetto ai nostri dati cautela la popolazione che sfrutta questa risorsa, ma la quantificazione del rischio dal solo punto di vista analitico sarebbe comunque carente. Non siamo in grado di determinare gli effetti di una miscela composta da centi-



naia di molecole presenti in piccolissime quantità e la complessità di questo problema crescerà in futuro con l'introduzione di sempre nuovi prodotti di sintesi.

E' per questo che l'approccio migliore al problema della valutazione del rischio derivato dalla diffusione degli xenobiotici è quello che utilizza test biologici, in grado di dare una risposta globale alla miscela dei microinquinanti presenti nelle acque. I saggi biologici devono essere rappresentativi degli usi a cui l'acqua è destinata; in generale, gli usi che richiedono i più elevati standard qualitativi sono quelli del consumo umano e del benessere della vita acquatica. Ne deriva che un approccio che prenda in considerazione la tossicità nei confronti di organismi acquatici e la genotossicità nei confronti di batteri può essere utilizzato come setaccio relativamente semplice per valutare la qualità dell'acqua.

Con le tecniche di preconcentrazione dell'acqua di fiume, di cui si parlava prima, recuperiamo la maggior parte dei microinquinanti

organici sintetici persistenti e su questi valutiamo l'effetto tossico e mutageno. D'altra parte, per mettere in atto interventi di rimozione dei microinquinanti dalle acque destinate al consumo umano e verificarne l'efficacia è necessario che i composti tossici siano caratterizzati qualitativamente e quantitativamente e questo è l'altro aspetto del nostro lavoro.

Quali indicazioni sono emerse da queste ricerche?

Sul concentrato si dimostra sia l'effetto tossico che quello mutageno: noi rileviamo pertanto una tendenza all'aumento nel tempo dell'effetto tossico delle acque del Po. Attenzione, ciò non significa affermare che il Po sia tossico o mutageno; il rischio esiste, ma è difficile quantificarlo. Siamo nell'ottica di un sistema d'allarme ambientale molto precoce: ad esempio nei test algali -che vanno considerati come saggi di popolazione- si registra con una certa frequenza una significativa inibizione della crescita (o una falsa stimolazione) anche con l'acqua tal quale e questo risultato è da prendere in seria considerazione.

L'impressione generale è che, in un bacino così complesso, la vulnerabilità sia alta e poco prevedibile.

Mi sembra che abbiate pubblicato parecchi risultati non solo sull'acqua grezza ma anche sull'acqua dei rispettivi acquedotti. Ci sono stati riscontri a questi vostri lavori?

Non mi risulta che in Italia esistano sistemi d'allarme sugli acquedotti. Per fortuna oggi, dopo tutte le varie questioni di emergenze derivate da sversamenti accidentali nei nostri fiumi e soprattutto dopo il "caso atrazina", qualche acquedotto si è dotato di sistemi di stoccaggio idrico, che costituiscono le riserve a cui attingere nel caso di inquinamento accidentale del corso d'acqua.

Vorrei aggiungere, però, che oltre agli inquinanti presenti nell'acqua grezza si debbono prendere in considerazione anche quelli che si

formano durante il trattamento di potabilizzazione. Il carbonio organico presente nelle acque di fiume e sfuggito ai trattamenti di rimozione in acquedotto, durante il processo di clorazione e ozonizzazione può dare origine a prodotti di reazione pericolosi, quali clorurati o aldeidi.

Qual è l'incidenza della deposizione atmosferica sulla qualità del fiume?

Più che di deposizione, parlerei di scambio con l'atmosfera. Il sistema idrico non è confinato e quindi può essere contaminato per deposizione ma, a sua volta, inquinare l'atmosfera attraverso il processo di volatilizzazione di certi inquinanti.

Dal punto di vista dell'approvvigionamento idrico, l'autodepurazione del fiume per volatilizzazione non dà grossi risultati: lo scambio, infatti, riguarda solo lo strato superficiale del fiume mentre le prese d'acqua degli acquedotti sono in profondità. Perfino il molinate, che è molto volatile, viene ritrovato nell'acqua immessa in acquedotto proprio perchè non riesce a diffondere dalle zone profonde alla superficie.

Almeno in Lombardia, regione colpita dall'impovertimento quali-quantitativo delle falde, si sente sempre più spesso discutere circa l'opportunità di approvvigionarsi da acque superficiali. Qual è la tua opinione?

Non posso dare una valutazione generale sul problema della scelta fra acque superficiali e sotterranee: penso si debba valutare singolarmente ogni area per poter esprimere un giudizio sensato.

In linea di massima, si può affermare che -essendo la falda un sistema confinato- essa è naturalmente protetta; è anche vero, però, che è stata degradata.

D'altro canto, è difficile pensare di trovare una fonte di approvvigionamento incontaminata: perfino le acque superficiali più a monte, escludendo le sorgenti o i torrenti di montagna,

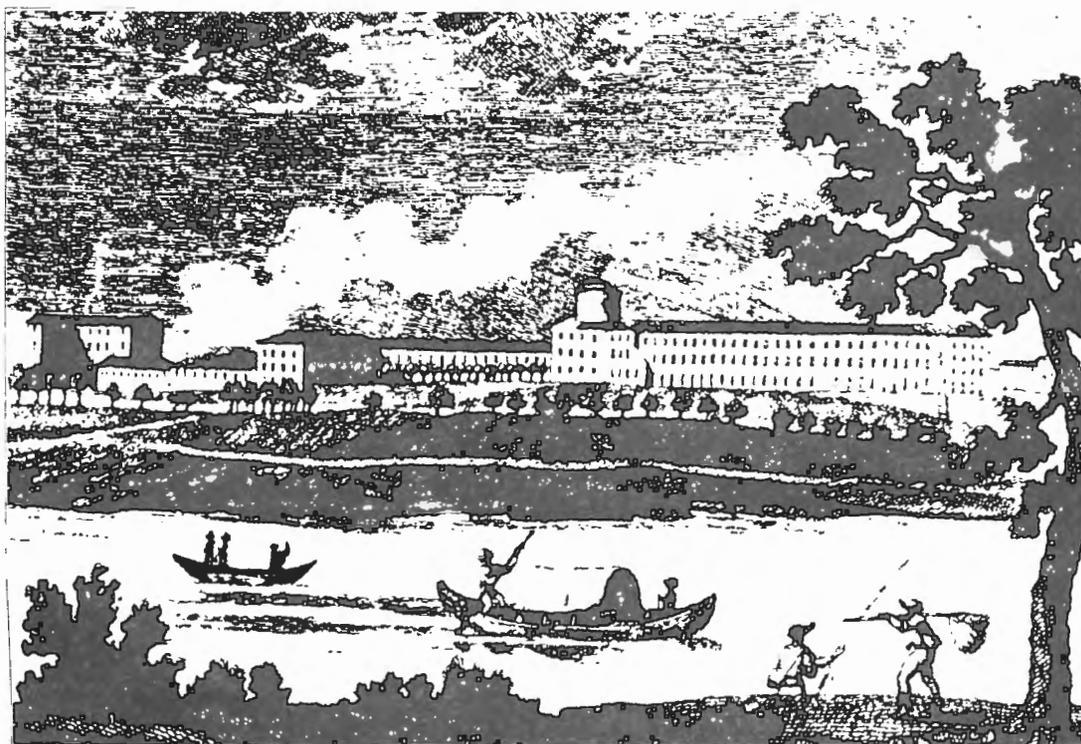
sono inquinate per l'uso umano. Le prese acquedottistiche, per ovvi motivi, vengono situate sui grandi fiumi o sui grandi laghi ove, però, sono ubicate anche le città che per anni hanno scaricato i loro reflui.

Ho letto di recente che il declino di una civiltà è misurabile anche dall'incuria o dal disinteresse nei confronti delle opere per la captazione ed il trasporto dell'acqua. Sin dai tempi più lontani, il rifornirsi d'acqua è stata una necessità avvertita dall'uomo sia che vivesse allo stato nomade sia che avesse scelto un'esistenza stazionaria. Più il villaggio o la città crescevano, più elevata era la richiesta d'acqua: sono state costruite opere -così imponenti e perfette da destare ammirazione ancor oggi- per poter captare acqua pura lontano dai centri abitati perchè questo garantiva il benessere della popolazione. Mi pare che il più antico acquedotto romano, costruito nel 312 a.C., fosse lungo ben 68 km e comunque esso non rappresenta la più antica opera idraulica conosciuta; viceversa, devo ammettere che la situazione acquedottistica italiana attuale è drammatica.

