

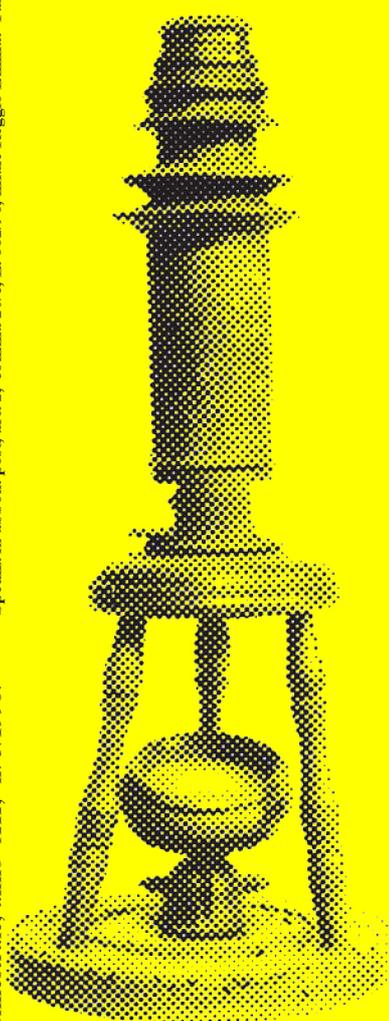
# biologia ambientale

# 3

maggio  
giugno  
1998

BOLLETTINO C.I.S.B.A.

Bimestrale, anno XII, n. 3/1998. Spediz. in abbon. post. art. 2, comma 20/c, L. 662/96, filiale Reggio Emilia. Tassa pagata - Taxe perçue



## SOMMARIO

EDITORIALE	1
IGIENE AMBIENTALE	3
Caratteristiche organolettiche delle acque destinate al consumo umano: l'odore. <i>di N. Fontani e A. Cucchi</i>	
DEPURAZIONE	10
Bulking da 021N in un impianto di depurazione misto <i>di C. Rocchelli, A. Secondi, P. Casarini</i>	
PREMI DI STUDIO	13
Studio sperimentale di un sistema innovativo Dephanox per la rimozione biologica di azoto e fosforo da reflui civili <i>di E. Cimatti</i>	
La contaminazione da radionuclidi in un ecosistema forestale presso Passo Pura (Udine, Alpi Carniche) <i>di M. Boretti</i>	
NATUROPA	41
La strategia di Siviglia <i>di P. Lassere</i>	
Strategia dell'IUCN <i>di L. Hopkins</i>	
La strategia paneuropea della diversità biologica e paesaggistica <i>di F. C. Prillevitz</i>	
SEGNALAZIONI	46
Metodologia di saggio algale per il controllo dei corpi idrici e delle acque di scarico <i>di G. Sbrilli, A. Limberti, G. Caldini, A. Corsini</i>	
APPUNTAMENTI	47



# biologia ambientale

Bollettino C.I.S.B.A. n. 3/1998

Autorizzazione del Tribunale di  
Reggio Emilia n. 837 del 14 maggio 1993

proprietario

**Paola Manzini**

(Presidente del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale)

direttore responsabile

**Rossella Azzoni**

## REDAZIONE

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

Hanno collaborato a questo numero:

**Michele Bonetti**  
**Patrizia Casarini**  
**Emanuele Cimatti**  
**Annamaria Cucchi**  
**Nadia Fontani**  
**Claudia Rocchelli**  
**Alessandra Secondi**

*Numero chiuso in redazione il 14/7/1998*

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,  
via Amendola 2, 42100 Reggio Emilia  
o telefonare al Segretario: Roberto Spaggiari  
tel. 0522/336060 - 0338/6252618;  
fax 0522/330546; e-mail rspaggiari@mail.arpa.emr.it*

Quote annuali di iscrizione al Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale: socio ordinario: £ 70.000; socio collaboratore £ 50.000; socio sostenitore £ 600.000.  
conto corrente postale n. 10833424 intestato a: CISBA, RE

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 revisori 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.**

---

---

## EDITORIALE

---

---



**L**o stato della natura nel continente europeo non smette di suscitare inquietudine; le minacce sono così numerose e di tale origine ed entità che la problematica della conservazione delle risorse naturali si pone alla nostra società con sempre maggior acutezza.

*Una strana sensazione di frustrazione si è ormai diffusa in Europa fra coloro che si interessano ai problemi dell'ambiente. Da una parte, infatti, negli ultimi decenni la sensibilità ecologica è considerevolmente aumentata mentre, dall'altra, sta diventando sempre più difficile assicurare la coesistenza delle attività umane e della vita selvatica.*

*Il sentimento d'impotenza che deriva da una tale situazione può attenuarsi se si accantona la visione esageratamente idealista della lotta in favore della conservazione della natura e nel contempo si analizza la natura del processo decisionale che caratterizza le questioni ambientali.*

*È necessario prendere atto del fatto che ogni azione umana ha un impatto sulla natura: un'azione completamente "pulita" o "innocente" non esiste. L'uomo è un grande trasformatore ed un grande consumatore di risorse naturali.*

*Di conseguenza, l'obiettivo da perseguire è quello di minimizzare l'impatto cioè di fare in modo che le azioni umane non distruggano la natura, ma preservino a lungo termine le sue risorse.*

*Il processo di decisione dovrà quindi avere come scopo quello di determinare e rispettare la "soglia d'accettazione" delle ricadute delle azioni sull'ambiente.*

*Il processo decisionale –sia che si tratti di atti pubblici (legislativi, amministrativi o giudiziari) o privati (economici, sociali, ecc.)– sarà più o meno condizionato dall'interesse per la conservazione della natura o dall'interesse per lo sviluppo a seconda del valore dell'interesse assoluto verso uno di questi due aspetti in quel momento storico.*

*I fattori che influenzeranno la scelta saranno di differente natura: scientifici, economici o sociali, ma in realtà la scelta sarà sempre politica, nel senso che essa si sforzerà di aderire il più possibile alle aspettative dell'opinione pubblica.*

*È necessario, perciò, ricordare sempre questa regola: azioni di conservazione della natura forti ed efficaci non sono proponibili e realizzabili se non quando l'opinione pubblica le reclama apertamente e senza ambiguità.*

## IGIENE AMBIENTALE

---

---



# CARATTERISTICHE ORGANOLETTICHE DELLE ACQUE DESTINATE AL CONSUMO UMANO: L'ODORE

Rassegna bibliografica a cura di

**Nadia Fontani<sup>1</sup> e Annamaria Cucchi<sup>2</sup>**

### Gli odori dell'acqua potabile

Le caratteristiche organolettiche dell'acqua erogata alla popolazione rappresentano un fattore di fondamentale importanza in quanto gli utenti giudicano la qualità dell'acqua fornita essenzialmente in base alla sua disponibilità e a colore, odore, sapore e torbidità o limpidezza poiché questi sono gli unici parametri immediatamente apprezzabili dal consumatore. Si tratta ovviamente di un giudizio incompleto ma che va tenuto in considerazione insieme ai risultati di complete analisi di laboratorio.

Da un'indagine condotta nel 1989 da una "Commissione Odori e Sapori", istituita dall'AWWA, è emerso che i principali problemi di odori segnalati dagli utenti erano l'odore di cloro, seguito da odore terroso e di pesce. Gli odori terrosi erano più frequentemente legati a fonti contenenti alghe (acque superficiali). Nel caso di impianti di trattamento di acque profonde, invece, i problemi principali erano generati dalla percezione dell'odore di cloro, di zolfo e di medicinali (SUFFET *et al.*, 1996).

L'odore di terriccio o muffa non sembra quindi essere tipico dei sistemi che utilizzano acque profonde. Quando presente, esso appare comunque legato alla presenza di specifici microrganismi nell'acqua impiegata e/o al loro sviluppo negli impianti di trattamento o di distribuzione.

---

<sup>1</sup> AGAC Reggio Emilia

<sup>2</sup> biologa libera professionista

I più potenti composti odorigeni risultano essere infatti metaboliti microbici o prodotti che si formano comunque a seguito dell'attività microbica, quali, per esempio, il 2,4,6-tricloroanisolo, la geosmina, il 2-metilisoborneolo (MIB), la 2-isobutil-3-metossipirazina e la 2-isopropil-3-metossipirazina, prodotti da diversi organismi presenti nei corpi idrici o nel suolo ed in grado di produrre odori percepibili già a concentrazioni di pochi nanogrammi per litro (YOUNG *et al.*, 1996).

La tabella I riporta i principali composti in grado di impartire odori e sapori all'acqua.

Funghi e attinomiceti sono noti produttori di geosmina e 2-metilisoborneolo (DE MATTIA *et al.*, 1991), ma possono impartire odori e sapori sgradevoli all'acqua anche attraverso altri meccanismi.

MONTIEL *et al.* (1987) hanno attribuito la comparsa di acqua maleodorante in una zona di Parigi alla formazione di 2,3,6-tricloroanisolo per metilazione del 2,3,6-triclorofenolo a seguito del trattamento con ipoclorito e ad opera dei funghi ritrovati nelle reti di distribuzione (*Alternaria*, *Aspergillus*, *Cladosporium* e *Penicillium*).

Questo possibile meccanismo di formazione di composti odorosi è stato confermato da NYSTRÖM *et al.* (1992) e KARLSSON *et al.* (1995b); i primi hanno constatato la capacità di alcuni funghi (*Phialophora*, *Acremonium*, *Penicillium*) e attinomiceti di produrre 2,4,6-tricloroanisolo per metilazione del 2,4,6-triclorofenolo, formato nei trattamenti di disinfezione con ipoclorito o per alogenazione naturale.

Oltre all'ipoclorito anche altri composti, utilizzati comunemente nei processi di trattamento, possono contribuire alla formazione di odori sgradevoli. Diverse sostanze chimiche, infatti, possono causare danni ai microrganismi presenti nell'acqua trattata (es. distruzione della membrana cellulare), portando alla liberazione di DOC (dissolved organic carbon), tossine e altre sostanze responsabili di odori e sapori sgradevoli (geosmina, MIB, ecc).

Di tutte le sostanze saggiate, quelle che sembrano esplicare i danni maggiori sulle cellule sono cloro, solfato di rame, permanganato di potassio e idrossido di calcio. L'acqua ossigenata è ritenuta responsabile di danni di media entità, mentre solfato di alluminio e cloruro ferrico sembrano non avere effetti sulla mem-

brana cellulare e quindi sul rilascio di sostanze organiche (PETERSON *et al.*, 1995).

In particolare, il trattamento con solfato di rame, associato alla sonificazione, è stato utilizzato da BOWMER *et al.* (1992) per provocare la lisi cellulare in colture pure di *Anabaena circinalis* e dimostrare l'esistenza di una frazione intracellulare di geosmina, rilasciata solo dopo la rottura della membrana cellulare, oltre alla quota di geosmina prodotta e rilasciata nel mezzo.

DIONIGI (1995) ha dimostrato d'altra parte che il solfato di rame ( $\text{CuSO}_4$ ) ed altri composti contenenti rame, a basse concentrazioni sono in grado di stimolare la crescita della biomassa e la produzione di geosmina da parte di alcune specie fungine quali *Streptomyces tendae*, *Streptomyces albidoflavus* e *Penicillium expansum*.

Gli attinomiceti, insieme ad alghe fitoplanctoniche (soprattutto Cianofitee), sono riconosciuti essere i principali responsabili degli odori di terra nelle acque superficiali. Come le alghe, anche gli attinomiceti concorrono alla produzione di odori con molti composti, in genere volatili, quali 2-isopropil-3-metossipirazina, feniletanolo, salicilaldeide, ecc., oltre a MIB e geosmina.

Gli attinomiceti, inoltre, hanno la capacità esclusiva di sintetizzare mucidone, dal caratteristico odore di muffa.

BLEVINS *et al.* (1995) hanno studiato gli effetti di particolari fattori ambientali sulla produzione di biomassa e di geosmina da parte dell'attinomicete *Streptomyces halstedii*, trovando che la massima produzione di biomassa si verifica a pH 6-7, 30 °C ed elevate concentrazioni di azoto ammoniacale e nitrico, mentre la massima produzione di geosmina si ha a pH 9, 35 °C e basse concentrazioni di azoto ammoniacale e nitrico.

Tra i batteri, molte specie del genere *Pseudomonas* sembrano essere in grado di sintetizzare 2-isopropil-3-metossipirazina ed anche geosmina. Solitamente però la presenza di *Pseudomonas* è associata ad odore di marcio, generato da composti solforati, tra cui predomina il dimetilsolfuro.

Numerosi altri batteri eterotrofi poi sono in grado di produrre dimetilsolfuri utilizzando precursori orga-

**Tab. I.** Principali composti in grado di impartire odori e sapori all'acqua.

<b>Chemical</b>	<b>Odour descriptor</b>	<b>Taste descriptor</b>
<i>Pesticides</i>		
Atrazine	Plastic, polythene, weak bleach	Bitter, astringent
Carbaryl	Disinfectant, glue, hospital, plasters	Antiseptic, plasters, earthy
Chlorophenvinphos	Insecticide, fertiliser, antiseptic	Insecticide, fertiliser, antiseptic
Diazinon	Earthy, musty, potato, cabbage water	–
Dichlobenil	Plastic, cardboard	–
MCPA	Antiseptic	Bitter
Maleic hydrazide	–	Metallic, menthol
Isoproturon	–	Bitter, acid
Propyzamide	Dusty, sooty, cardboard	–
<i>Phenolic and anisole compounds</i>		
4-Chloroanisole	Musty, medicinal, perfume, musky, wet paper	Musty, stale, perfume, earthy, aniseed, sweet
4-Chloro-2-methylphenol	Chemical, TCP, medicinal, acetone	Chlorine, TCP, medicinal, stale, salty
4-Chloro-3-methylphenol	Musty, stale, wet paper, woody, damp	Stale, musty, damp, chlorine
2-Chloro-4-methylphenol	Antiseptic, TCP, plasters	Antiseptic, TCP
Chlorophenol	Musty, sweet, floral, chemical, TCP	Chemical, bitter, TCP, antiseptic
2,4-Dichloroanisole	Musty, stale, chemical, roses	Stale, musty, stagnant, roses
2,4-Dichlorophenol	Musty, antiseptic, medicinal, TCP	Antiseptic, disinfectant
2,6-Dichlorophenol	Musty, antiseptic, medicinal, TCP, metallic	Disinfectant, antiseptic, chemical, TCP, musty, earthy, metallic
Phenol	Wet paper, wet newspaper, cardboard	Metallic, bitter
2,4,6-Trichloroanisole	Dusty, musty, earthy, rotten vegetable	Musty, stale, antiseptic, earthy
<i>Naturally occurring organic compounds</i>		
Geosmin	Musty, earthy, stagnant, grassy, beetroot, mould	Musty, earthy, stale, beetroot, mould
2-Isobutyl-3-methoxypyrazine	Woody, stale, musty, coal-dust, ash	Creosote, stale, dusty, coal-dust
2-Isopropyl-3-methoxypyrazine	Sooty, dusty, cabbage, wet paper	Musty, vegetable water, stale, peas, asparagus
2-methylisoborneol	Musty, earthy, brazil nuts, peaty	Earthy, musty, mouldy, peaty
<i>Other organic compounds</i>		
Benzene	TCP, musty, phenolic	–
Chlorobenzene	Medicinal, chemical, musty	Bitter, cardboard, musty, paint
Chloroform	Chemical, antiseptic, acetone, estery	Metallic, sweet, cardboard, stale
2-Chlorotoluene	Nail varnish	Musty, stale, nail varnish
3-Chlorotoluene	Disinfectant, TCP, antiseptic	Disinfectant, TCP, bitter
4-Chlorotoluene	Marzipan, almond	Marzipan, aniseed
1,2-Dichlorobenzene	Grassy, vegetable water	Cardboard
1,3-Dichlorobenzene	Medicinal, disinfectant, musty	TCP, cardboard, antiseptic
1,4-Dichlorobenzene	Almond, sweet, marzipan, antiseptic	Almond, cherry sweets, aniseed
Ethylbenzene	Musty, plastic, resin, oily, chemical, styrene, stale	Plastic, resin, oily, chemical, styrene, glass fibre
HHCB	Perfume, floral, soapy, musk, sweet	Perfume, floral, metallic, stale, plastic
Isopropylbenzene	Windowlens, polish, paint, pear drops	Stale, bicarbonate
4-Isopropyltoluene	Rubber gloves, paraffin, sweet, TCP	–
Methyl tert-butyl ether	Estery, vanilla, sweet	Estery, bitter
Naphthalene	Mothballs	Mothballs
Styrene	Rubber, paint, sulphurous	Paint, rubbery, cardboard, shoe polish
Toluene	Paint, chemical, weak petrol	Bitter
1,1,1-Trichloroethane	Dusty, sooty, polish	Stale, drying, musty, chinese food
<i>Inorganic compounds</i>		
Aluminium sulphate	–	Musty, mouldy, stale, (soft water)

nici ed inorganici contenenti zolfo (*Moraxella*, *Acinetobacter*, *Alcaligenes*, *Flavobacterium*, *Achromobacter*), (DE MATTIA *et al.*, 1991).

Infine, tra i metazoi, i nematodi si sono rivelati in grado di produrre un metabolita capace di imprimere all'acqua odore di terra, rilevabile fino a diluizioni di 1:20000 (BURRINI e LUPI, 1993).

Nel caso specifico degli impianti di trattamento delle acque profonde e delle relative reti acquedottistiche, ad eccezione delle alghe (che difficilmente possono svilupparsi in un sistema costituito da ambienti privi di luce, quali falde, filtri e tubazioni), tutti gli altri microrganismi fino ad ora menzionati sono stati osservati nell'acqua di controlavaggio dei filtri o nell'acqua raccolta dal lavaggio delle reti di distribuzione.

### La misura degli odori

La misura degli odori costituisce un aspetto del problema quanto mai dibattuto, ma non ancora definito. Esistono due classi di metodi di misura.

I metodi analitici sono basati sull'analisi strumentale di un campione di acqua (principalmente cromatografia gas-massa). Un limite alla loro applicazione è costituito dal costo delle analisi e dal fatto che non tutti i composti possono essere analizzati e rilevati facilmente alle concentrazioni, a volte molto basse, alle quali possono essere presenti, concentrazioni comunque sufficienti per essere rilevate dall'olfatto umano.

I metodi olfattometrici (APHA, 1995; YOUNG *et al.*, 1996) si basano sul rilevamento degli odori da parte di apposite giurie composte da diverse persone. La determinazione olfattometrica di un odore (o di un sapore) è un procedimento complesso, in quanto esistono notevoli differenze nelle risposte, non solo tra individui diversi, ma anche per lo stesso individuo da un giorno all'altro. Esistono infatti persone che sono sicuramente più sensibili di altre a molti composti chimici e l'intensità ed il tipo di odore o sapore percepito possono variare notevolmente. Per questi motivi un'indagine che voglia determinare la presenza e l'intensità di odori nell'acqua distribuita per uso potabile dovrebbe essere condotta seguendo un preci-

so protocollo, in modo da eliminare quanto più possibile almeno le interferenze esterne, essendo quelle legate alla sensibilità soggettiva intrinseche all'analisi stessa e non controllabili.

I metodi olfattometrici risentono di tutti i fenomeni di mascheramento, sinergia, ecc., tra sostanze differenti e non consentono perciò di discriminare i diversi composti responsabili degli odori all'interno di una miscela; di conseguenza non sono utili per la definizione delle sostanze da rimuovere né, ovviamente, per la loro determinazione quantitativa. Inoltre richiedono, come si è visto, squadre di assaggiatori addestrati (i cosiddetti "test panel") ed elaborazioni statistiche, data la variabilità delle risposte dei singoli componenti.

Entrambi i metodi hanno una loro importanza e validità; certamente solo i metodi analitici sono in grado di fornire dati precisi ma, d'altra parte, solo i metodi olfattometrici permettono di avere una descrizione dell'odore e rispecchiano in modo reale quello che può essere il disturbo provocato da un determinato composto alla persona.

Sono stati condotti diversi tentativi di sintesi tra i due approcci, olfattometrico e analitico. Uno di questi è stata la messa a punto di un sistema simulante l'apparato olfattivo: il cosiddetto "naso elettronico". Il "naso elettronico intelligente" FOX 2000, prodotto dall'inglese Alpha M.O.S., utilizza sei piccoli sensori, costituiti da diversi semiconduttori ad ossidi metallici. Le sostanze volatili odorose vengono rilevate per effetto del cambiamento della resistenza elettrica del semiconduttore. Con questo sistema è possibile ottenere una "impronta tipica dell'odore". Una rete neurale o altri metodi di analisi statistica multivariata mettono in correlazione la risposta del naso elettronico con le descrizioni dell'odore fornite dalla strumentazione analitica tradizionale e dalle prove organolettiche, costituendo una biblioteca di odori per l'identificazione di quelli del campione in analisi (POLESELLO, 1994).

Un altro sistema che cerca di combinare i due approcci è la gascromatografia sensoriale, adottata da diversi Autori per la ricerca e la identificazione dei composti odorigeni nell'acqua (KHIARI *et al.*, 1992; NYSTRÖM *et al.*, 1992; BROWNLEE *et al.*, 1995; KENEFI-

CK *et al.*, 1995; KARLSSON *et al.*, 1995a; COTSARIS *et al.*, 1995). Questa tecnica consente di creare un legame diretto tra odori percepiti ed analisi strumentale e di distinguere le singole componenti che contribuiscono a determinare il particolare odore rilevato da un "panel test" in un campione di acqua, mostrando così la reale complessità del profilo di un odore.

### **Possibili trattamenti di rimozione degli odori dalle acque destinate al consumo umano**

Nella filiera di trattamento di un impianto di potabilizzazione il processo di coagulazione-sedimentazione abbatte già da solo una discreta percentuale (30-40%) di sostanze odorigene, in quanto rimuove i microrganismi (alghe, attinomiceti, batteri ecc.) che contengono o sono comunque in grado di produrre la maggior parte di queste sostanze (ANDO *et al.*, 1992).

Vari autori (EGASHIRA *et al.*, 1992; ISHIDA e MIYAJI, 1992; SUMIMOTO, 1992; TERAUCHI *et al.*, 1995; OIKAWA *et al.*, 1995) riportano la capacità di diversi microrganismi (*Bacillus* spp., *Pseudomonas* spp., *Flavobacterium* spp., lieviti del genere *Candida*) di degradare MIB e geosmina e la conseguente possibilità di ottenere una rimozione biologica di questi composti per filtrazione su supporti solidi (sabbia o carboni attivi).

Tuttavia, secondo HUCK *et al.* (1995), la filtrazione biologica non è comunque utilizzabile come trattamento primario per l'eliminazione di composti odorigeni, quali MIB e 2,4,6-tricloroanisolo, e soprattutto non è adatta a risolvere problemi di comparsa occasionale di odori e sapori nell'acqua da trattare. I composti odorigeni, infatti, risultano essere difficilmente degradabili in assenza di una biomassa acclimatata e quindi possono essere effettivamente rimossi biologicamente solo nei casi in cui la loro presenza nell'acqua da trattare sia abbastanza costante ed adottando basse velocità di filtrazione (filtri lenti).

I carboni attivi granulari (GAC), per le loro proprietà adsorbenti, sono in effetti il metodo più largamente utilizzato per la rimozione dei composti odorosi e, in particolare, di geosmina e 2-metilisorborneolo (SELIGMAN *et al.*, 1992; PIRBAZARI *et al.*, 1993).

I carboni attivi in polvere (PAC) possono essere

utilizzati per lo stesso scopo, ma la contemporanea presenza di elevate concentrazioni di sostanza organica nell'acqua trattata può ridurne l'efficacia (HRUDEY *et al.*, 1992) e comunque i rendimenti di abbattimento difficilmente superano il 20% se i PAC vengono utilizzati da soli. Rendimenti del 65% sono raggiungibili con la combinazione di PAC e clorazione (ANDO *et al.*, 1992).

Alcuni microrganismi responsabili della formazione di sostanze odorigene possono talvolta generare anche tossine con conseguenti possibili danni per la salute umana; tra questi alcune specie di cianobatteri quali *Microcystis aeruginosa* e *Oscillatoria agardhii*. L'utilizzo di GAC e PAC si è rivelato efficace per l'eliminazione non solo degli odori sgradevoli, ma anche nei confronti delle tossine prodotte verso le quali i trattamenti convenzionali applicati alle acque da destinarsi ad uso potabile (coagulazione, filtrazione e clorazione) si sono dimostrati inefficienti (KENE-FICK *et al.*, 1992).

Anche l'impiego di composti ossidanti, come ozono e perozono (ottenuto da ozono combinato con acqua ossigenata), ha permesso di ottenere buoni risultati nella rimozione di odori e sapori sgradevoli causati da 2-metilisorborneolo e geosmina, indipendentemente, tra l'altro, dai tempi di contatto. In particolare il perozono si è dimostrato un ossidante migliore rispetto all'ozono e la geosmina si è rivelata più facilmente ossidabile rispetto al 2-metilisorborneolo (KOCH *et al.*, 1992).

THORELL *et al.* (1992) hanno verificato tuttavia che il trattamento con ozono di un'acqua superficiale determina la formazione di nuovi composti odorosi, mai riscontrati nell'acqua grezza. Alcuni di questi composti sono risultati essere aldeidi, già identificate tra i sottoprodotti dei trattamenti di disinfezione.

I migliori risultati sono stati ottenuti associando il trattamento con ozono al successivo passaggio su carboni attivi. Un'esperienza condotta da NADOT (1995) ha dimostrato che se il solo dosaggio di ozono, pur riducendo notevolmente gli odori e i sapori sgradevoli nell'acqua trattata, non era sufficiente per la loro completa rimozione, lo stesso ozono associato ai carboni attivi addizionati all'acqua grezza permetteva di eliminare completamente il problema.

L'ossidazione con ozono seguita dalla filtrazione

su carboni attivi può essere inoltre agevolmente applicata anche nei casi in cui la concentrazione dei composti odorosi nell'acqua da trattare non sia costante, casi che richiederebbero invece un notevole impegno nel caso del trattamento con PAC, a causa della necessità di regolare i dosaggi (MURAMOTO *et al.*, 1995).

Il minerale *zeolite* ( $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3 = 80$ ) può essere utilizzato in luogo dei carboni attivi per la rimozione delle sostanze odorigene. Nonostante il costo di questo materiale sia maggiore rispetto a quello dei carboni, esso sembra possedere caratteristiche migliori rispetto ai carboni stessi: l'adsorbimento delle sostanze

odorigene non è ridotto dalla contemporanea presenza di sostanze umiche, necessita di metodi di rigenerazione più semplici (riscaldamento a 500 °C, ma presenta comunque una certa stabilità anche a temperature più elevate, fino a 1100 °C), l'efficienza di adsorbimento non è influenzata negativamente dalla presenza di cloro o di altre sostanze ossidanti. Una volta adsorbite sui granuli di zeolite, le sostanze da rimuovere vengono strettamente trattenute dai pori, evitando la ricontaminazione dell'acqua filtrata. La zeolite possiede una efficienza di abbattimento della geosmina simile a quella dei carboni attivi, ma presenta una minore efficienza nell'abbattimento del MIB rispetto agli stessi carboni (ELLIS e KORTH, 1993).

#### Bibliografia consultata

ANDO A., MIWA M., KAJINO M. e TATSUMI S., 1992 - Removal of musty-odorous compounds in water and retained in algal cells through water purification process. *Wat. Sci. Tech.*, **25**, 299-306.

ANDREOTTOLA G. e RIGANTI V., 1997 - Gli odori e le sostanze odorigene. In: *Atti del Seminario di Studi "Il contenimento degli odori negli impianti di trattamento di acque e rifiuti"*, Pavia, 23 maggio 1997, pp. 11-115.

APHA, 1995 - *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th Ed. APHA, AWWA, WEF. United Book Press Inc., Baltimore.

BLEVINS W.T., SCHRADER K.K. e SAADOUN I., 1995 - Comparative physiology of geosmin production by *Streptomyces halstedii* and *Anabaena* sp.. *Wat. Sci. Tech.*, **31**, 127-133.

BOWMER K.H., PADOVAN A., OLIVER R.L., KORTH W. e GANF G.G., 1992 - Physiology of geosmin production by *Anabaena circinalis* isolated from the Murrumbidgee River, Australia. *Wat. Sci. Tech.*, **25**, 259-267.

BROWNLEE B.G., KENEFICK S.L., MACINNIS G.A. e HRUDEY S.E., 1995 - Characterization of odorous compounds from bleached kraft pulp mill effluent. *Wat. Sci. Tech.*, **31**, 35-40.

BURRINI D. e LUPI E., 1993 - Potabilizzazione di acque superficiali: influenza dei trattamenti sulla presenza di metazoi. In: A. Frigerio (ed.), *Acque per uso potabile*, pp. 249-262. CSI, Milano.