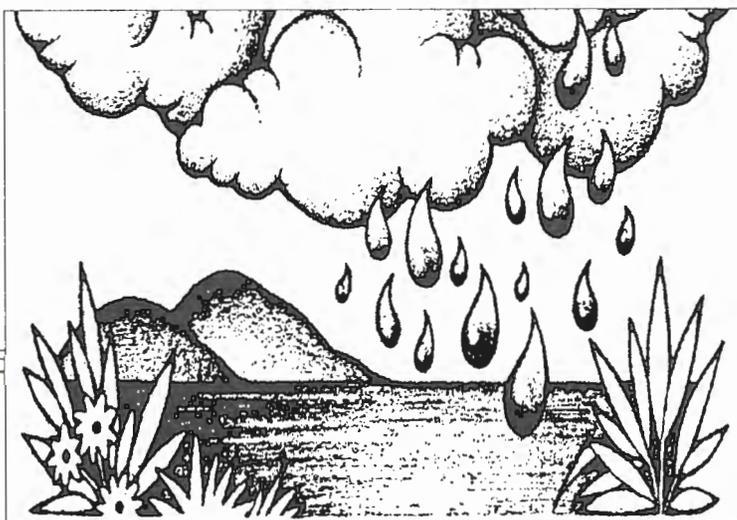
Secondo te, quali dovrebbero essere gli orientamenti futuri per innescare un processo di ritorno verso condizioni qualitative migliori delle attuali per l'acqua da bere?

Premesso che mi sento di affermare che ciò che muove le scelte è l'economia e non il benessere dell'utente, basandomi sulle esperienze passate penso che la politica da attuare sia quella di proteggere ciò che ancora è rimasto, ad esempio controllando meglio ciò che viene utilizzato in agricoltura. Ritengo sia meglio proteggere e risanare le risorse sotterranee rimaste piuttosto che cercare alternative nelle acque superficiali. Considerato che la CEE si muove per la difesa delle acque sotterranee, perchè vogliamo essere quelli che vanno controcorrente?

Ti ringrazio per il tempo che ci hai dedicato. Desidero concludere questo colloquio richiamando l'attenzione sul tuo libro, il cui titolo esatto è: "Microinquinanti organici. Distribuzione, trasporto, effetti dell'inquinamento, previsione del rischio", Hoepli Editore.



ATTUALITA'



LAGHI ED INVASI ITALIANI ADIBITI AD USO POTABILE

Laura Volterra & Laura Mancini*

Gli invasi utilizzati a scopo potabile sono in numero limitato nel nostro paese, dove la maggior parte dell'approvvigionamento idropotabile è attinta da acquiferi sotterranei, teoricamente protetti dall'inquinamento.

Gli igienisti hanno, tuttavia, da tempo rivelato alcune delle loro opinioni in proposito. Un tempo, infatti, si sosteneva che le acque di migliore qualità, quindi preferibili per l'approvvigionamento idrico, fossero quelle di falda perchè la filtrazione attuata attraverso gli orizzonti del suolo impediva a forme biologiche di raggiungere l'acqua. A seguito del rilevamento di contaminazione chimica di acquiferi anche profondi, dovuta all'uso attuale dei suoli, si è andata affermando l'idea che le acque superficiali potessero rappresentare una valida alternativa: il loro più rapido rinnovamento può permettere l'allontanamento di sostanze chimiche indesiderate mentre le tecnologie oggi

disponibili per il trattamento sono, comunque, in grado di produrre acque esenti da inquinanti biologici, microbiologici e virali. Non si erano, però, fatti i conti con le biotossine algali e con la tossicità tecnologica indotta dalla clorazione sugli eso- e endometaboliti algali nonchè sulla sostanza organica drenata negli invasi per il dilavamento dei terreni, anche non coltivati.

Al fine di ottenere un primo quadro della situazione italiana dell'approvvigionamento idropotabile da laghi e del loro interessamento da fioriture algali, è stata condotta un'indagine inviando oltre 200 questionari, già predisposti con l'elenco dei laghi; per facilitarne la compilazione, i dati richiesti erano ridotti al minimo e comportavano risposte di tipo sì o no. In caso di fioriture algali veniva chiesto se erano state in qualche modo identificate le specie responsabili; per permettere la richiesta di eventuali chiarimenti o di ulteriori notizie, si invitava a firmare la scheda.

Va notato che l'indagine, per la sua stessa struttura, individua quasi esclusivamente le

* Laboratorio di Igiene Ambientale
Istituto Superiore di Sanità, Roma

condizioni estreme di eutrofizzazione, quelle cioè in cui si è avuta la risposta biologica dell'esuberante proliferazione di microalghe; il censimento non fornisce quindi la dimensione del problema dell'eutrofizzazione lacustre italiana, ma evidenzia solo le situazioni più deteriorate.

Un limite insito in questo tipo di indagini, oltre alle risposte non pervenute, è relativo al grado di affidabilità dei dati, spesso ignoto e disomogeneo; la difficoltà di ottenere risposte affidabili, d'altronde, emerge anche dalla lettura dei dati riportati nel rapporto 1989 del Ministero dell'Ambiente.

I risultati dell'indagine, riportati nella tabella 1, mostrano che il ricorso alle acque di lago per l'approvvigionamento idropotabile è molto sviluppato in alcune regioni e del tutto assente in altre. Ciò è in parte attribuibile al notevole divario nella disponibilità di risorse idriche sotterranee. La regione Sardegna, ad esempio, per natura geologica, ha la maggiore carenza di acque di falda; per far fronte alla crescente domanda interna, anche in funzione dell'incremento estivo della popolazione, dovuto al turismo, è stata progettata una serie di invasi pluriuso.

E' questa quindi anche la regione in cui sono stati registrati i primi casi di fioriture di Cianoficee con possibili effetti tossici (tab. 1). La maggior parte delle fioriture rivela tossiche è dovuta a stipiti algali dei generi *Oscillatoria*, *Microcystis*, *Anabaena*. Segue, per importanza, la regione Sicilia con la segnalazione di fioriture algali dovute ad alghe dei sopra citati generi. A livello peninsulare episodi occasionali o ricorrenti di fioriture di Cianoficee sono riferibili alle regioni Emilia Romagna, Lazio, Liguria, Lombardia (limitatamente ad un tratto del lago di Garda), Marche e Molise.

I fenomeni sono più vistosi e consistenti per gli sbarramenti che sottendono grandi bacini idrografici i quali, dilavati dalle acque piovane, adducono negli invasi grandi quantitativi di sostanza organica e di macronutrienti (sali di azoto e di fosforo) stimolatori della risposta biologica che si manifesta con la crescita algale.

Il ristagno delle acque per tempi prolungati determina la sedimentazione dei solidi sospesi, favorendo la trasparenza delle acque e quindi, grazie alla penetrazione della luce solare negli strati superficiali dell'acqua, l'instaurarsi delle condizioni indispensabili per l'estrinsecazione della risposta biologica, rappresentata dall'alta produzione fitoplanctonica, fino ai fenomeni distrofici costituiti da fioriture algali, in cui l'indice di diversità è molto basso.

Laghi come quello di Occhito, con acque ricche di sali azotati e fosfatati, ma torbide per la presenza di particolato fisico in sospensione (ad esempio colloidali), non possono sostenere lo sviluppo di fitoplancton. Ciò è la riprova che la presenza dei macronutrienti è condizione necessaria, ma non sufficiente, per la determinazione della risposta biologica basata sullo sviluppo algale.

La lunga permanenza delle acque in un invaso rappresenta un'altra situazione favorevole alla eccessiva crescita di forme algali sospese. Si creano così, infatti, i presupposti per un accumulo di sostanza organica e di macronutrienti che saranno completamente riciclati nell'ambiente a seguito delle fasi di crescita e morte di ciascuna generazione fitoplanctonica. Si deve anche ricordare che alcune Cianoficee sono in grado di assimilare l'azoto atmosferico e che ossidi di azoto -attraverso l'inquinamento della troposfera e le piogge acide- sono trasferiti da aree urbanizzate in corpi idrici anche molto distanti dai siti di produzione.

In ogni caso, un corpo idrico che sia stato interessato da fioriture algali difficilmente potrà uscire dalla spirale della ripetizione dell'evento, a meno di interventi di riduzione dei carichi inquinanti derivanti da sorgenti puntiformi e delle concentrazioni di macronutrienti accumulati a livello dei sedimenti. Difficilmente si potrà operare sugli apporti diffusi e, tantomeno, sull'inquinamento dell'aria.