COTSARIS E., BRUCHET A., MALLEVALLE J. e BURSILL D.B., 1995 - The identification of odorous metabolites produced from algal monocultures. *Wat. Sci. Tech.*, **31**, 251-258.

DE MATTIA M., VOLTERRA L., CESARONI D., BUCCI M.A., PODA G., CHETTI L. e BELTRAMI P., 1991 - Sulla possibile causa dei caratteri organolettici di un'acqua potabile. *I.A.*, **20** (11/12), 675-677.

DIONIGI C.P., 1995 - The effects of copper sulfate on geosmin biosynthesis by *Streptomyces tendae*, *Streptomyces albidoflavus* and *Penicillium expansum*. *Wat. Sci. Tech.*, **11**, 135-138.

EGASHIRA K., ITO K. e YOSHIY Y., 1992 - Removal of musty odor compound in drinking water by biological filter. *Wat. Sci. Tech.*, **25**, 307-314.

ELLIS J. e KORTH W., 1993 - Removal of geosmin and methylisoborneol from drinking water by adsorption on ultrastable zeolite-y. *Wat. Res.*, **27** (4), 535-539.

HRUDEY S.E., RECTOR D. e MOTKOSKY N., 1992 - Characterization of drinking water odour arising from spring thaw for an ice-covered upland river source. *Wat. Sci. Tech.*, **25**, 65-72.

HUCK P.M., KENEFICK S.L., HRUDEY S.E. e ZHANG S., 1995 - Bench-scale determination of the removal of odour compounds with biological treatment. *Wat. Sci. Tech.*, **31**, 203-209.

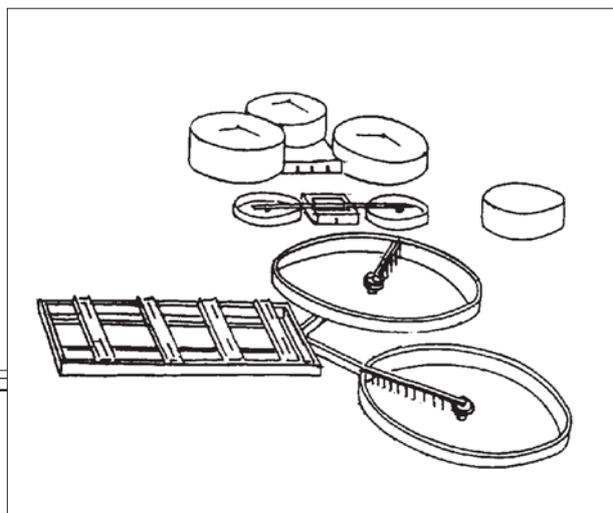
ISHIDA H. e MIYAJI Y., 1992 - Biodegradation of 2-methylisoborneol by oligotrophic bacterium isolated from a eutrophied lake. *Wat. Sci. Tech.*, **25**, 269-276.

KARLSSON S., GRIMVALL A. e BORÉN H., 1995a - Drinking water off-flavour caused by the formation of short-chain fatty acids in slow sand filters. *Wat. Sci. Tech.*, **31**, 49-54.

KARLSSON S., KAUGARE S., GRIMVALL A., BORÉN H. e SAVENHED R., 1995b - Formation of 2,4,6-trichlorophenol and 2,4,6-trichloro-

- anisole during treatment and distribution of drinking water. *Wat. Sci. Tech.*, **31**, 99-103.
- KENEFFICK S.L., HRUDEY S.E., PREPAS E.E., MOTKOSKY N. e PETERSON H.G., 1992 - Odorous substances and cyanobacterial toxins in prairie drinking water sources. *Wat. Sci. Tech.*, **25**, 147-154.
- KENEFFICK S.L., BROWNEE B.G., PERLEY T.R. e HRUDEY S.E., 1995 - A chemical and sensory study of odour compounds in the Athabasca River, Alberta, Canada. *Wat. Sci. Tech.*, **31**, 15-21.
- KHIARI D., BRENNER L., BURLINGAME G.A. e SUFFET I.H., 1992 - Sensory gas chromatography for evaluation of taste and odor events in drinking water. *Wat. Sci. Tech.*, **25**, 97-104.
- KOCH B., GRAMITH J.T., DALE M.S. e FERGUSON D.W., 1992 - Control of 2-methylisoborneol e geosmin by ozone and peroxone: a pilot study. *Wat. Sci. Tech.*, **25**, 291-298.
- MONTIEL A., OUVRARD J., RIGAL S. e BOUSQUET G., 1987 - Etude de l'origine et du mécanisme de formation de composés sapides responsables de goûts de moisi dans les eaux distribuées. *TSM L'Eau*, **2**, 73-81.
- MURAMOTO S., UDAGAWA T. e OKAMURA T., 1995 - Effective removal of musty odor in the Kanamachi Purification Plant. *Wat. Sci. Tech.*, **31**, 219-222.
- NADOT J., 1995 - Etude et traitement d'un problème organoleptique survenu à l'usine de production des eaux d'alimentation de Mathay lors de l'été 1984. *TSM L'Eau*, **10**, 749-753.
- NYSTRÖM A., GRIMVALL A., KRANTZ-RÜLKER C., SÄVENHED R. e ÅKERSTRAND K., 1992 - Drinking water off-flavour caused by 2,4,6-trichloroanisole. *Wat. Sci. Tech.*, **25**, 241-249.
- OIKAWA E., SHIMIZU A. e ISHIBASHI Y., 1995 - 2-methylisoborneol degradation by *cam* operon from *Pseudomonas putida* PpG1. *Wat. Sci. Tech.*, **31**, 79-86.
- PETERSON H.G., HRUDEY S.E., CANTIN I.A., PERLEY T.R. e KENEFFICK S.L., 1995 - Physiological toxicity, cell membrane damage and the release of dissolved organic carbon and geosmin by *Aphanizomenon flos-aquae* after exposure to water treatment chemicals. *Wat. Res.*, **29** (6), 1515-1523.
- PIRBAZARI M., RAVINDRAN V., BADRIYHA B. H., CRAIG S. e MCGUIRE M., 1993 - GAC adsorber design protocol for the removal of off-flavors. *Wat. Res.*, **27** (7), 1153-1166.
- POLESELLO A., 1994 - Il "naso elettronico intelligente" FOX 2000. *Laboratorio 2000*, **3**, 18-21.
- SELIGMAN K., ENOS A.K. e LAI H.H., 1992 - A comparison of 1988-1990 flavour profile analysis results with water condition in two northern California reservoirs. *Wat. Sci. Tech.*, **25**, 19-25.
- SUFFET I.H., CORADO A., CHOU D., MCGUIRE M.J. e BUTTERWORTH S., 1996 - AWWA taste and odor survey. *Journal AWWA*, **4**, 168-180.
- SUMITOMO H., 1992 - Biodegradation of 2-methylisoborneol by gravel sand filtration. *Wat. Sci. Tech.*, **25**, 191-198.
- TERAUCHI N., OHTANI T., YAMANAKA K., TSUJI T., SUDOU T. e ITO K., 1995 - Studies on a biological filter for musty odor removal in drinking water treatment processes. *Wat. Sci. Tech.*, **31**, 229-235.
- THORELL B., BORÉN H., GRIMVALL A., NYSTRÖM A. e SÄVENHED R., 1992 - Characterization and identification of odorous compounds in ozonated waters. *Wat. Sci. Tech.*, **25**, 139-146.
- YOUNG W.F., HORTH H., CRANE R., OGDEN T. e ARNOTT M., 1996 - Taste and odor threshold concentrations of potable water contaminants. *Wat. Res.*, **30** (2), 331-340.

## DEPURAZIONE



# BULKING DA 021N IN UN IMPIANTO DI DEPURAZIONE MISTO

Claudia Rocchelli<sup>1</sup>, Alessandra Secondi<sup>2</sup>, Patrizia Casarini<sup>3</sup>

Nel corso dell'attività di vigilanza sugli impianti di depurazione presenti sul territorio della provincia di Pavia si è evidenziato un costante fenomeno di bulking in un impianto di depurazione che tratta sia reflui civili che industriali provenienti, questi ultimi, da un'industria alimentare produttrice di lievito con alcool etilico.

L'impianto oggetto del monitoraggio è un impianto a fanghi attivi con ossigenazione dei liquami tramite soffianti, avente potenzialità di 20.000 abitanti equivalenti, con portata giornaliera di esercizio di 3360 m<sup>3</sup>.

In base ai dati di progetto si è individuato il tempo di ritenzione, di circa 18 ore, e tenendo conto di questo dato si è programmata, nell'arco di 8 mesi, una serie di campionamenti:

- a) del liquame in ingresso,
- b) delle acque in uscita a 18 ore di distanza,
- c) dei mixed liquor

Lo scopo era quello di valutare l'effettiva efficienza depurativa dell'impianto in relazione alla costante presenza del fenomeno di bulking, di identificare i microrganismi responsabili dell'inconveniente, nonché di valutare l'eventuale influenza dei batteri filamentosi sulle caratteristiche dei popolamenti di protozoi ciliati.

La cadenza dei campionamenti, prevista come mensile, è stata fortemente condizionata dalle precipitazioni e da inconvenienti tecnici, ma ciò non ha impedito di effettuare un numero di indagini adeguato per il chiarimento della problematica.

Sui campioni di mixed liquor veniva effettuata, in campo, la misura dell'ossigeno disciolto.

In laboratorio si procedeva all'analisi della microfauna (metodo IRSA per l'analisi dei fanghi, 1983), alla determinazione del DSVI, all'identificazione microscopica dei microrganismi filamentosi, alla definizione delle loro categorie di abbondanza secondo

<sup>1</sup> Tecnico di Igiene dell'Az.U.S.S.L.44 - Voghera.

<sup>2</sup> Operatore Professionale Labor. di Biologia Ambientale - P.M.I.P. - Pavia.

<sup>3</sup> Biologo Ambientale Az. U.S.S.L. 49, Pavia.

JENKINS (1986) ed al test dell'inchiostro di china (SPIGNONI *et al.*, 1992).

### Influente ed effluente

Sui campioni venivano determinati i seguenti parametri: fosforo ortofosfato, COD e BOD<sub>5</sub>, ammoniaca totale come NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, azoto nitroso ed azoto nitrico.

### Parametri per il fango attivo

La determinazione del DSVI (SVI diluito) ha fatto registrare valori sempre superiori a 150 cc/g.

Si è effettuato il test con l'inchiostro di china: all'osservazione microscopica erano visibili larghe aree bianche con bassa densità di cellule, che evidenziavano la presenza di notevoli quantità di polimeri esocellulari.

A fresco, si è definita la categoria di abbondanza degli organismi filamentosi nel fango attivo: la quantità di batteri filamentosi è risultata costantemente elevata in tutti i campioni (da abbondanti ad eccessivi).

Si è proceduto quindi alla loro colorazione ed identificazione e si è visto che in tutti i campioni il filamentoso più frequente, responsabile della formazione di ponti tra i fiocchi di fango, era lo 021N. Trascurabile risultava la presenza di 0041, 0092 e *Beggiatoa*. All'analisi della microfauna, in tutti i campioni il fango è risultato adeguatamente colonizzato (tra 3·10<sup>6</sup> e 7·10<sup>6</sup> individui/l) e le taxocenosi sono sempre risultate sufficientemente diversificate, con costante presenza di protozoi ciliati sessili e mobili di fondo. L'efficienza del comparto biologico, nonostante l'eccessiva presenza di batteri filamentosi ed il conseguente rigonfiamento del fango, è quindi risultata buona in tutti i campioni esaminati.

### Parametri relativi al liquame in ingresso ed all'effluente e rendimento di depurazione

I risultati figurano nelle tabelle 1 e 2. In base al tempo di ritenzione dell'impianto, si è tentato anche di effettuare campionamenti coordinati in ingresso ed in uscita. L'operazione ha avuto successo solo in due occasioni, perché le condizioni meteorologiche da un lato (forti piogge tra i due campionamenti) ed inconvenienti tecnici dall'altro (arresto delle pompe) non hanno reso possibile il pieno conseguimento dell'obiettivo. I risultati hanno attestato un buon rendimento di

depurazione.

Secondo TANDOI (1992), quando il valore di DSVI è superiore a 150 cc/g si parla di fango in bulking: il fango del nostro impianto ha quindi presentato fenomeni di bulking durante tutto il corso dell'indagine, rivelandosi sempre gonfio e poco compattabile, ma non si è mai registrata fuga di fango dai sedimentatori secondari. I dati relativi all'effluente ed all'efficienza di depurazione evidenziano una buona efficienza di depurazione e l'analisi della microfauna presente in vasca di ossidazione attesta una buona efficienza del comparto biologico.

La costante abbondanza di batteri filamentosi, che in passato (1991), aveva dato luogo a fuga di fango attivo dai sedimentatori secondari, rende però sempre critica la situazione dell'impianto. Il rigonfiamento del fango e la sua cattiva sedimentabilità sono dovuti principalmente al batterio di tipo 021N, noto per la frequenza con cui sostiene fenomeni di bulking grave perché, quando la sua presenza è cospicua, forma ponti tra i fiocchi e larghi fasci di filamenti.

Più condizioni, singolarmente o in combinazione tra loro, possono determinare lo sviluppo di questo batterio; i liquami settici contenenti cospicue quantità

Tab. 1. Parametri (mg/l) relativi al liquame in ingresso

Parametri ↓	23/3	28/4	19/5	7/7	22/9
COD	790	650	860	810	850
BOD <sub>5</sub>	420	380	640	530	493
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	23.7	22.1	1.5	16.8	2.5
N nitroso	0.6	0.4	0.8	0.4	0.2
N nitrico	**	6.0	3.6	2.6	2.4
P ortofosfato	3.2	2.5	4.1	3.5	4.7

\*\* non dosabile

Tab. 2. Parametri (mg/l) relativi all'effluente

Parametri ↓	8/3	20/5	8/7	22/9	5/10
COD	80	110	85	98	115
BOD <sub>5</sub>	9	13	5	7	13
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	7.8	0.2	1.5	3.5	0.3
N nitroso	**	**	0.2	0.3	0.9
N nitrico	1.2	**	0.7	0.8	6.2
P ortofosfato	**	**	**	**	**

\*\* non dosabile

di solfuri e di acidi organici, gli impianti di trattamento industriali o misti gravati da deficienza di nutrienti (industrie alimentari, industria del malto o della birra, industria petrolchimica, industria cartaria, ecc.), gli impianti operanti con bassi rapporti F/M, purché ricchi di substrati carboniosi velocemente biodegradabili (zuccheri semplici o acidi organici).