Una volta che una regione abbia registrato il verificarsi di una fioritura di alghe tossiche, è molto probabile che l'evento torni a ripetersi, guadagnando anche in estensione territoriale.

Allo stato attuale, sebbene sviluppi abnormi

TRIESTE UDINE	nessuno? nessuno		
7. LAZIO Provincia FROSINONE LATINA ROMA RIETI VITERBO	Tipo nessuno nessuno naturale naturale nessuno naturale	Lago BRACCIANO NEMI VICO	Fioriture Cianoficee no no si? 1990 (Ronciglione-Caprarola)
8. LIGURIA Provincia GENOVA (Bosio) (Campomare) (Campomare) (Ronco-Busalla) (Montoggio) (Propasta-Torriglia) LA SPEZIA SAVONA IMPERIA (Pigna-Triora)	Tipo artificiale artificiale artificiale artificiale artificiale artificiale nessuno nessuno artificiale	Lago BADANA LUNGO O LAVEZZI GRIGIO BUSALETTA VAL NOCI BRUGNETO TENARDA	Fioriture Cianoficee no no no no no <i>Oscillatoria</i> (aprile-giugno 1990) no
9. LOMBARDIA Provincia MILANO BRESCIA (un comune) (4 comuni) BERGAMO COMO PAVIA CREMONA VARESE MANTOVA SONDRIO	Tipo nessuno naturale naturale naturale naturale naturale n. p. nessuno naturale naturale	Lago ISEO GARDA COMO LECCO SEGRINO GHIRLA MAGGIORE	Fioriture Cianoficee no nel 1988 no no no no no
10. MARCHE Provincia ANCONA PESARO ASCOLI PICENO MACERATA (Tolentino)	Tipo nessuno n. p. n. p. artificiale artificiale	Lago S. MARIA POLVERINA	Fioriture Cianoficee no si

	artificiale	MULARGIA	1987-1988-1989
	artificiale	LISCIA (CALAMAIU)	1987-1988-1989
	artificiale	NURAGHE ARRUBIU	1987-1988-1989
	artificiale	MONTE PRANU	1987-1988-1989
	artificiale	BAU PRESTU	1987-1988-1989
	artificiale	SA TEULA	1987-1988-1989
	artificiale	SCALA DI GIOCCA	1987-1988-1989
	artificiale	MONTE LERNU	1987-1988-1989
	artificiale	CASTEL DORIA	1987-1988-1989
	artificiale	LA MADDALENA	no
	artificiale	SURIGHEDDU	1987-1988-1989
	artificiale	MONTE SU REI	1987-1988-1989
	artificiale	CASA FIUME	1987-1988-1989
	artificiale	SINNAI	no
	artificiale	COGHINAS (MUZZONE)	no
	artificiale	MONTE LEONE	no
ORISTANO	artificiale	S. CHIARA	no
	artificiale	OMODEO	no
15. SICILIA Provincia PALERMO	Tipo artificiale artificiale artificiale	Lago FANACO GARCIA PIANA DEGLI ALBANESI	Fioriture Cianoficee no no <i>Anabaena planctonica</i> <i>Anabaena spiroides</i> <i>Microcystis aeruginosa</i> no
CATANIA MESSINA SIRACUSA TRAPANI CALTANISSETTA RAGUSA AGRIGENTO ENNA	artificiale artificiale nessuno nessuno nessuno nessuno nessuno nessuno artificiale	POMA SCANZANO ANTICIPA	<i>Anabaena planctonica</i> <i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Oscillatoria</i> sp., <i>Oscillatoria tenuis</i> no
16. TOSCANA Provincia FIRENZE LIVORNO PISA LUCCA PISTOIA AREZZO SIENA MASSA CARRARA GROSSETO	Tipo nessuno nessuno n. p. n. p. n. p. n. p. n. p. nessuno nessuno	Lago	Fioriture Cianoficee
17. TRENTINO ALTO ADIGE Provincia BOLZANO	Tipo n. p.	Lago	Fioriture Cianoficee

TRENTO	nessuno		
18. <u>UMBRIA</u> Provincia TERNI PERUGIA	Tipo n. p. n. p.	Lago	Fioriture Cianoficee
19. <u>VAL D'AOSTA</u> Provincia AOSTA	Tipo nessuno	Lago	Fioriture Cianoficee
20. <u>VENETO</u> Provincia VENEZIA VERONA PADOVA VICENZA TREVISO ROVIGO BELLUNO	Tipo nessuno naturale n. p. n. p. n. p. n. p. n. p.	Lago GARDA	Fioriture Cianoficee no

Fonti dei dati:

Presidi Multizonali di Prevenzione (o ex Laboratori di Igiene e Profilassi) di Teramo (Daniela M. Marozzi Rozzi), Potenza (L. Gori), Cosenza (T. Cribari), Salerno (M. Petrone), Avellino (Mignola & Famiglietti), Bologna (D. Cesaroni), Cesena (R. Merloni), Forlì (G. Cirillo & Dubrilla), Udine (M. Machin e R. Borghese), Gorizia (K. Cettul), Pordenone (Polese), Latina (G. Venturini), Rieti, Imperia (E. Muro), La Spezia (F. Palmieri), Milano (A. Cavallaro, R. Azzoni), Brescia (M. Grotto), Cremona, Varese (A. Cafarelli), Jesi (O. Urbani), Macerata, Campobasso (E. Patroni e R. Martone), Isernia (A. Manuppella), Ivrea (F. Tosetti), Novara (L. Guidetti), Cuneo (A. Morisi), Foggia (A. Lonero), Firenze (Franciosi e Belli), Piombino, Massa (G. Sansoni), Aosta (C. Frelet), Verona (E. Castellani); Servizi di Igiene Pubblica di Ivrea, Torino (M. Gai); Amministrazioni Provinciali di Piacenza (F. Benaglia), Cagliari (C. Contu), Aosta (M. Cannibari e G. Busanelli), Trento (M. Siligardi e C. De Francesco); Regioni Valle d'Aosta (Tartaglione), Lombardia (A. Anversa); Comuni (VT) di Ronciglione (Trentoni) e Caprarola (Micheli); Università di Sassari (Sechi e Vacca); Impianto di potabilizzazione di Occhito, Foggia (La Franza); Cestat di Palermo (G. Perrera).

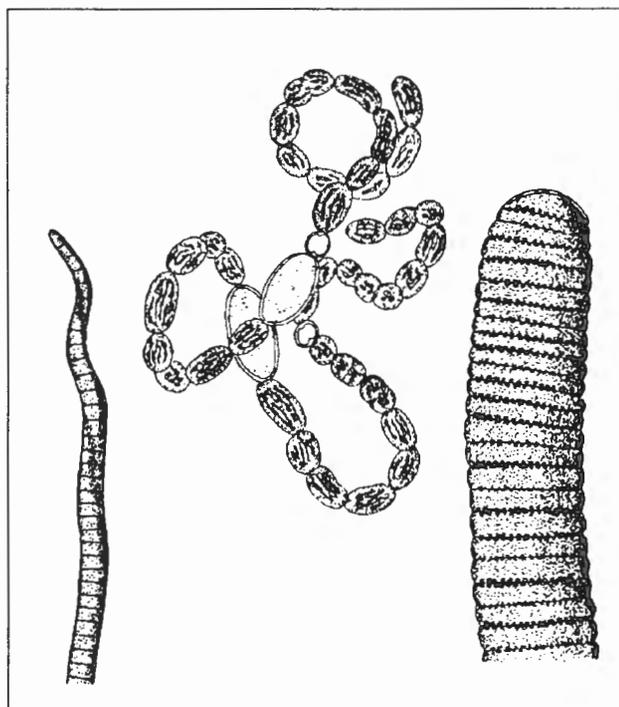
di Cianoficee si siano verificati in otto regioni, solo in tre di esse sono stati individuati ceppi algali tossici, appartenenti ai generi *Oscillatoria*, *Microcystis* e *Anabaena*.

Lo sviluppo di alghe blu è in ogni caso, un evento negativo quando un'acqua debba essere destinata a scopi potabili. Infatti, anche prescindendo dalla possibile presenza di biotossine algali, le Cianoficee inducono nell'acqua da bere caratteri organolettici sgradevoli (BRUNO e VOLTERRA, 1990). La regione Sardegna ha chiesto deroga per questo particolare parametro proprio in considerazione dello stato distrofico dei laghi adibiti anche ad uso potabile. Oltre alle Cianoficee anche altre alghe producono sostanze esocrine o liberano, durante la lisi cellulare, con il contenuto citoplasmatico, possibili precursori di trialometani (THM), che

possono formarsi nella fase di disinfezione prevista nei processi di potabilizzazione.

La presenza di THM nell'acqua potabile ha suscitato numerose polemiche e discussioni circa i limiti accettabili e i potenziali effetti sulla salute umana. L'EPA ha individuato come livelli massimi ammissibili di THM nelle acque 100 µg/l, mentre la legge italiana consente lo standard di 30 µg/l estendibile, in fase di deroga, a 50 µg/l comprensivi, però, anche di altri alorganici, presenti nelle acque per fatti connessi con un inquinamento primario delle acque anzichè conseguenti alla clorazione.

Come regola generale si può affermare che la formazione di THM, pur dipendendo dalla specie algale, ne segue l'accrescimento: una maggiore formazione di THM si ha nella fase esponenziale di accrescimento algale (SECHI P.



et AL., 1988).

Gli effetti dei THM nelle acque da bere possono essere molto seri perchè essi, assunti ogni giorno per lunghi tempi, possono dare luogo ad effetti mutageni e cancerogeni. Tuttavia non tutti i THM o gli organoclorurati hanno gli stessi effetti.

Per ridurre la loro concentrazione nell'acqua finita si può ricorrere a sistemi fisici quali l'insufflazione di aria, in grado di eliminare la componente volatile (predominante nell'ambito dei THM) e l'uso di GAC (Granular Active Carbon) (LYKINS B. W. et AL., 1988).

Allo scopo, la stessa bollitura in pentola scoperta è in grado di rimuovere il 50% dei THM formati in fase di potabilizzazione.

Il quadro relativo alla situazione trofica dei laghi italiani adibiti ad uso potabile, riportato nella tab. 1, ne mette in rilievo lo stato igienico-sanitario attuale e ne prefigura la situazione futura, considerando che i fenomeni di arricchimento in nutrienti tenderanno ad incrementare, piuttosto che a ridursi, anche per effetto dell'invecchiamento naturale dei laghi.

E' possibile minimizzare l'effetto tossicologico indotto dalla presenza di biomasse algali in laghi eutrofici ricorrendo a metodi nuovi e alternativi di potabilizzazione, ma questi sono sofisticati e costosi, poichè un'acqua che ha in sé la potenzialità di originare fioriture algali è soggetta non solo a rapidissime variazioni della componente biologica, ma anche a conseguenti modificazioni dei parametri fisici (pH, ossigeno disciolto, ecc.) per cui i trattamenti, che comportano operazioni chimiche, fisiche e chimico-fisiche, debbono essere calibrati in funzione della variabilità della matrice.

Tutte queste connotazioni negative possono essere eliminate con un oculato trattamento di potabilizzazione basato su sistemi di controllo automatizzati; i costi di impianto e di esercizio saranno, però, molto elevati.

L'acqua diviene un bene sempre più prezioso per la cui salvaguardia è necessaria, almeno nei Paesi sviluppati (dove se ne consuma troppa), l'attribuzione di un giusto valore economico. Questa connotazione, anche se negativa per l'utenza, potrebbe forse indurre effetti positivi a livello di prevenzione, educando il consumatore a farsi parte integrante delle politiche di risanamento e gestione del territorio.

BIBLIOGRAFIA

BRUNO M., VOLTERRA L. - 1989. Acqua: caratteri organolettici.

L'Igiene Moderna, 92: 1151-1171.

LYNKINS JR. B.W., CLARCK M., ADAMS J.Q. - 1988. Granular Activated Carbon for controlling THMs. *Res. Technol. J.*, 5: 85-92.

SECHI P., PRENAZZI G., CONTU A. - 1988. L'importanza delle alghe fitoplanctoniche e dei loro prodotti extracellulari nella formazione di composti organoalogenati a scopo idropotabile.

CEE/EUR 11831/II, pp. 118.

SEGNALAZIONI



SUSTAINABLE USE OF GROUNDWATER

Problems and threats in the European Communities

RIVM*/RIZA ** - Report no. 6000250001, November 1991

* National Institute for Public Health and Environmental Protection RIVM, P.O. Box 1 - 3720 BA Bilthoven

** The Netherlands National Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment RIZA, P.O. Box 17 - 8200 AA Lelystad - The Netherlands

In occasione del seminario sulle acque sotterranee tenuto dai Ministri della CEE il 26 e 27 novembre 1991 a The Hague, Paesi Bassi, gli Istituti olandesi RIVM e RIZA hanno predisposto un rapporto sui problemi che minacciano le acque sotterranee dei paesi della Comunità.

In tutti i Paesi della CEE, usi e costumi correnti hanno determinato un utilizzo non più sostenibile delle risorse idriche sotterranee; i problemi più pesanti si registrano nelle regioni maggiormente sfruttate dal punto di vista agricolo ed industriale, mentre la scala e la complessità dei problemi varia da paese a paese.

Gli allarmi più seri riguardano:

- inquinamento da pesticidi e nitrati;
- inquinamento derivato dagli insediamenti urbani ed industriali;
- sfruttamento eccessivo e captazione intensiva con conseguente abbassamento delle

falde; intrusione di acqua salata;

- inquinamento puntiforme dovuto a scarichi illegali o impropri di rifiuti civili, minerari e pericolosi.

Assunto che nei prossimi anni si proceda ad incrementare misure di salvaguardia, il tempo di recupero sarà dell'ordine di grandezza dei secoli per i primi due problemi, e della decina d'anni per gli ultimi due. A ciò consegue che l'uso multifunzionale degli acquiferi, ora ed in futuro, e la diversità degli ecosistemi correlati alle acque sotterranee sono in pericolo in tutto il territorio della Comunità.

L'agricoltura moderna si è trasformata in una fonte di inquinamento delle acque sotterranee in molte aree; in alcuni Stati membri l'uso di fertilizzanti, concimi e pesticidi ha raggiunto livelli tali da causare il percolamento di nitrati e pesticidi nel sottosuolo.

Il percolamento dei nitrati fino a concentra-

zioni di 50 mg/l (limite CEE per le acque destinate al consumo umano) o superiori è registrabile in circa il 25% dei suoli agricoli della comunità, soprattutto in Olanda, Danimarca, Belgio, Germania, Gran Bretagna meridionale, Pianura Padana e Francia occidentale. Nel 45% dei suoli agricoli il percolamento dei nitrati rientra nella classe 25-50 mg/l, che è comunque superiore all'obiettivo comunitario dei 25 mg/l.

L'uso agricolo dei pesticidi, comprendenti disinfestanti, erbicidi, insetticidi e fungicidi, è molto comune nella Comunità, soprattutto sui suoli arabili e sulle colture permanenti. Il percolamento dei pesticidi e dei loro prodotti metabolici dipende sia dalla struttura chimica del composto che dalle proprietà del suolo. I calcoli effettuati indicano che le concentrazioni nelle acque sotterranee sottostanti il 65% dei suoli agricoli comunitari dovrebbero eccedere lo standard comunitario per le acque potabili relativo alla somma dei pesticidi ($0,5 \mu\text{g/l}$); in circa il 25% dell'area agricola, questo standard potrebbe essere superato di più di dieci volte.