In effetti è stato dimostrato che questo microrganismo possiede numerose capacità metaboliche, come la possibilità di utilizzare solfuri, la velocità di assimilazione ed accumulo di azoto ammoniacale in condizioni di deficienza di azoto, l'elevata affinità per i substrati carboniosi.

Nel nostro caso l'ipotesi più accreditata è quella che il forte sviluppo del batterio sia dovuto ad una carenza di nutrienti. Infatti per favorire la crescita e lo sviluppo dei batteri floc-forming è necessario che il liquame da trattare contenga opportune quantità di elementi nutritivi ed in particolare azoto e fosforo. Occorre indicativamente mantenere il rapporto in peso  $BOD_5 : N : P$  nell'ambito 100 : 5 : 1 poiché la carenza di tali elementi, evidente soprattutto nelle acque industriali, può favorire la moltiplicazione di microrganismi filamentosi. Esaminando i risultati dell'indagine si evidenzia una bassa concentrazione di fosforo solubile: nell'effluente il fosforo ortofosfato è infatti sempre inferiore a 0,2 mg/l, valore considerato indicativo di soglia di deficit (SPIGONI *et al.*, 1992). Il test dell'inchiostro di china eseguito sul fango attivo avvalorà l'ipotesi della carenza di nutrienti.

La bassa concentrazione di fosforo può essere dovuta alla concomitanza di due fattori:

- il refluo di tipo industriale contiene fosforo a bassissime concentrazioni
- la legge n. 7 del 24.01.86 "Provvedimenti urgenti per il contenimento del fenomeno di eutrofizzazione" ha portato ad un cospicuo abbassamento del tenore di fosforo nei reflui civili.

Per controllare il bulking filamentoso provocato dallo 021N esistono possibilità di intervento miranti a rimuovere le cause specifiche, quali la correzione del deficit di nutrienti mediante addizione controllata di fosforo velocemente disponibile (ortofosfati solubili). Si potrebbe anche ricorrere all'installazione di selettori il cui scopo è quello di favorire la crescita dei floc-forming a scapito dei batteri filamentosi. Prove effettuate da VAN NIEKERK (1987) hanno evidenziato l'efficacia di diversi tipi di selettori sul tipo 021N, ma le informazioni sperimentali sono però ancora troppo limitate per validare l'utilità di questi sistemi.

Il ricorso a trattamenti con sostanze tossiche per i microrganismi, quali il cloro, dal momento che il fenomeno non è occasionale, richiederebbe una costante clorazione, operazione assai delicata considerato l'ambiente in cui si va ad operare ed il rischio di danneggiare il corpo recettore.

Se si dovesse ripresentare una situazione di bulking non controllabile con passaggio di fango nell'effluente, la migliore soluzione risulterebbe quindi la correzione del deficit di fosforo.

## Bibliografia

I.R.S.A. - 1983. Metodi analitici per i fanghi. Parametri biochimici e biologici. *Quaderni IRSA*, n. 64.

JENKINS D., RICHARD M.G., DAIGGER G.T - 1986. Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming. *W.R.C., Pretoria e U.S. E.P.A., Cincinnati*.

SPIGONI G., DAVOLI C., DAVOLI D. - 1992. I principali microrganismi filamentosi del fango attivo. *Quaderno tecnico dell'AGAC*, Reggio Emilia.

TANDOI V. Le dimensioni del problema bulking. Lo stato dell'arte sul controllo del fenomeno. Atti del Convegno Nazionale "Il bulking filamentoso: controllo e gestione". Reggio Emilia, 5 maggio 1992.

VAN NIEKERK A.M., JENKINS D., RICHARD M.G. - 1987. The competitive growth of *Zooglea ramigera* and type 021N in activated sludge and pure culture. A model for low F/M bulking. *J.W.P.C.F.*, **59**: 262-273.

Premio di studio alla memoria  
del dott. Mario Ranzani

La biologia della depurazione  
nelle tesi sperimentali di laurea

## DEPURAZIONE

Università degli Studi di Bologna  
Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali  
Corso di Laurea in Scienze Biologiche  
Tesi di laurea in Ecologia Applicata

Laureando: **Emanuele Cimatti**  
Relatore: Chiar.mo Prof. Roberto Antonietti  
Correlatori: Dott. Andrea Tilche,  
Dott. Giuseppe Bortone

Anno Accademico 1994-1995

# STUDIO SPERIMENTALE DI UN PROCESSO INNOVATIVO DEPHANOX PER LA RIMOZIONE BIOLOGICA DI AZOTO E FOSFORO DA REFLUI CIVILI

**Emanuele Cimatti**

## SCOPI DELLA RICERCA

Il concetto di rimozione biologica del fosforo con alternanza di condizioni anaerobiche ed anossiche, combinato con un processo separato di nitrificazione, è stato applicato per la prima volta a Praga da WANNER *et al.* (1991) e successivamente studiato presso i laboratori dell'ENEA di Bologna (JENICEK *et al.*, 1993).

Al fine di ridurre la competizione per il substrato organico tra batteri denitrificanti e batteri polifosfatici in processi per la rimozione biologica dei nutrienti, è stato sperimentato un processo di nuova concezione, denominato DEPHANOX (BORTONE *et al.*, 1995), che si basa sulla evidenza che i batteri polifosfatici possono utilizzare i nitrati, al posto dell'ossigeno, quali accettori finali di elettroni durante l'uptake in surplus del fosforo (KUBA *et al.*, 1993).

Il presente lavoro ha messo a confronto tale sistema con uno di tipo più tradizionale, denominato JHB (Johannesburg University; NICHOLLS *et al.*, 1987), già ampiamente utilizzato in impianti per l'abbattimento

dei nutrienti in diversi paesi del mondo.

Lo scopo della ricerca è stato quello di verificare l'affidabilità del sistema in esame, mediante il confronto diretto con una delle alternative più efficaci per la rimozione biologica dell'azoto e del fosforo da acque di scarico.

## MATERIALI E METODI

La sperimentazione è stata condotta su due impianti in scala di laboratorio.

Il primo impianto (DEPHANOX, Fig. 1) consiste di un reattore anaerobico (1) di 4.2 L, all'interno del quale avvengono le reazioni di rilascio del fosforo e di sequestro della sostanza organica da parte della biomassa batterica, seguito da un primo sedimentatore (2) che separa il surnatante, ricco in ammoniaca e fosfati, dal fango ricco in sostanza organica. L'ammoniaca del surnatante viene quindi completamente nitrificata in un reattore a biofiltro (3) di 5 L fortemente areato, per poi ricongiungersi al fango ricco di

sostanza organica in un reattore anossico (4) del volume di 7 L, dove avviene, oltre alla denitrificazione, il fenomeno di rimozione del fosforo da parte dei batteri poli-P, utilizzando i soli nitrati come accettori di elettroni. Prima del secondo ed ultimo sedimentatore (6), si trova infine un piccolo comparto aerobico (5) di 1.8 L, con la funzione di rigenerare la biomassa batterica e di evitare fenomeni di risalita del fango nel chiarificatore finale (rising).

Lo schema di flusso dell'impianto è rappresentato in Fig. 1.

Il flusso del fango ricco in sostanza organica del primo sedimentatore, inviato mediante pompa peristaltica al reattore anossico (bypass), è stato pari al 20% della portata dell'influente. Di uguale portata (20% dell'influente) è stata regolata anche la pompa peristaltica di ricircolo della biomassa (RF) dal sedimentatore finale al reattore anaerobico.

L'altro impianto, (JHB), consiste di un reattore anossico di 1.5 L (A) all'interno del quale si ha la predenitrificazione del fango di ricircolo ricco in nitrati, proveniente dal sedimentatore finale; segue un reattore anaerobico (B) di 2 L in cui avvengono le reazioni di rilascio del fosforo e di sequestro della sostanza organica da parte della biomassa batterica.

Il fango attivato viene poi inviato in un secondo reattore anossico (C) di 6 L, dove sono accoppiate le reazioni di predenitrificazione del liquame ed in parte anche quella di rimozione del fosforo ad opera dei batteri poli-P, utilizzando i nitrati come unici accettori di elettroni; la presenza di questi anioni è dovuta al ricircolo di fango proveniente dal reattore aerobico (D) di 9 L in cui si ha la nitrificazione dell'ammoniaca ed il completamento del processo di sequestro di fosforo; segue il chiarificatore finale (E).

Lo schema di flusso dell'impianto è rappresentato in Fig. 2.

La distribuzione del liquame influente è stata ripartita tra il primo reattore anossico (33%) e il reattore anaerobico (67%). Il flusso del fango dal sedimentatore al reattore anossico di testa (ricircolo fanghi) è stato tenuto pari al 100% della portata dell'influente, mentre il flusso dal reattore aerobico al secondo reattore anossico (ricircolo nitrati) pari al 400%.

L'intero periodo sperimentale è stato diviso in due fasi principali: la prima, a sua volta suddivisa in cinque sottoperiodi, ha interessato esclusivamente l'impianto DEPHANOX, la seconda è stata invece condotta parallelamente sui due diversi sistemi a fanghi attivati.

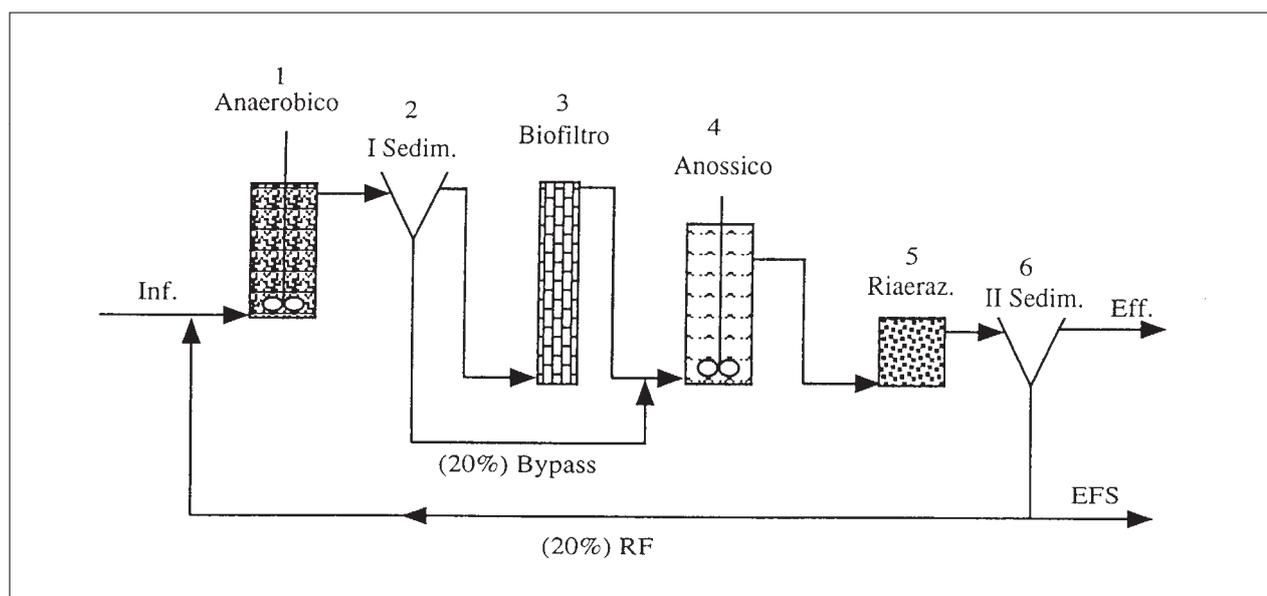


Fig. 1. Schema di flusso dell'impianto DEPHANOX (RF= ricircolo fanghi; EFS= estrazione fanghi di supero)

**Prima fase sperimentale**

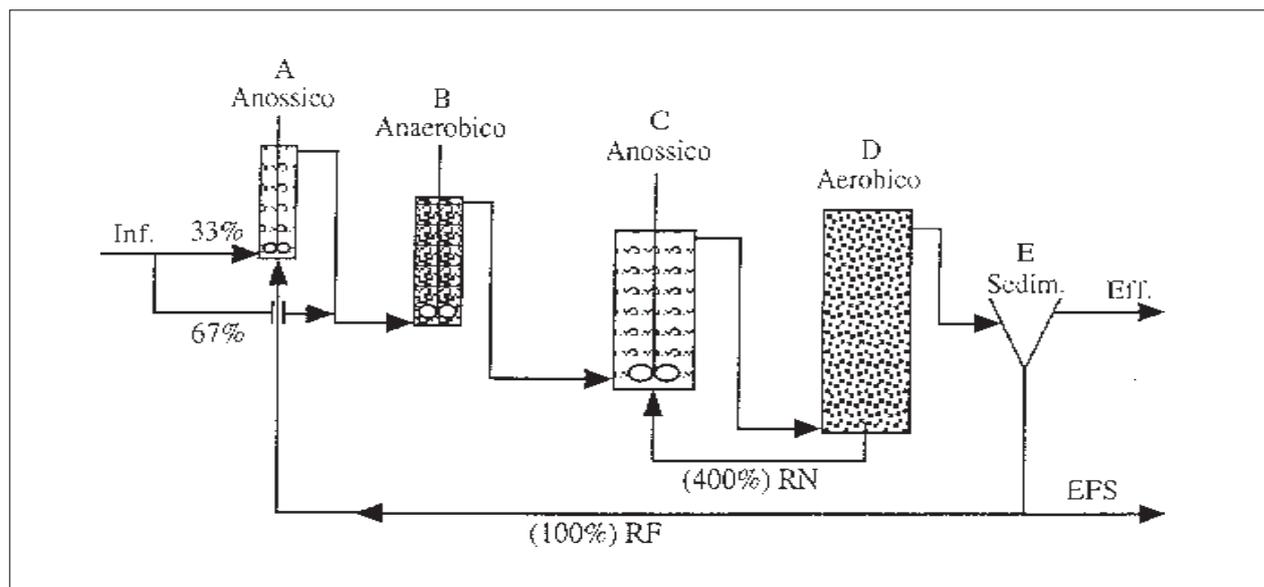
Durante questa fase sperimentale, l'impianto DE-PHANOX è stato alimentato con un liquame municipale a basso rapporto COD/N, prelevato da un depuratore di tipo convenzionale (STP). Nella Tab. 1 sono riportate le caratteristiche medie che il liquame influente ha presentato in questa prima fase sperimentale.

In Tab. 2 è riportata la descrizione dei cinque

sottoperiodi costituenti questa prima fase sperimentale.