I rifiuti rappresentano un'altra causa determinante il deterioramento delle acque sotterranee: le fonti inquinanti principali sono le aree industriali, le discariche ed i depositi di rifiuti estrattivi. Se non verranno prese contromisure per la bonifica dell'esistente e ulteriori precauzioni per lo smaltimento dei rifiuti, l'area degli acquiferi potenzialmente inquinata potrebbe

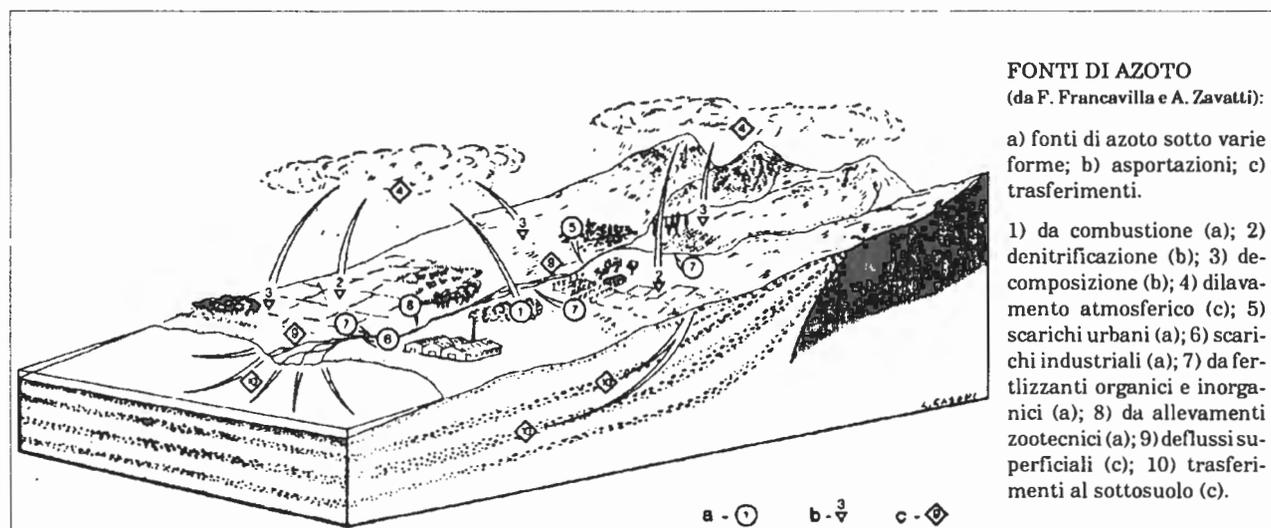
divenire dell'ordine dei 20.000-60.000 km² nell'arco di tempo di cinquant'anni, superficie pari al 2-4% della superficie comunitaria.

Oltre agli effetti sulla funzione potabile dell'acqua sotterranea, all'inquinamento delle falde da fertilizzanti e pesticidi e da sostanze contenute nei rifiuti industriali viene attribuito un ruolo nel declino degli ecosistemi naturali: il contributo dei vari fattori non è ancora chiaro e può variare localmente.

Lo sfruttamento eccessivo delle risorse idriche sotterranee è una realtà esistente in molte regioni degli Stati membri. Lo sfruttamento eccessivo porta ad un impoverimento della risorsa, all'abbassamento dei livelli piezometrici, all'intrusione di acqua marina e all'arricchimento in sali minerali dell'acqua sotterranea.

Con l'aumento delle opere di bonifica e di regimazione delle acque di superficie, sono stati introdotti fattori di sistematico abbassamento dei livelli delle acque sotterranee; a ciò conseguono l'abbandono dei pozzi meno profondi, costi di pompaggio più elevati ed una potenziale riduzione della produzione agricola. Si può, inoltre, registrare il deterioramento degli ecosistemi e delle riserve naturali: sia la flora che la fauna sono minacciate e le specie rare più sensibili stanno scomparendo.

Il ruolo del sistema delle acque sotterranee è spesso sottostimato, probabilmente a causa del fatto che è invisibile. L'acqua sotterranea,



però, è di estrema importanza come fonte idrica per uso domestico ed industriale; ne dipendono per il loro approvvigionamento circa il 75% degli abitanti della Comunità Europea. Inoltre, sia la qualità che la quantità dell'acqua sotterranea sono di vitale importanza per lo sviluppo delle colture agricole e per la diversità delle specie in un gran numero di ecosistemi. Ne risulta che un uso sostenibile dell'acqua sotterranea è un fattore chiave per l'esistenza e lo sviluppo della natura e dell'uomo.

Un uso sostenibile potrà essere raggiunto solo se la gestione delle acque sotterranee farà parte di un approccio integrato nell'ambito della pianificazione ambientale; le acque sotterranee dovrebbero essere gestite in modo tale da non permettere la perdita di nessuna delle loro potenziali funzioni, mantenendo nel contempo la diversità ecosistemica.

Una possibile strategia per ottenere la sostenibilità di tutti gli usi potrebbe essere:

- definire un livello generale di protezione che faccia fronte almeno ai livelli critici per un uso multifunzionale, ad esempio gli standard per la qualità ed il sovrasfruttamento;
- elaborare un approccio logico in accordo con i diversi carichi ambientali e/o con le diverse fragilità ambientali regionali, per esempio:
 - mantenere pulite le poche aree ancora relativamente indisturbate; evitare ulteriori deterioramenti;
 - prendere iniziative generali atte a ridurre

i problemi attuali e le minacce presenti nelle aree disturbate;

- privilegiare il risanamento delle aree situate intorno a fonti di approvvigionamento idrico o degli ecosistemi collegati alle acque sotterranee.

Questa strategia dovrebbe costituire il fondamento di una gestione funzionale delle acque sotterranee. Dovrebbe essere promosso un approccio uniforme a livello europeo che comprenda l'attuazione e l'armonizzazione di linee guida per l'ammissione dei pesticidi, un'ulteriore riduzione dei carichi ammissibili di azoto nitrico fino a livelli accettabili, la realizzazione di discariche a migliore isolamento ed il divieto del supersfruttamento idrico. Dovrebbe essere promossa, inoltre, una metodologia generale per una gestione funzionale delle acque sotterranee; è raccomandabile un monitoraggio sistematico dello stato degli acquiferi, per la cui realizzazione dovrebbero essere raccolte informazioni aggiuntive sugli utilizzatori e sulle relazioni funzionali con i sistemi superficiali. Infine, occorrerebbe raccogliere altri dati per verificare i risultati raggiunti con l'attuazione delle linee guida comunitarie e delle regolamentazioni nazionali.

Il varo di un programma d'azione contenente questi elementi, potrebbe promuovere significativamente a livello europeo l'uso sostenibile delle acque sotterranee.

R. A.

SOCI, RINNOVATE L'ADESIONE AL C.I.S.B.A.

QUOTE SOCIALI 1992:

- Soci ordinari:	£ 70.000
- Soci Collaboratori:	£ 50.000
- Soci sostenitori:	£ 600.000

PAGINE APERTE



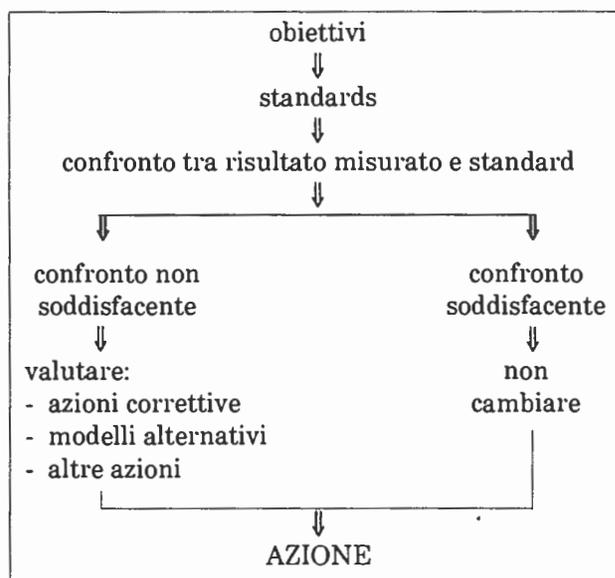
GESTIONE DEL CONTROLLO DI QUALITA' MICROBIOLOGICO INTRALABORATORIALE

Nadia Fontani* e Manuela Algeri*

INTRODUZIONE

Il controllo di qualità è l'insieme di tecniche e di attività che vengono espletate per ottenere un'elevata conformità tra i risultati ed i programmi, gli obiettivi e le politiche prescelte. Viene considerato una vera e propria disciplina cui fanno capo numerose componenti con regole proprie e tecniche specifiche, nonché una relativa cultura e letteratura. Il controllo di qualità è, infatti, un processo di sorveglianza sulla qualità del prodotto e dei risultati: è la valutazione continua dello stato delle procedure, dei metodi e dei dati prodotti, con l'obiettivo di ridurre al minimo gli effetti dell'irrazionalità e dell'imponderabilità dell'azione umana.

Si esplica cioè prevalentemente in un confronto tra i risultati effettivi già manifestatisi (controllo di accettazione) o di prevedibile manifestazione futura (controllo "in line") con i risultati "obiettivo". Il confronto porterà ad appropriate valutazioni ed alle rispettive azioni correttive, secondo il meccanismo indicato nel seguente riquadro.



Il controllo di qualità consta infatti di quattro momenti principali:

- PLAN (programmare e pianificare): in questa fase si stabiliscono gli obiettivi intermedi e finali, si forma e addestra il personale;

* - Laboratorio Biologico, Azienda Gas Acqua Consorziale, Reggio Emilia.

- DO (fare):
significa svolgere operativamente il lavoro, riducendo gli errori e le complicazioni;
- CHECK (controllare):
in questa fase occorre individuare le cause di non qualità mettendo in atto le azioni correttive;
- ACTION (agire operativamente):
significa svolgere l'azione definitiva dopo aver standardizzato le procedure mediante la creazione di un manuale di qualità.

Il risultato di questo processo deve essere un costante miglioramento della qualità: è solo prevedendo una situazione dinamica, in costante evoluzione, che si può ottenere un continuo miglioramento della produzione.

Le cause che portano alla variabilità del dato si possono far risalire a tre categorie:

- 1) errori casuali: sono eventi non prevedibili, ma sempre presenti, impossibili da eliminare completamente e sono imputabili sia all'analista che al metodo di analisi e all'ambiente in cui si opera. Sono piccoli errori che non comportano gravi inesattezze, ma fanno sì che esista un limite alla perfetta riproducibilità di un risultato: la stessa analisi effettuata dallo stesso analista sul medesimo campione, porterà a risultati leggermente diversi, dispersi attorno ad un valore medio. L'imprecisione è tanto maggiore quanto più grande è la dispersione dei risultati;
- 2- errori sistematici: sono eventi con cause ben precise e identificabili, dovute a cattive abitudini degli analisti, all'uso di vetreria lavata in modo scorretto, di reattivi alterati, ecc. Rimuovendo le cause di errore sistematico si giunge alla concordanza del valore misurato con quello reale, cioè migliora l'accuratezza dell'analisi;
- 3- errori grossolani: eventi che non riguardano direttamente l'esecuzione analitica, ma dovuti, ad esempio, allo scambio di campioni, alla conservazione inadeguata, ad errori di negligenza o distrazione nella lettura e trascrizione dei risultati, ecc. Compiono spesso sotto forma di dati aberranti, visibilmente più alti o più bassi degli altri della serie.

IL CONTROLLO DI QUALITÀ IN MICROBIOLOGIA

Il concetto di "produzione" può essere esteso anche ai laboratori di analisi microbiologiche dove l'analisi effettuata rappresenta il processo produttivo mentre i risultati ottenuti sono assimilabili ai prodotti.

Scopo del controllo di qualità in questo ambito è fare in modo che i risultati degli esami effettuati siano attendibili grazie al continuo controllo di tutte le variabili che possono influenzare il risultato medesimo.

Molti laboratori effettuano alcune pratiche di controllo qualità che si sviluppano dal comune buonsenso degli operatori e dai principi generali assunti tramite l'esperienza. Tuttavia tali norme comportamentali non sono sufficienti a garantire una conformità alle procedure delle metodologie, delle condizioni d'analisi, degli strumenti del laboratorio stesso.

L'applicazione di procedure di controllo della qualità risulta imprescindibile dalla riproducibilità, precisione ed accuratezza del dato prodotto, in quanto conduce alla identificazione, riduzione o completa eliminazione dei tre tipi di errore sopra citati.

Il controllo di qualità può essere di tipo intralaboratorio o interlaboratorio. Quest'ultimo prevede la definizione di un protocollo d'applicazione delle procedure d'analisi e la misurazione di standard in laboratori diversi operanti sullo stesso tipo di matrice.

Se tale iter può essere seguito nel campo delle analisi chimico-fisiche, un "ring test" non è facilmente applicabile nell'ambito dell'analisi microbiologica, dove non è sempre attendibile od identificabile lo "standard primario" necessario per la calibrazione del metodo d'analisi.

Nel settore microbiologico risulta quindi più opportuno definire un manuale di controllo di qualità intralaboratorio per standardizzare le procedure all'interno del proprio laboratorio, applicando azioni correttive alle cause che inducono fenomeni di variabilità dei risultati. Per ottenere dati microbiologici affidabili è perciò necessario intraprendere un controllo di qualità intralaboratorio che operi "in line", cioè attraverso una continua valutazione delle seguenti condizioni organizzative e procedurali:

- buona formazione professionale degli analisti;
- adeguata rappresentatività del campione da analizzare;
- corretta conservazione del campione stesso prima dell'analisi;
- selettività e validità dei metodi di determinazione utilizzati;
- elevata qualità del materiale, delle infrastrutture e dell'ambiente impiegato per l'analisi;
- organizzazione e carico di lavoro non eccessivo;
- corretta esecuzione delle operazioni analitiche.

Per quanto riguarda la garanzia dell'adeguata esecuzione del metodo di analisi, è necessario che sia

il personale analista ad essere convenientemente istruito e dotato dei mezzi necessari per applicare le procedure del controllo di qualità, in quanto conosce meglio di altri le caratteristiche della propria attività e diventa quindi responsabile della garanzia del risultato, attraverso un sistema di autocontrollo della qualità.

Il contributo di consulenti esterni può risultare utile supporto solo se volto a realizzare una forma di integrazione del controllo di qualità intralaboratoriale. Una volta realizzata tale necessaria integrazione, i risultati ottenibili possono essere interessanti anche in termini di motivazione del personale, che viene a trovarsi partecipe del miglioramento dei processi analitici promuovendo la correzione delle carenze e favorendo l'innovazione.

MANUALE D'APPLICAZIONE DEL CONTROLLO DI QUALITÀ MICROBIOLOGICO

Di seguito viene riportato il programma di massima del controllo di qualità applicato presso il laboratorio di microbiologia delle acque potabili dell'Azienda Gas Acqua Consorziale di Reggio Emilia.

Locali

ventilazione: il laboratorio deve essere ventilato con almeno 6 ricambi/ora senza provocare correnti d'aria; **utilizzo dello spazio:** il laboratorio deve essere dotato di almeno 2 metri lineari di banco per ogni analista, oltre le aree di preparazione e di attività di supporto. I piani devono essere di materiale anticorrosione, col minor numero di finiture e disinfettabili; **controllo dell'aria:** il monitoraggio batteriologico dell'ambiente viene effettuato giornalmente o ad ogni semina tramite prelievi con S.A.S. (Surface Air System) oppure mediante l'esposizione all'aria per 10 minuti di capsule Petri contenenti Plate Count Agar, poi incubate a 36 °C e 22 °C.

Equipaggiamento e strumentazione

bilance: controllo mensile della taratura con pesi certificati; stipulare un contratto di controllo annuale; **deionizzatore:** controllo in continuo o giornaliero della conducibilità; ricerca dei metalli in tracce nell'acqua distillata con frequenza minima annuale; test della qualità batteriologica dell'acqua di diluizione; **stufa a secco:** controllo bimestrale della temperatura raggiunta con sospensione di spore o simili; **autoclave:** controllo della temperatura, pressione e tempo ad ogni utilizzo; controllo mensile con spore; **lampade UV:** pulire mensilmente con un panno soffi-

ce ed etanolo; sostituirle quando emettono meno del 70% della potenza iniziale o, in alternativa, quando piastre di agar con 200-250 batteri, esposte ai raggi per 2 minuti, mostrano una riduzione inferiore al 99%; **incubatori e bagnimaria:** verificare la temperatura ogni giorno nel caso in cui non siano dotati di registratore e sistema d'allarme.

Materiale da laboratorio

vetreria: scartare quella con bordi incrinati o con superficie interna segnata. Sulla vetreria pulita controllare il pH con un indicatore per rilevare residui di detergenti alcalini o acidi ed eseguire il test dei residui inibenti, battericidi o batteriostatici;

terreni e membrane: ad ogni fornitura confrontare il materiale in uso (lotto di riferimento) con il nuovo lotto;

reagenti: usare soltanto prodotti ACS od equivalenti perché le impurità possono inibire la crescita batterica, fornire nutrienti o far fallire le reazioni saggiate; **membrane e pads:** ispezionare ogni lotto prima dell'uso e durante le analisi per assicurarsi che siano rotonde e flessibili, senza imperfezioni e che le eventuali colonie possano crescere distribuite su tutta la superficie.