**PRIMO SOTTOPERIODO**

In questo sottoperiodo, della durata di diciannove settimane, il modello ha avuto una configurazione impiantistica come quella mostrata nello schema di Fig. 1. I parametri operativi del processo sono riassunti in Tab. 3.



**Fig. 2.** Schema di flusso dell'impianto JHB (RF= ricircolo fanghi; RN= ricircolo nitrati; EFS= estrazione fanghi di supero)

**Tab. 1.** Caratterizzazione del liquame influente (prima fase sperimentale)

<i>Parametri</i>	<i>Media</i>	<i>Deviaz. St.</i>	<i>N. Analisi</i>
pH	7.92	0.08	50
TSS (mg L <sup>-1</sup> )	350	20	66
VSS (mg L <sup>-1</sup> )	258	130	66
COD (mg L <sup>-1</sup> )	452	216	66
Sol. COD (mg L <sup>-1</sup> )	95	20	66
TKN (mg L <sup>-1</sup> )	68	19	55
NH <sub>4</sub> -N (mg L <sup>-1</sup> )	37	14.9	66
NO <sub>3</sub> -N (mg L <sup>-1</sup> )	3.19	1.9	66
NO <sub>2</sub> -N (mg L <sup>-1</sup> )	0.17	0.05	66
Tot-P (mg L <sup>-1</sup> )	9.88	3.1	66
PO <sub>4</sub> -P (mg L <sup>-1</sup> )	4.23	1.5	66
COD/N-Tot	6.6	-	-

## SECONDO SOTTOPERIODO

Nel secondo sottoperiodo, della durata di quattordici settimane, in conseguenza ai bassi valori di rimozione dei nutrienti ottenuti nel periodo precedente, si è deciso di incrementare il valore di RBCOD (readily-biodegradable-COD) nel liquame. A questo scopo, è

stato dosato acetato di sodio in ingresso al reattore anaerobico (1) in ragione di  $2 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$  (incremento di  $200 \text{ mg}$  di COD per litro di liquame). La portata totale in ingresso all'impianto è quindi risultata uguale a  $26 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$ .

I valori dei parametri operativi di questo sottope-

Tab. 2. Descrizione dei cinque sottoperiodi

<i>Sottoperiodi di sperimentazione</i>	<i>Durata in settimane</i>	<i>Luogo di dosaggio acetato</i>
Primo Periodo	19	–
Secondo Periodo	14	Reattore anaerobico
Terzo Periodo	4	Reattore anossico
Quarto Periodo	18	–
Quinto Periodo	11	–

Tab. 3. Parametri operativi del sistema DEPHANOX nel primo sottoperiodo

<i>Descrizione parametri</i>	<i>Unità di misura</i>	<i>Valore</i>
volume reattore anaerobico (1)	L	4.4
volume sedimentatore (2)	L	3.5
volume biofiltro (3)	L	5.0
volume reattore anossico (4)	L	7.0
volume reattore riareazione (5)	L	1.8
portata liquame influente	$\text{L}\cdot\text{d}^{-1}$	24
portata pompa bypass fango	$\text{L}\cdot\text{d}^{-1}$	4.8
portata pompa ricircolo fanghi	$\text{L}\cdot\text{d}^{-1}$	4.8
tempo ritenzione idraulica (HRT) totale	h	22.9
età del fango	d	10
temperatura media di esercizio	$^{\circ}\text{C}$	26.5

Tab. 4. Parametri operativi del sistema DEPHANOX nel secondo sottoperiodo

<i>Descrizione parametri</i>	<i>Unità di misura</i>	<i>Valore</i>
volume reattore anaerobico (1)	L	4.4
volume sedimentatore (2)	L	3.5
volume biofiltro (3)	L	5.0
volume reattore anossico (4)	L	7.0
volume reattore riareazione (5)	L	1.8
portata totale ingresso (liquame + acetato)	$\text{L}\cdot\text{d}^{-1}$	26 (24+2)
portata pompa bypass fango	$\text{L}\cdot\text{d}^{-1}$	4.8
portata pompa ricircolo fanghi	$\text{L}\cdot\text{d}^{-1}$	4.8
tempo ritenzione idraulica (HRT) totale	h	24.8
età del fango	d	10
temperatura media di esercizio	$^{\circ}\text{C}$	19

riodo sono riassunti in Tab. 4.

A causa della sostituzione, durante la ventiseiesima settimana, del mezzo di supporto per la crescita della biomassa nitrificante nel reattore a biofiltro (3), nella rappresentazione grafica questo sottoperiodo è stato diviso in due, descritti come Periodo IIa e Periodo IIb.

#### TERZO SOTTOPERIODO

In questo sottoperiodo il volume del reattore di riareazione (S) è stato ridotto da 1,8 L a 0,6 L. Anche il punto di dosaggio dell'acetato è stato spostato. La soluzione di acetato è stata inserita all'ingresso del reattore di denitrificazione (4), mantenendo gli stessi

quantitativi di dosaggio del periodo precedente (200 mg COD L<sup>-1</sup>, 2 L·d<sup>-1</sup>). Inalterata è risultata così anche la portata in ingresso al sistema, sempre pari a 26 L·d<sup>-1</sup>. L'impianto ha lavorato in queste condizioni per quattro settimane. Le caratteristiche di questo sottoperiodo sono presentate in Tab. 5.

#### QUARTO SOTTOPERIODO

In questo sottoperiodo non è stato effettuato alcun dosaggio di acetato: la portata giornaliera è così tornata a 24 L ed il reattore di riareazione (S) è stato suddiviso in tre compartimenti del volume di 0,6 L ciascuno. I tre suddetti reattori sono stati identificati con Sa, Sb e Sc. Il primo di questi reattori è stato tenuto in condizioni anossiche, mentre i due seguenti

Tab. 5. Parametri operativi del sistema DEPHANOX nel terzo sottoperiodo

<i>Descrizione parametri</i>	<i>Unità di misura</i>	<i>Valore</i>
Descrizione parametri	Unità di misura	Valore
volume reattore anaerobico (1)	L	4.4
volume sedimentatore (2)	L	3.5
volume biofiltro (3)	L	5.0
volume reattore anossico (4)	L	7.0
volume reattore riareazione (5)	L	0.6
portata totale ingresso (liquame + acetato)	L·d <sup>-1</sup>	26 (24+2)
portata pompa bypass fango	L·d <sup>-1</sup>	4.8
portata pompa ricircolo fanghi	L·d <sup>-1</sup>	4.8
tempo ritenzione idraulica (HRT) totale	h	26
età del fango	d	10
temperatura media di esercizio	°C	18.5

Tab. 6. Parametri operativi del sistema DEPHANOX nel quarto sottoperiodo

<i>Descrizione parametri</i>	<i>Unità di misura</i>	<i>Valore</i>
volume reattore anaerobico (1)	L	4.4
volume sedimentatore (2)	L	3.5
volume biofiltro (3)	L	5.0
volume fase anossica (4+5a)	L	7.6
volume fase riareazione (5b+5c)	L	1.2
portata liquame influente	L·d <sup>-1</sup>	24
portata pompa bypass fango	L·d <sup>-1</sup>	4.8
portata pompa ricircolo fanghi	L·d <sup>-1</sup>	4.8
tempo ritenzione idraulica (HRT) totale	h	22.9
età del fango	d	10
temperatura media di esercizio	°C	22.8

completamente areati. I risultati ed i parametri operativi di questo sottoperiodo, che ha avuto la durata di diciotto settimane, sono riassunti in Tab. 6.

#### QUINTO SOTTOPERIODO

In quest'ultimo sottoperiodo, della durata di undici settimane, il sistema ha nuovamente operato secondo la configurazione iniziale mostrata in Fig. 1. Per cercare poi di limitare al massimo il trasferimento dell'ossigeno attraverso la superficie dei reattori anaerobico ed anossico, entrambi questi compartimenti sono stati coperti con una membrana plastica. Inoltre, la velocità di miscelazione del reattore anaerobico è stata diminuita da 30 a 10 RPM. I parametri operativi di questo ultimo sottoperiodo di questa prima fase di sperimentazione sono riassunti in Tab. 7.

#### Seconda fase sperimentale

Dopo questa prima sperimentazione, che ha consentito la messa a punto del sistema, è seguita una seconda fase sperimentale caratterizzata dal confronto diretto tra i due differenti impianti DEPHANOX e JHB, che hanno operato secondo le configurazioni riportate rispettivamente in Fig. 1 e Fig. 2 all'interno di un unico periodo temporale della durata complessiva di circa ventotto settimane.

Le caratteristiche medie del liquame influente, prelevato secondo le stesse modalità della precedente fase, sono riportate in Tab. 8.

Nelle tabelle 9 e 10 sono riportati i parametri operativi dei due sistemi studiati.

Giornalmente sono stati effettuati i rilevamenti di

Tab. 7. Parametri operativi del sistema DEPHANOX nel quinto sottoperiodo

<i>Descrizione parametri</i>	<i>Unità di misura</i>	<i>Valore</i>
volume reattore anaerobico (1)	L	4.4
volume sedimentatore (2)	L	3.5
volume biofiltro (3)	L	5.0
volume reattore anossico (4)	L	7.0
volume reattore riareazione (5)	L	1.8
portata liquame influente	L·d <sup>-1</sup>	24
portata pompa bypass fango	L·d <sup>-1</sup>	4.8
portata pompa ricircolo fanghi	L·d <sup>-1</sup>	4.8
tempo ritenzione idraulica (HRT) totale	h	22.9
età del fango	d	10
temperatura media di esercizio	°C	24

Tab. 8. Caratterizzazione del liquame influente (seconda fase sperimentale)

<i>Parametri</i>	<i>Media</i>	<i>Deviaz. St.</i>	<i>N. Analisi</i>
pH	7.9	0.3	13
TSS (mg L <sup>-1</sup> )	153	71	21
VSS (mg L <sup>-1</sup> )	103	52	21
COD (mg L <sup>-1</sup> )	190	95	23
Sol. COD (mg L <sup>-1</sup> )	62	32	23
TKN (mg L <sup>-1</sup> )	48	20	17
NH <sub>4</sub> -N (mg L <sup>-1</sup> )	23	8.9	23
NO <sub>3</sub> -N (mg L <sup>-1</sup> )	1.25	0.3	21
NO <sub>2</sub> -N (mg L <sup>-1</sup> )	0.17	0.3	20
Tot-P (mg L <sup>-1</sup> )	5.05	2.2	19
PO <sub>4</sub> -P (mg L <sup>-1</sup> )	2.42	1.0	23
COD/N-Tot	3.9	—	—

pH e della concentrazione di MLSS e MLVSS nei reattori a biomassa sospesa di entrambi gli impianti. Settimanalmente sono state effettuate, in ogni comparto di entrambi gli impianti, le analisi di: P-totale e di ortofosfato, di N-ammoniacale, nitroso, nitrico e totale (Kjeldhal), di solfati e di COD totale e disciolto.

Tranne che per i campioni dell'influenza e dei due effluenti, le analisi di fosforo totale ed azoto totale sono state effettuate dopo filtrazione su filtri Whatman GF/C, ottenendo così il valore della frazione totale solubile dei due nutrienti.

La determinazione dei MLSS e MLVSS è stata ottenuta in accordo con lo *Standard Methods* (APHA, 1989), filtrando su filtri Whatman GF/C di 1.2 µm in fibra di vetro. Sempre secondo lo *Standard Methods* è stata determinata la concentrazione di TKN, N-NO<sub>2</sub>, P-Tot e COD, mentre le concentrazioni di N-

NO<sub>3</sub>, N-NH<sub>4</sub>, SO<sub>4</sub> e P-PO<sub>4</sub> sono state determinate mediante l'utilizzo di un cromatografo liquido a scambio ionico (Dionex 4000i).

## RISULTATI E DISCUSSIONE

### Prima fase sperimentale

I valori medi di concentrazione del liquame influente, dell'effluente e del fango attivo dell'impianto DEPHANOX, nei cinque sottoperiodi, sono riassunti nelle Tabelle da 11 a 15.

### RIMOZIONE DEL COD

La rimozione del COD nel sistema è risultata essere piuttosto stabile, soprattutto se rapportata alla elevata variabilità del valore del COD in ingresso.

L'elevato valore di COD solubile riscontrato nel

Tab. 9. Parametri operativi del sistema DEPHANOX (seconda fase sperimentale)

<i>Descrizione parametri</i>	<i>Unità di misura</i>	<i>Valore</i>
volume reattore anaerobico (1)	L	4.4
volume sedimentatore (2)	L	3.5
volume biofiltro (3)	L	5.0
volume reattore anossico (4)	L	7.0
volume reattore riareazione (5)	L	1,8
portata liquame influente	L·d <sup>-1</sup>	24
portata pompa bypass fango	L·d <sup>-1</sup>	4.8
portata pompa ricircolo fanghi	L·d <sup>-1</sup>	4.8
tempo ritenzione idraulica (HRT) totale	h	22.9
età del fango	d	10
temperatura media di esercizio	°C	20.2

Tab. 10. Parametri operativi del sistema JHB (seconda fase sperimentale)

<i>Descrizione parametri</i>	<i>Unità di misura</i>	<i>Valore</i>
volume reattore anossico (A)	L	1.5
volume reattore anaerobico (B)	L	2
volume reattore anossico (C)	L	6
volume reattore anaerobico (D)	L	9
portata liquame influente	L·d <sup>-1</sup>	24
portata pompa bypass fango	L·d <sup>-1</sup>	24
portata pompa ricircolo fanghi	L·d <sup>-1</sup>	96
tempo ritenzione idraulica (HRT) totale	h	23.1
età del fango	d	20
temperatura media di esercizio	°C	20

terzo sottoperiodo è correlato con l'aggiunta di acetato effettuata direttamente nel reattore di denitrificazione (4).

#### RIMOZIONE DELL'AZOTO

L'andamento nel tempo delle concentrazioni di azoto nitrico, nitroso e ammoniacale nei sottoperiodi I-V è rappresentato graficamente nelle Figure 3-5.

L'andamento delle concentrazioni di azoto ammoniacale nell'effluente (Fig. 5) mostra chiaramente come la capacità nitrificante del sistema sia estremamente stabile nel primo sottoperiodo e nel sottoperiodo IIa. Il deterioramento dei valori di concentrazione di ammoniaca nell'effluente, riscontrati nel sottoperi-

odo IIb, devono essere attribuiti alla sostituzione del mezzo di supporto della biomassa adesa nel reattore a biofiltro (3), avvenuto nella ventiseiesima settimana. Nel sottoperiodo V, quando l'operatività dell'impianto di laboratorio ha raggiunto l'ottimizzazione (vedi oltre), le concentrazioni di azoto ammoniacale nell'effluente hanno nuovamente mostrato valori estremamente bassi e stabili.

Le concentrazioni delle forme ossidate dell'azoto (nitrati e nitriti) nell'effluente sono state apparentemente influenzate dall'RBCOD disponibile. Il dosaggio di acetato nei sottoperiodi II e III ha certamente contribuito ad ottenere valori di concentrazione di nitrati + nitriti nell'effluente più bassi. L'elevato valo-

Tab. 11. Valori medi rilevati durante il primo sottoperiodo

Reattore	Influente	Anaerobico	Biofiltro	Anossico	Riareaazione	Effluente
pH	3.0	7.8	7.8	7.9	8.1	8.1
TSS (g L <sup>-1</sup> )	0.36	5.2	0.02	4.93	4.23	0.04
VSS (g L <sup>-1</sup> )	0.26	3.35	0.02	3.53	2.62	0.03
SVI (m Lg <sup>-1</sup> )		54		37	45	
COD <sub>t</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	526					72
COD <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	90	60	24	38	33	34
TKN (mg L <sup>-1</sup> )	59	31	0	7	5	6
N-NH <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	21.2	16.6	0	2.2	1.5	1.1
N-NO <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	0.2	0.2	0.3	0.6	1.6	1.3
N-NO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	0.6	0.8	33	9.9	9.5	9.1
TP (mg L <sup>-1</sup> )	12	9.2	11	3.6	4.3	4.5
P-PO <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	4.7	8.9	9.9	3.9	4	4

Tab. 12. Valori medi rilevati durante il secondo sottoperiodo (i valori di COD, e COD<sub>5</sub> sono incrementati di 200 mg L<sup>-1</sup> a causa del dosaggio di acetato)

Reattore	Influente	Anaerobico	Biofiltro	Anossico	Riareaazione	Effluente
pH	8.0	8.0	8.3	8.2	8.2	8.4
TSS (g L <sup>-1</sup> )	0.32	5.42	0.01	4.18	3.78	0.07
VSS (g L <sup>-1</sup> )	0.25	3.54	0.01	2.54	2.32	0.06
SVI (m Lg <sup>-1</sup> )		41		49	50	
COD <sub>t</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	335 + 200					69
COD <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	130+200	154	40	56	49	46
TKN (mg L <sup>-1</sup> )	82	47	5.8	16	11	21
N-NH <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	52.6	29.4	2.9	6.9	4.6	5.6
N-NO <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	0.1	0.2	1.2	2.8	3.3	3.2
N-NO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	1.5	2.7	32.4	4.6	4.3	5.0
TP (mg L <sup>-1</sup> )	10.8	13.2	12.4	4.3	1.8	2.0
P-PO <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	4.8	11.2	10.1	3.6	1.4	0.9

Tab. 13. Valori medi rilevati durante il terzo sottoperiodo

Reattore	Influente	Anaerobico	Biofiltro	Anossico	Riareaazione	Effluente
pH	7.8	7.7	8.1	8.0	8.1	8.3
TSS (g L <sup>-1</sup> )	0.6	6.83	0.02	4.43	4.49	0.07
VSS (g L <sup>-1</sup> )	0.45	4.84	0.01	3.01	3.01	0.05
SVI (m Lg <sup>-1</sup> )		40		46		
CODt (mg L <sup>-1</sup> )	784					155
COD <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	75	102	33	134	124	75
TKN (mg L <sup>-1</sup> )	65	28	11	15	12	14
N-NH <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	41.9	25.4	1.7	7.8	4.0	5.0
N-NO <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	0.2	0.16	0.55	0.15	0.17	0.18
N-NO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	4.4	4.0	47.4	4.0	3.8	3.8
TP (mg L <sup>-1</sup> )	10.8	11.4	9.0	8.1	3.7	3.7
P-PO <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	5.7	11.0	9.0	7.8	3.4	2.5

Tab. 14. Valori medi rilevati durante il quarto sottoperiodo

Reattore	Influente	Anaerobico	Biofiltro	Anossico	5a	5b	5c	Effluente
pH	7.9	7.9	8.3	8.5	8.1	8.5	8.3	8.4
TSS (g L <sup>-1</sup> )	0.34	5.01	0.005	4.33	4.63	5.42	6.46	0.16
VSS (g L <sup>-1</sup> )	0.23	3.04	0.004	2.52	2.72	3.04	3.79	0.11
SVI (m Lg <sup>-1</sup> )		39		46				
CODt (mg L <sup>-1</sup> )	401							110
COD <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	88	80	16	34	32	36	33	29
TKN (mg L <sup>-1</sup> )	90	52	2	17				16
N-NH <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	49	40	0.03	7.7	7.0	6.3	5.7	5.4
N-NO <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	0.22	0.15	0.26	4.0	4.72	5.03	5.04	4.65
N-NO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	4.52	3.79	51.1	11.6	15.1	11	14.9	15.2
TP (mg L <sup>-1</sup> )	11.4	9.39	6.79	1.06	0.91	0.45	0.59	1.59
P-PO <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	4.13	8.91	6.47	0.95	0.82	0.4	0.45	0.57

Tab. 15. Valori medi rilevati durante il quinto sottoperiodo

Reattore	Influente	Anaerobico	Biofiltro	Anossico	Riareaazione	Effluente
pH	7.9	7.8	7.7	7.8	8.1	8.0
TSS (g L <sup>-1</sup> )	0.13	15.5	0.05	3.07	2.73	0.03
VSS (g L <sup>-1</sup> )	0.1	8.81	0.03	1.85	1.68	0.03
SVI (m Lg <sup>-1</sup> )				38	34	
CODt (mg L <sup>-1</sup> )	215					34
COD <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	93	54	16	31	34	20
TKN (mg L <sup>-1</sup> )	42	37	6	8	7	7
N-NH <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	22	15.9	0.5	3.49	1.96	2.19
N-NO <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	0.14	0.09	0.11	0.68	0.67	0.34
N-NO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	4.91		26.3	10.3	13.6	13.0
TP (mg L <sup>-1</sup> )	4.39	8.19	5.53	1.62	0.58	0.61
P-PO <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	1.8	7.11	5.15	1.61	0.36	0.35

re di nitriti riscontrato nel sottoperiodo IIb può essere fatto risalire alla sostituzione del mezzo di supporto della biomassa adesa nel reattore 3, quando la prima fase della nitrificazione ha probabilmente prevalso su quella finale. Le concentrazioni delle forme ossidate dell'azoto (sia nitrati che nitriti) nell'effluente sono risultate sufficientemente basse nel sottoperiodo V,

grazie alle coperture applicate ai reattori anaerobico ed anossico. Queste coperture hanno evitato la perdita per ossidazione aerobica della sostanza organica dovuta alla penetrazione dell'ossigeno nel mezzo liquido attraverso la superficie aria-acqua. La Fig. 6 mostra come il reattore di nitrificazione a biomassa adesa sia il comparto più stabile dell'intero sistema.

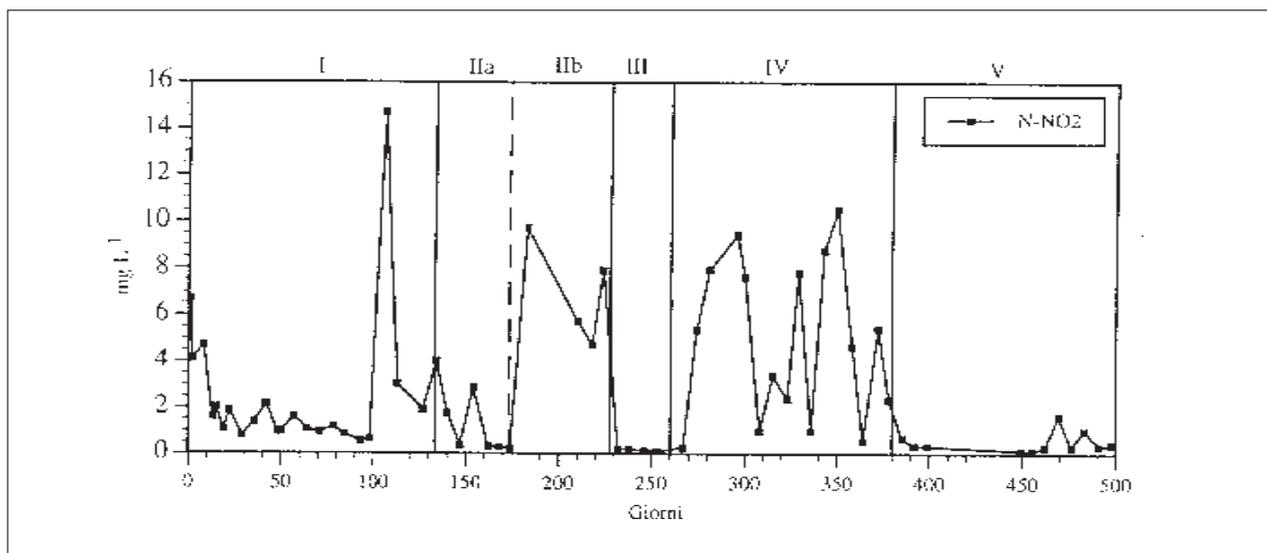


Fig. 3. Andamento della concentrazione di N-NO<sub>2</sub> nell'effluente

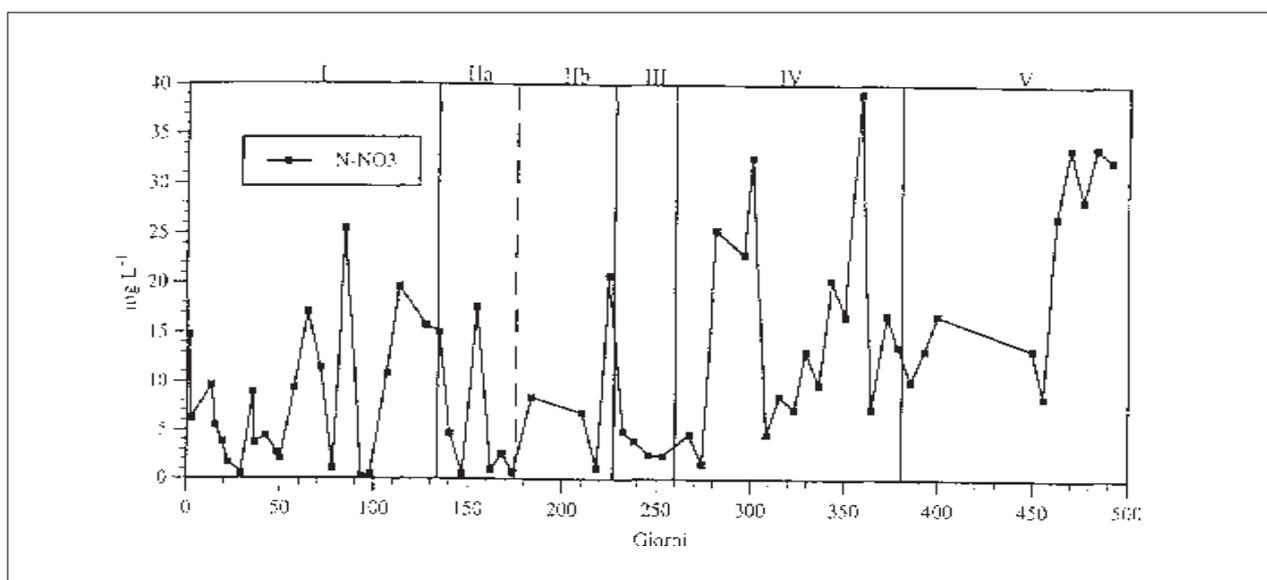


Fig. 4. Andamento della concentrazione di N-NO<sub>3</sub> nell'effluente

Ad eccezione del corto sottoperiodo IIb, dopo la sostituzione del mezzo di supporto del biofiltro, l'effluente è risultato, infatti, sempre completamente nitrificato. Si può quindi concludere che la capacità del compartimento di nitrificazione a biofiltro è risultata essere in eccesso rispetto al fabbisogno richiesto dal sistema.

RIMOZIONE DEL FOSFORO

La Fig. 7 riporta l'andamento delle concentrazioni nell'effluente del fosforo totale e dell'azoto inorganico. Come si può notare, il dosaggio di acetato nel reattore anaerobico, somministrato nel secondo sottoperiodo, ha abbassato e stabilizzato le concentrazioni di fosforo totale nell'effluente. Al contrario, il