Procedure del controllo di qualità analitico

controllo di qualità generale:

- controllare la sterilità dei terreni, le membrane filtranti, l'acqua di diluizione, seminando in asepsi 100 ml di acqua di diluizione;
- verificare la sterilità di bottiglie ed altra vetreria scegliendone alcune in modo randomizzato, aggiungervi 25 ml di brodo sterile non selettivo, incubare e verificare la crescita;
- per ogni lotto di terreno controllare le procedure analitiche seminando colture positive e negative come mostrato in tabella:

Gruppo	Coltura di controllo	
	Positivo	Negativo
Coliformi totali	<i>E. coli</i>	<i>Stafilococcus aureus</i>
Coliformi fecali	<i>E. coli</i>	<i>Pseudomonas spp.</i>
Streptococchi fecali	<i>Streptococcus faecalis</i>	<i>Stafilococcus aureus</i> <i>E. coli</i>

- effettuare analisi in doppio sul 10% dei campioni ed almeno 1 campione per ogni semina;
- in laboratori con più di un analista, effettuare

analisi in parallelo su campione positivo con cadenza mensile.

Controlli di qualità su tubi multipli

Effettuare un test completo di identificazione sul 10% dei campioni risultati positivi alle prove preliminari.

Controllo di qualità delle procedure con membrane filtranti

- **coliformi totali:** in acque potabili verificare tutte le colonie lucide e splendenti se il loro numero è minore di 10/100 ml; in caso contrario identificare almeno 10 scelte a caso;
- **coliformi fecali:** isolare almeno 10 colonie di colore blu tipico e confermare in Lauryl brodo e successivamente in blu verde brillante;
- **streptococchi fecali:** trasferire almeno 10 colonie rosa-rosso in BHI agar; le colture catalasi negative vengono trasferite in BHI brodo al 40% di bile e se ne verifica la crescita; ulteriori prove di conferma in Esculina Azide agar.

CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Le procedure del controllo di qualità intralaboratoriale messo in pratica presso il laboratorio di analisi microbiologiche dell'AGAC non sono che un primo approccio verso la stesura e l'applicazione di un manuale di qualità che possa poi sfociare nella certificazione dei processi, dei prodotti e del servizio e nell'accreditamento del laboratorio stesso da parte degli Enti nazionali preposti.

E' comunque auspicabile che tali iniziative, ancora basate solo sul buonsenso di singoli operatori, siano al più presto supportate e governate da una adeguata normativa nazionale.

BIBLIOGRAFIA

Brenner K.P., Rankin C.C. - 1990. New screening test to determine the acceptability of 0,45 lm membrane filters for analysis of water. *Applied and Environmental Microbiology*, 56: 54-64.

Cosentino S., Pisani P.L., Palmas F. - 1990. Comparison of indoor climate and microbial contamination in two office buildings with different ventilation system. *L'Igiene Moderna*, 93: 749-763.

Dessi S., Trincas F., Pintus L., Fiori C., Lauro M.G. - 1987. Controllo microbiologico dell'aria confinata in alcune sale operatorie. *L'Igiene Moderna*, 88: 224-228.

Min Chen - 1990. Simple Medium that preserves low concentrations of *Escherichia coli* for use in the water bacteriology proficiency test. *Applied and Environmental Microbiology*, 56: 146-149.

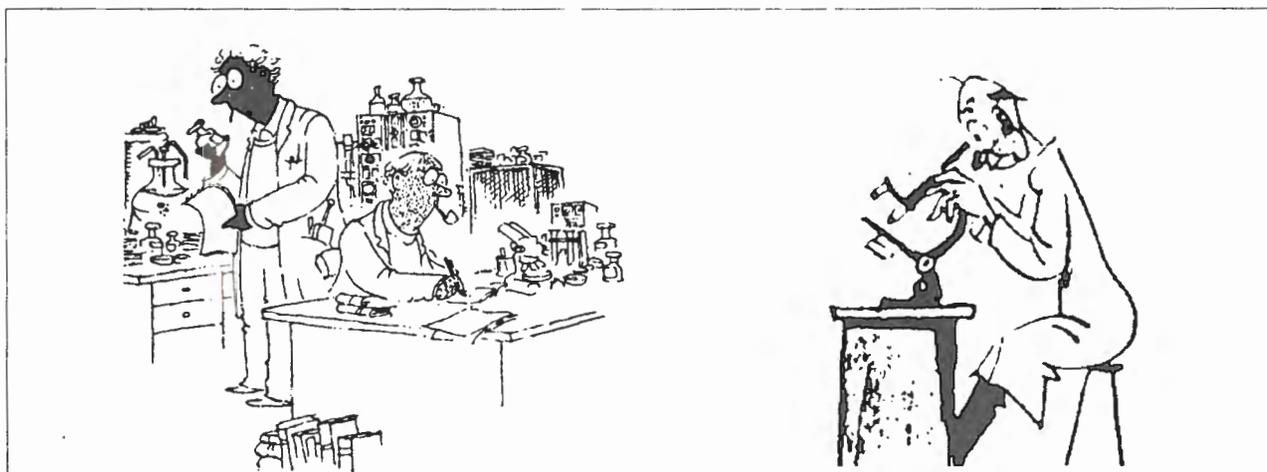
Orpianesi C., Cresci A., La Rosa F., Saltalamacchia G., Tarsi R. - 1983. Valutazione dell'inquinamento microbico in un ambiente ospedaliero; confronto tra il sistema S.A.S. (Surface Air System) e il metodo tradizionale. *Nuovi Annali di Igiene e Microbiologia*, XXXIV: 171-185.

Pollicino G. - 1991. Analisi microbiologica dell'aria e degli aerosoli. *Biologi Italiani*, XXI: 10-12.

Standard Methods - 1985. Intralaboratory Quality Control guidelines. 831-848.

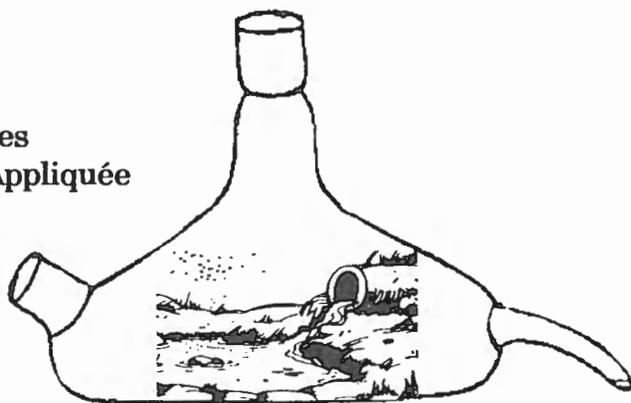
Volterra L. - 1991. Metodi per il controllo dei parametri microbiologici. *Seminario Unichim*, Milano.

Zerbini M. - 1991. Controllo statistico di qualità. *CUSL A. Rublev*, Parma.



Sous le Haut Patronage du:

Ministère de l'Environnement
Commission des Communautés Européennes
Société d'Ecotoxicologie Fondamentale et Appliquée
Region Lorraine



LES ESSAIS D'ECOTOXICITE ET DE CANCEROGENICITE DES MOLECULES CHIMIQUES

Metz, 9-13 mars

Centre des Sciences de l'Environnement (CSE)
1, rue des Récollets - 57000 METZ, France

- Session d'ouverture
- Les essais d'écotoxicité du dossier de notification: méthodologies des tests poisson, daphnie, algue, plante, ver de terre, oiseau et abeille
- Devenir des substances dans l'environnement: biodisponibilité et spéciation des micropolluants; adsorption-désorption; phototransformation; évaluation de la biodégradabilité
- Les essais de toxicité proposés à la normalisation: essais sur bactéries; *Ceriodaphnia dubia*; *Colpidium campylum*; microbiotests;
- Cancérogénicité et mutagenicité: bases moléculaires de la cancérogénèse; liaisons au DNA; mécanismes de réparation; tests d'Ames, SOS Chromotest, mutation ponctuelle sur V79 et micronoyau; transformation cellulaire et cancérogénèse, essais en cours de validation;

- Méthodes alternatives en ecotoxicologie, signification et interprétation des essais d'écotoxicité, problèmes liés aux effets combinés des micropolluants, évaluation de la toxicité chronique des effluents industriels, gestion des déchets industriels.

Conférences: 30 heures

Sessions laboratoire: 10 heures

LABORATOIRE:

Essais sur microalgues, microcrustacés, plantes supérieures, vers de terre, test d'Ames, tests de toxicité sur bactéries, ceriodaphnies, test du micronoyau sur triton, essais de transformation cellulaire.

Per informazioni:

Monsieur Jean-Francois Ferard
Centre des Sciences de l'Environnement
1, rue des Récollets
B.P. 4025 - 57040 METZ CEDEX 1
tel. 87762260; fax 87364198



Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia
 Provincia di Pordenone
 Comune di Pordenone
 U.S.L. n° 11 "Pordenonese"
 Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale

V° corso teorico-pratico:

UTILIZZAZIONE
 DELLA
Daphnia magna
 IN TOSSICOLOGIA
 AMBIENTALE

Pordenone, 6-11 aprile 1992



Per informazioni:

Dott.ssa Nidia De Marco
 Presidio Multizonale di Prevenzione USL 11
 via delle Acque 8 - 33170 Pordenone

Tel. 0434/26324

Azienda Gas Acqua Consorziale di Reggio
 Emilia - AGAC
 Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale

Con il patrocinio di IAWPRC

giornata di studio:

IL BULKING
 FILAMENTOSO:
 controllo
 e gestione

Reggio Emilia, 5 maggio 1992

Nel corso della manifestazione
 verrà presentato il manuale:

*I principali microrganismi
 filamentosi del fango attivo*



Per informazioni:

Relazioni esterne AGAC

Tel. 0522/297391

Fax 0522/297429

Amministrazione Provinciale di Reggio Emilia
Unità Sanitaria Locale n° 9 di Reggio Emilia
Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale

in collaborazione con:

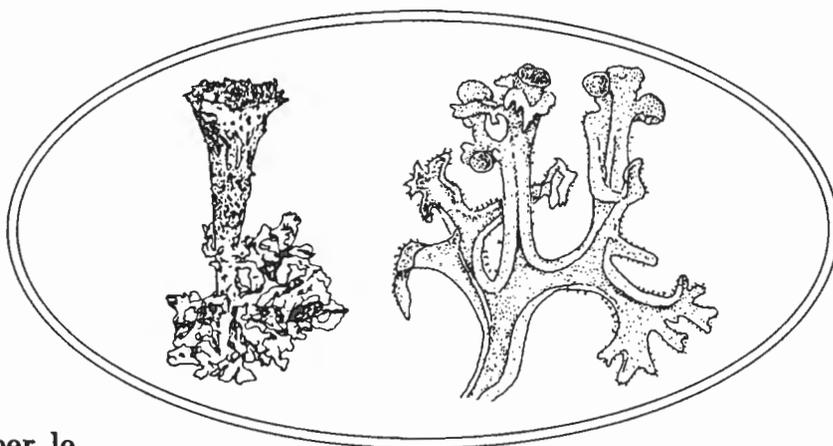
Società Lichenologica Italiana

corso di formazione:

L'USO DEI LICHENI NEL BIOMONITORAGGIO DELL'IN- QUINAMENTO ATMOSFERICO

Reggio Emilia, 11-16 maggio 1992

E' prevista una quota di iscrizione



I microscopi aus JENA per le esercitazioni sono gentilmente messi a disposizione dalla ditta ALESSANDRINI di Modena.



Per informazioni:

Dott. Attilio Bonassi, Dott. Roberto Spaggiari
Presidio Multizonale di Prevenzione USL 9
via Racchetta 1 - 42100 Reggio Emilia
Tel. 0522/42941-295460
Fax 0522/295446

Associazione Italiana per la Ingegneria Naturalistica
 Associazione Italiana Naturalisti
 ACER IL VERDE EDITORIALE
 FEPE

congresso internazionale:

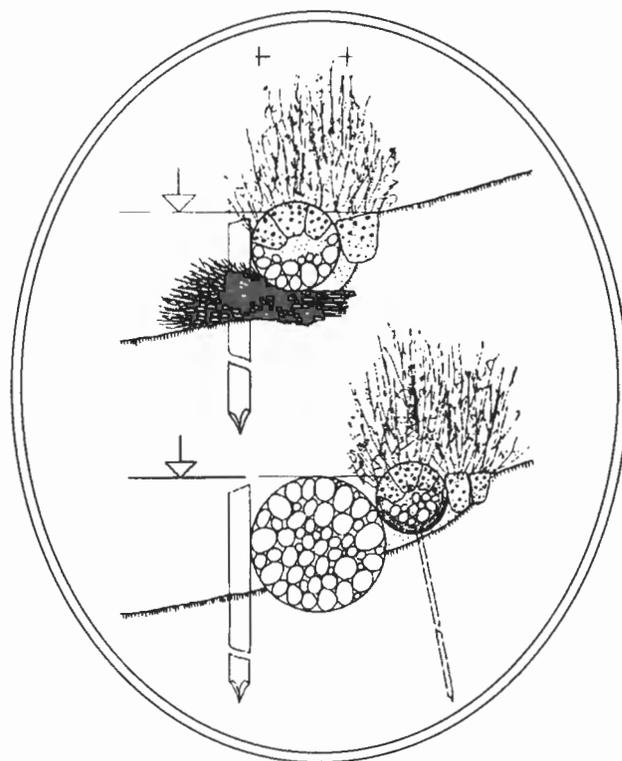
TECNICHE DI RINATURAZIONE E DI INGEGNERIA NATURALISTICA

esperienze europee

Lignano Sabbiadoro (UD), Kursaal Club Lungomare Riva, 1

21-23 maggio 1992

- I^a sessione:
Ricostruzione di ambienti umidi, zone costiere, sponde fluviali, e di boschi planiziali
- II^a sessione:
Scarpate stradali e ferroviarie, cave
- III^a sessione:
Interventi in aree montane antierosivi e infrastrutturali
- IV^a sessione:
Escursione tecnica (23.5.92)



Per informazioni:

A.I.P.I.N.
 Corso Italia, 23 - I-34122 TRIESTE

Tel. 040/638688
 Fax 040/631653

Fonti delle illustrazioni:

- pag. 3: *Corriere Salute*, suppl. al *Corriere della Sera*, 25/6/90
pag. 5: Agenda Verde.
Ed. Lega per l'Ambiente - Editori del Grifo, Siena, 1990.
- pag. 28: O. PASQUALI. L'acqua.
Ed. Loescher, Torino, 1979.
- pag. 29: *La Repubblica*, 22/3/89.
- pag. 29: *Corriere Scienza*, suppl. al *Corriere della Sera*, 31/7/90.
- pag. 30: O. PASQUALI. L'acqua.
Ed. Loescher, Torino, 1979.
- pag. 30: *Agriculture et vie sauvage*.
Ed. Centre Naturoipa, Strasbourg, 1989.
- pag. 32: *L'Alimentazione Italiana*, a. IV, n. 4, Roma, 1958.
- pag. 33: *Corriere Salute*, suppl. al *Corriere della Sera*, 19/3/90
- pag. 35: MILO JULINI. Uso a scopo alimentare dell'ittiofauna nel Piemonte.
Ed. Prov. di Torino, Torino, 1989.
- pag. 36: *Corriere Salute*, suppl. al *Corriere della Sera*, 25/6/90
- pag. 43: P. BOURRELLY. Les algues d'eau douces. Algues bleues et rouges.
Ed. Boubée & Cie, Paris, 1970.
- pag. 44: Catalogo articoli per laboratorio.
- pag. 45: F. FRANCAVILLA, A. ZAVATTI. I nitrati nelle acque sotterranee. In "Ambiente: Protezione e Risanamento", a cura di A. Zavatti, vol. 1.
Ed. Pitagora, Bologna, 1986.
- pag. 46: *Verdi*, n. 5, marzo 1990.
- pag. 46: *Tuttoscienze*, supplem. a *La Stampa*, 28/3/84.
- pag. 46: *Donna Moderna*, n. 23, giugno 1990, *Ed. Mondadori*.
- pag. 47: *Microcomputer*, n. 103, genn. 1991.
- pag. 50: *Tuttoscienze*, supplem. a *La Stampa*, 9/12/87.
- pag. 50: *Tuttoscienze*, supplem. a *La Stampa*, 12/12/84.
- pag. 51: Catalogo Vetriere Pesanti, A. Vismara, Milano, 1954.
- pag. 53: P.L. NIMIS. I macrolicheni d'Italia.
Ed. Grafiche Fulvio spa, Udine, 1987.
- pag. 54: H. MEINHARD SCHIECHTL. Bioingegneria forestale.
Ed. Castaldi, Feltre, 1991.

Supplemento al n. 7 anno XVIII del periodico mensile "La Provincia di Reggio Emilia"
Spedizione in abbonamento postale - gruppo III, 70%
Autorizzazione Tribunale di Reggio Emilia n. 175 del 25.1.1965