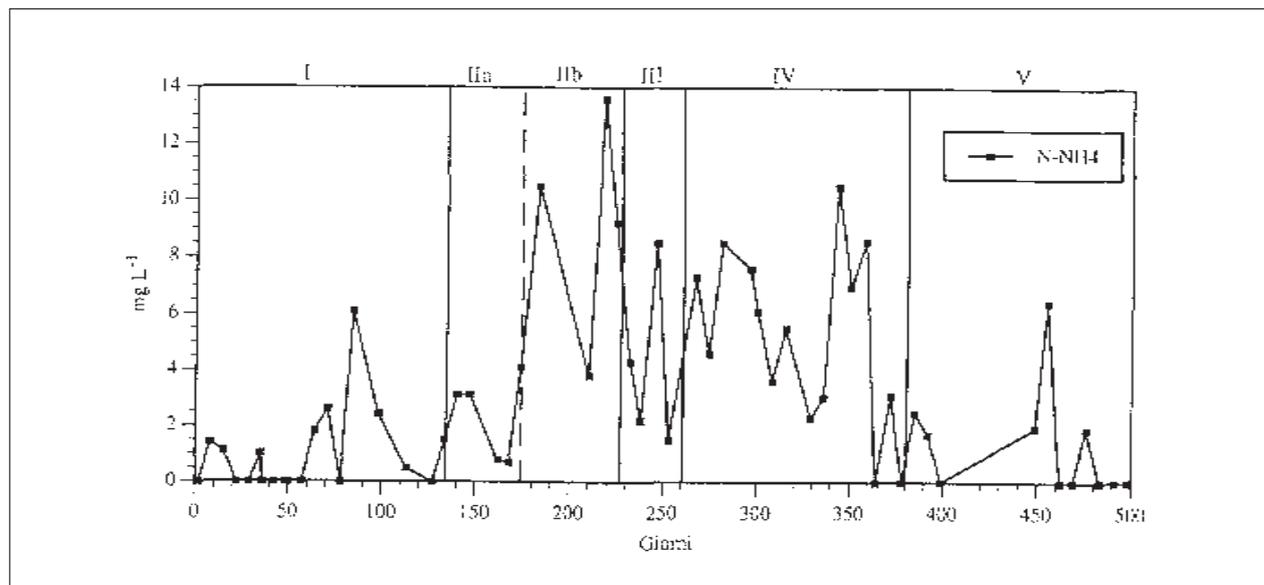


Fig. 5. Andamento della concentrazione di  $N-NH_4$  nell'effluente

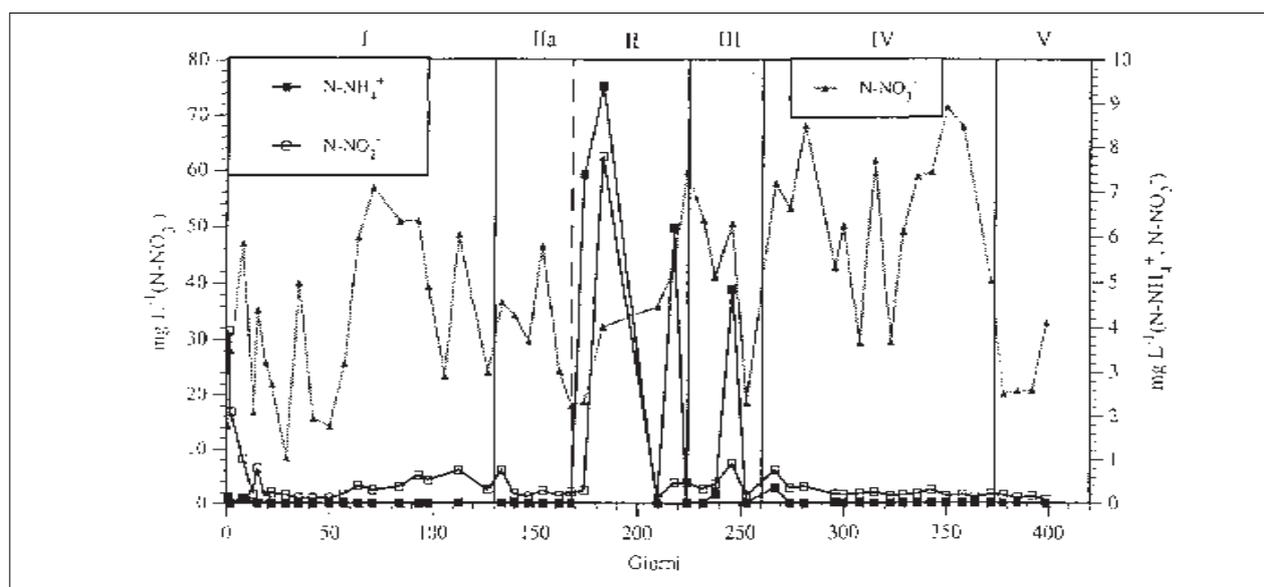


Fig. 6. Andamento delle concentrazioni delle forme di N-inorganico in uscita dal reattore a biofiltro

dosaggio di acetato nel reattore anossico del sottoperiodo III non ha portato a basse concentrazioni di fosforo totale nell'effluente finale, mentre le concentrazioni di azoto inorganico, dovute prevalentemente a nitrati e nitriti, sono state significativamente ridotte con questo tipo di dosaggio. Questo risultato dimostra che, per ottenere una buona efficienza di rimozione biologica del fosforo in condizioni di alternanza anaerobica/anossica, è necessario che il carbonio disponibile venga "sequestrato" all'interno della cellula durante la fase anaerobica, evitando così la presenza di substrato carbonioso disciolto nella fase anossica.

La presenza di substrato disponibile in condizioni anossiche consente infatti una buona efficienza di denitrificazione ma, viceversa, influenza in maniera negativa il processo di rimozione biologica del fosforo.

La sperimentazione del sottoperiodo V ha dimostrato come sia possibile una buona rimozione simultanea dell'azoto inorganico e del fosforo totale senza l'aggiunta di substrato esterno.

#### CARATTERISTICHE DI SEDIMENTABILITÀ DEL FANGO

Le caratteristiche di sedimentabilità del fango del sistema sono state misurate mediante l'SVI (sludge volume index). Come si può vedere dalle Tabelle 11-

15, i valori di SVI sono risultati piuttosto bassi, generalmente minori di  $50 \text{ mL g}^{-1}$ , e ciò nonostante il sistema fosse stato inoculato nel sottoperiodo I con un fango attivo estremamente ricco di microrganismi filamentosi come *Microthrix parvicella* con un valore di SVI più alto di  $200 \text{ mL g}^{-1}$ .

La Fig. 8 evidenzia il rapido decremento dei valori di SVI nel sistema, dovuto alla veloce riduzione del numero di filamentosi ed alla formazione di larghi e compatti fiocchi di fango attivato. Questo miglioramento delle caratteristiche di sedimentabilità può essere attribuito all'esistenza di una selezione combinata cinetica e metabolica all'interno del sistema.

#### Seconda fase sperimentale

Questa seconda fase di sperimentazione si basa sul confronto tra i due sistemi DEPHANOX e JHB, le cui configurazioni sono riportate rispettivamente dalla Fig. 1 e dalla Fig. 2.

#### PROCESSO DEPHANOX

I risultati riferiti al processo DEPHANOX hanno mostrato, durante l'intero ciclo di sperimentazione, un'ottima efficienza di rimozione del COD ed un'estrema stabilità del processo di nitrificazione nel reattore a biomassa adesa (come già dimostrato nella prece-

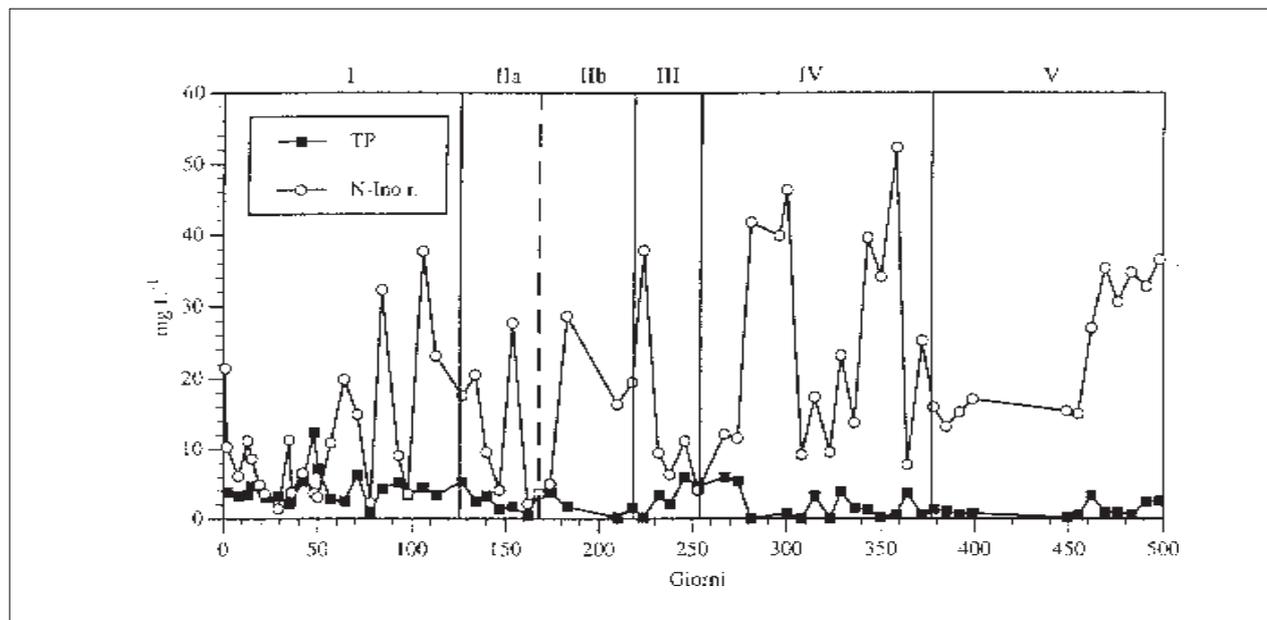


Fig. 7. Andamento delle concentrazioni di P-totale e N-inorganico nell'effluente

dente fase sperimentale). Il processo di denitrificazione è risultato invece insufficiente, presentando talvolta elevate concentrazioni di nitrati nell'effluente. Per quanto riguarda, infine, la rimozione del fosforo, si possono notare apprezzabili rendimenti di rilascio in anaerobiosi e di sequestro in anossia; processo quest'ultimo completato poi nel comparto di riarea-zione (Fig. 9).

PROCESSO JHB

L'impianto JHB ha evidenziato anch'esso, accanto ad ottime rese per quanto riguarda la rimozione del COD e la nitrificazione, una denitrificazione insufficiente con alte concentrazioni di nitrati nell'effluente. La rimozione del fosforo invece si è attestata su valori decisamente insoddisfacenti (Fig. 10).

Nella Tab. 16 sono riportati i valori medi dell'im-

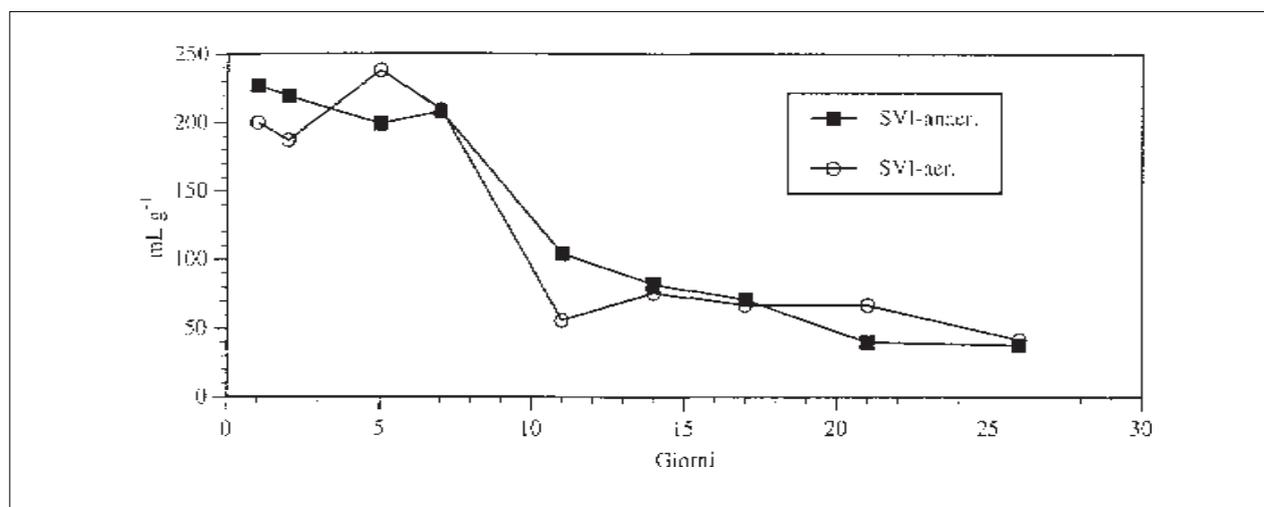


Fig. 8. Andamento dei valori di SVI nei reattori anaerobico ed aerobico durante la fase iniziale della sperimentazione

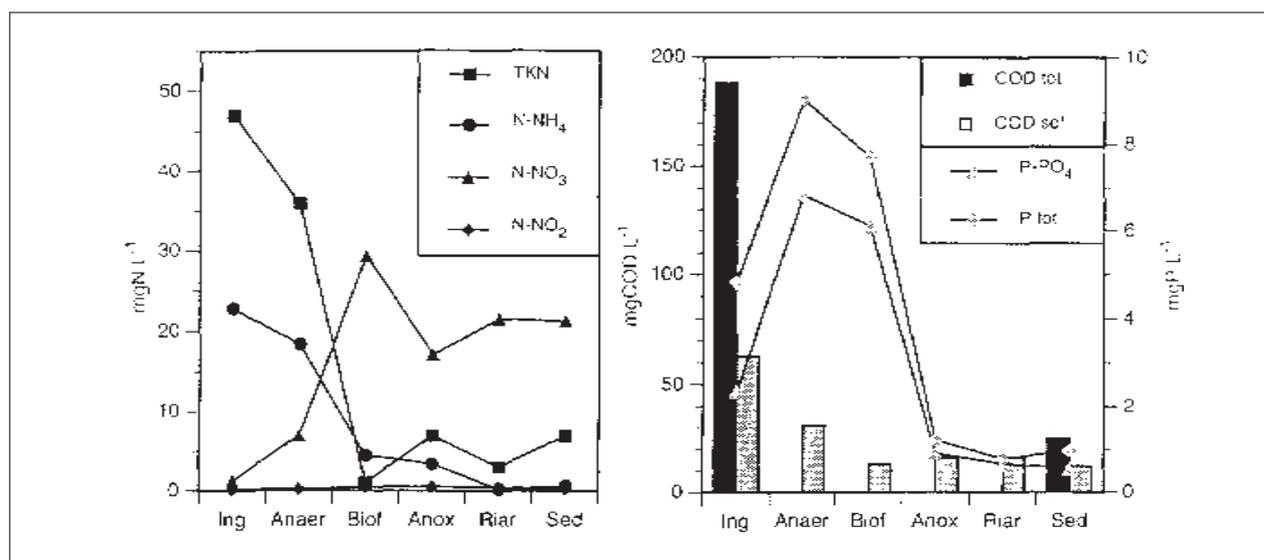


Fig. 9. Rimozione di COD, azoto e fosforo nell'impianto DEPHANOX

pianto DEPHANOX, relativi alla presente sperimentazione; l'inserimento delle rese di rimozione ha lo scopo di meglio evidenziare le caratteristiche processuali dei due differenti sistemi.

### Bibliografia

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1989 - Standard Methods for the Examinations of Water and Wastewater. Washington D. C.

BORTONE G., SALTARELLI R., JENIČEK P., WANNER J. e TILCHE A., in stampa - Rimozione biologica del fosforo in condizioni anossiche e nitrificazione con biofiltro sommerso aerato in un impianto innovativo per la rimozione dei nutrienti (DEPHANOX). *Ingegneria Ambientale*.

KUBA T., SMOLDERS G., LOOSDRECHT M.C.M. VAN e HEIJNEN J.J., 1993 - Biological phosphorus removal from wastewater by anaerobic-anoxic sequencing batch reactor. *Wat. Sci. Tech.* **27** (5-6): 241-252.

JENIČEK P., BORTONE G., CECH J. S., WANNER J. e TILCHE A., 1993 - New configuration of NDEBPR system - Experimental verification with municipal wastewater. *Newsletter of the IA WQ Specialist Group on Activated Sludge Population Dynamics*, **5** (2): 11-15.

NICHOLLS H.A., OSBORN D.W. e PITMAN A.R., 1987 - Improvement to the stability of the biological phosphate removal process at the Johannesburg Northern Works *Biological Phosphate Removal from Wastewaters*, Rome 1987. Pergamon Press, Oxford.

WANNER J., CECH J.S. e KOS M., 1992 - New process design for biological nutrient removal. *Wat. Sci. Tech.* **25**, (4-5): 445-448.

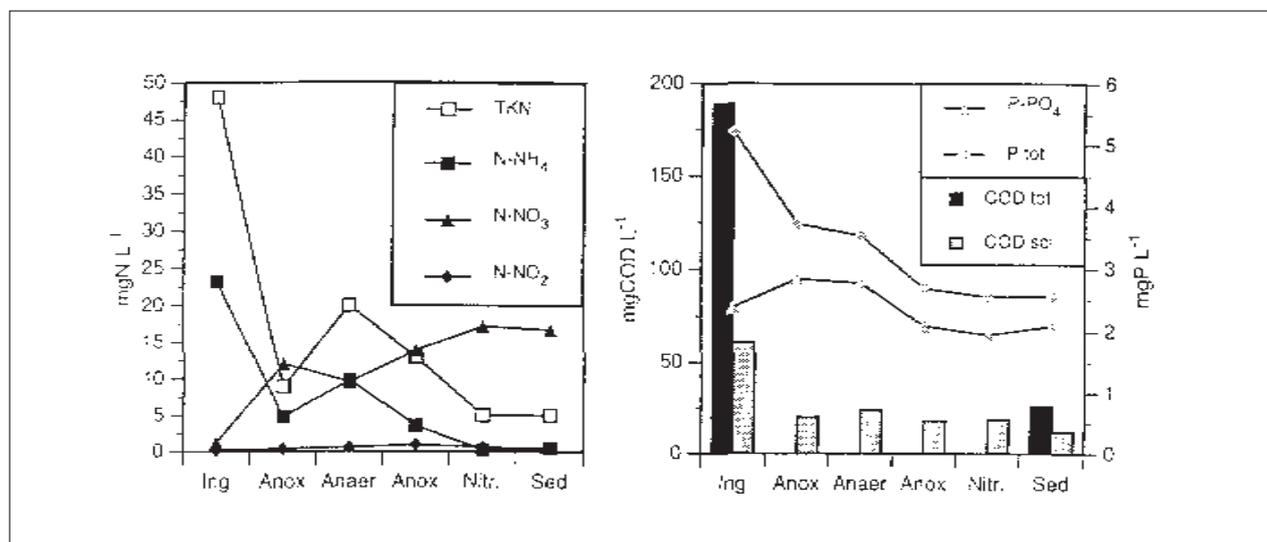


Fig. 10. Rimozione di COD, azoto e fosforo nell'impianto JHB

Tab. 16. Valori medi relativi al sistema DEPHANOX

Reattore	Influente	Anaerobico	Biofiltro	Anossico	Riareaazione	Effluente	Resa %
pH	7.91	7.76	7.9	7.81	7.94	7.9	
TSS (g L <sup>-1</sup> )	0.148	18.91	0.076	1.66	1.82	0.06	57
VSS (g L <sup>-1</sup> )	0.100	11.17	0.06	0.93	1.04	0.04	57
SVI (m Lg <sup>-1</sup> )				37	30		
COD <sub>t</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	188					25	87
COD <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	63	31	13	16	16	12	81
TKN (mg L <sup>-1</sup> )	47	36	1	7	3	7	46
N-NH <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	22.8	18.4	0.5	3.4	0.2	0.6	
N-NO <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	0.18	0.25	0.49	0.52	0.49	0.26	
N-NO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	1.3	7.0	29.4	17.2	21.6	21.3	
TP (mg L <sup>-1</sup> )	4.83	9.01	7.71	1.22	0.78	0.97	80
P-PO <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	2.35	6.82	6.11	0.91	0.66	0.55	77

Premio di studio alla memoria  
del Prof. Roberto Marchetti

La biologia ambientale  
nelle tesi sperimentali di laurea

## RADIOECOLOGIA

Università degli Studi di Trieste  
Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali  
Corso di Laurea in Scienze Biologiche  
Tesi di laurea in Botanica

Laureanda: **Michela Bonetti**  
Relatore: Chiar.mo Prof. Pier Luigi Nimis  
Correlatrice: Dott.ssa Gloria Bolognini

Anno Accademico 1994-1995

# LA CONTAMINAZIONE DA RADIONUCLIDI IN UN ECOSISTEMA FORESTALE PRESSO PASSO PURA (UDINE, ALPI CARNICHE)

**Michela Bonetti**

## INTRODUZIONE

I primi passi della radioecologia risalgono ai primi anni '60, quando l'intensificarsi dei test su armi atomiche ha suscitato preoccupazioni per gli effetti sulla salute umana derivanti dalla ricaduta di sostanze radioattive. Naturalmente, l'interesse principale, nei primi studi di radioecologia, era di quantificare la dose radioattiva all'uomo; per questo motivo essi hanno avuto per principale oggetto gli agroecosistemi, che rappresentano la fonte primaria di radioattività ambientale per gli animali e per l'uomo.

L'incidente alla centrale nucleare di Chernobyl, avvenuto il 26 aprile 1986, ha causato l'emissione improvvisa in atmosfera di notevoli quantità di sostanze radioattive, e ha bruscamente riportato l'attenzione sul rischio radioattivo per la salute umana. I valori relativamente bassi di radioattività rilevati nei prodotti

agricoli in Europa occidentale, ed il fatto che le concentrazioni più alte di radionuclidi erano state misurate soprattutto in ecosistemi naturali o semi-naturali, hanno portato ad un intensificarsi degli studi radioecologici in questi ultimi. Di conseguenza, la radioecologia post-Chernobyl si è resa sempre più indipendente dalla radioprotezione, e ha focalizzato sempre più l'interesse sugli ecosistemi naturali.

Uno dei primi problemi che si sono resi evidenti subito dopo l'incidente di Chernobyl è stata la grande variabilità dei dati di radioattività in suoli, piante ed animali di ecosistemi naturali che era, ed è tuttora, un serio handicap nella formulazione di modelli predittivi affidabili.

Gli ecosistemi naturali e semi-naturali differiscono dagli agroecosistemi per alcune importanti caratteri-

stiche; la differenza principale è che negli agroecosistemi i suoli sono periodicamente inondati, mentre gli ecosistemi naturali sono relativamente indisturbati e presentano una più o meno netta distinzione in un orizzonte organico superiore ed un orizzonte minerale inferiore. L'orizzonte organico e quello minerale differiscono per alcune importanti caratteristiche quali il pH, la ritenzione idrica, il contenuto di nutrienti, l'attività biologica, ecc. (FRISSEL *et al.*, 1990).

La biodiversità rappresenta un'altra differenza importante, in quanto gli ecosistemi agricoli sono spesso monoculture mentre quelli naturali sono spesso ricchi di specie. I boschi e le praterie naturali hanno una struttura molto più complessa ed un intervallo molto più ampio di condizioni ecologiche, alcune delle quali possono raggiungere condizioni estreme. Un'ulteriore importante, e troppo spesso trascurata, differenza riguarda l'estendersi della micorrizzazione: in certi ecosistemi naturali, p. es. nei boschi, la maggior parte delle specie è in simbiosi con funghi micorrizici. Tutti questi fattori interferiscono con i meccanismi di assorbimento e di trasferimento dei radionuclidi dal suolo alla pianta attraverso gli apparati radicali.

L'intensificarsi degli studi in ecosistemi naturali ha profondamente influenzato lo sviluppo della radioecologia. Mentre nei primi anni parametri empirici sono stati spesso considerati adeguati per stimare la dose all'uomo, la radioecologia post-Chernobyl sta mostrando un interesse crescente verso i meccanismi più fini che sottostanno al ciclo dei radionuclidi negli ecosistemi e verso le cause dell'alta variabilità dei dati.

I risultati finora disponibili delle indagini radioecologiche rappresentano già una mole consistente di informazioni raccolte in decenni di ricerca. Sono stati anche sviluppati numerosi modelli che tuttavia presentano un elevato grado di incertezza.

Negli ecosistemi naturali il trasferimento ed il ciclo dei radionuclidi è un processo complesso che dipende dall'interazione di fattori fisici, chimici, biologici ed ecologici. Nel caso di radionuclidi a lunga vita media esso è composto da molti cicli stagionali nei quali il contenuto dell'elemento varia sia in relazione all'età, ai tassi di crescita, alla richiesta di nutrienti e di acqua, ecc. degli organismi che compongono l'ecosistema stesso, sia in relazione alla concentrazione ed alla chimica degli elementi nella matrice pedologica. La

dettagliata conoscenza di questi meccanismi è il pre-requisito fondamentale per lo sviluppo di modelli predittivi affidabili. Da tutto ciò risulta quindi che è indispensabile per la radioecologia capire pienamente le cause ed i fattori coinvolti nell'alta variabilità dei dati raccolti in ecosistemi naturali.

In radioecologia particolare attenzione è stata data al radiocesio che, essendo il principale prodotto di fissione  $\gamma$ -emittente a lunga vita media presente nel fall-out nucleare ed avendo un'alta energia di emissione, contribuisce per la maggior parte alla dose radioattiva a lungo termine (AUERBACH, 1987; MILLER *et al.*, 1990).

Secondo vari autori (WITHERSPOON, 1962; TAMURA & JACOBS, 1960) il destino del radiocesio negli ecosistemi (trasporto lungo il profilo pedologico e assunzione da parte delle piante) è funzione della sua chimica in soluzione e delle interazioni fisico-chimiche con la componente minerale solida del suolo; il comportamento del cesio nell'ambiente dipende anche dalla disponibilità del suo analogo biologico, il potassio (KITCHINGS *et al.*, 1976).

Una fonte elevata di variabilità nei dati è stata spesso causata anche dall'espressione della radiocontaminazione; infatti, nella maggior parte dei lavori di radioecologia le concentrazioni di radionuclidi nel materiale vegetale sono espresse in Bq/kg di peso secco o, più raramente, di peso fresco. Ciò può rappresentare una fonte di errore nell'interpretazione dei risultati quando si ha a che fare con radionuclidi che sono presenti in soluzione. La maggior parte del potassio presente nelle piante si ritrova libero in soluzione negli estratti, nelle cellule vive (ROBERTSON, 1958) ed in tutti i compartimenti della pianta (PITMAN, 1975); data la somiglianza chimica, questo è probabilmente vero anche per il radiocesio.

La cellula vegetale è caratterizzata dalla presenza di una parete cellulosopettica, il cui spessore è estremamente variabile. A seconda dell'ispessimento della parete, il contenuto idrico del materiale vegetale, rispetto al suo peso secco, è estremamente variabile sia in specie diverse che in organi diversi della stessa pianta; esso può inoltre variare nell'arco della stagione vegetativa a causa di fenomeni legati alla crescita. Il peso del materiale vegetale non è necessariamente correlato con la quantità d'acqua presente nelle cellule e/o nei vasi. Per questo motivo l'espressione della

radiocontaminazione sulla base del peso non permette di valutare correttamente le concentrazioni del radiocesio in soluzione all'interno della pianta. Questo fatto può essere poco importante in studi di radioprotezione, ma diventa fondamentale in radioecologia, soprattutto quando si vogliono affrontare i seguenti problemi:

- studio comparativo dei fattori di trasferimento fra specie diverse;
- traslocazione del radiocesio in parti diverse della stessa pianta;
- fluttuazione della radiocontaminazione nell'arco della stagione di crescita.

NIMIS *et al.* (1990) hanno discusso questo problema, suggerendo che esso potrebbe venir risolto esprimendo la radiocontaminazione del materiale vegetale sulla base del contenuto idrico, e cioè della differenza tra peso fresco e peso secco.

Fin dalla tarda estate del 1986 alcuni ricercatori del Dipartimento di Biologia dell'Università di Trieste hanno iniziato a studiare gli effetti della deposizione di radiocesio ( $^{134}\text{Cs}$  e  $^{137}\text{Cs}$ ) in vari organismi vegetali. Lo spunto iniziale, da cui è iniziata una linea di ricerca che continua ancora oggi, è stato uno studio, commissionato dalla Direzione Regionale dell'Igiene e Sanità della Regione Friuli-Venezia Giulia, per quantificare il fenomeno della contaminazione radioattiva dei macroceti nella regione e accertare se fosse possibile utilizzare tali organismi quali bioindicatori di contaminazione radioattiva (NIMIS *et al.*, 1986).

In seguito il gruppo di Trieste è entrato a far parte del progetto CEE "Cycling of Radionuclides in Forest Ecosystems"; l'attività del gruppo riguarda soprattutto la contaminazione di piante inferiori e superiori in ecosistemi montani delle Alpi orientali. La ricerca è focalizzata su due obiettivi principali:

- utilizzazione di bioindicatori di radiocontaminazione per un rapido rilevamento dei pattern di deposizione dopo una emissione improvvisa e rilevante di sostanze radioattive;
- studio dell'andamento della contaminazione di piante vascolari all'interno di un ecosistema forestale per ottenere dati per un modello del trasferimento del radiocesio in ecosistemi naturali.

Il presente lavoro si inserisce nell'ambito delle attività previste nel secondo punto, e presenta i risultati di tre anni (1992-94) di ricerche in un ecosistema

forestale naturale. In particolare lo studio è stato rivolto ai seguenti problemi:

- 1) variabilità intraspecifica della radiocontaminazione in relazione a diversi siti di campionamento: per questo studio sono state scelte le due specie erbacee più diffuse nell'area di studio, *Anemone trifolia* ed *Oxalis acetosella*;
- 2) espressione della radiocontaminazione nelle piante vascolari con particolare riguardo alle fluttuazioni della radiocontaminazione nell'arco della stagione di crescita;
- 3) andamento stagionale della radiocontaminazione: sono state scelte 19 specie frequenti nell'ambito delle tre nicchie ecologiche individuate nell'area di studio (NIMIS *et al.*, 1994);
- 4) biodiversità: a questo proposito è stato effettuato uno studio floristico per caratterizzare dettagliatamente la vegetazione dell'area di studio;
- 5) influenza dei parametri pedologici sull'ecologia e sulla radiocontaminazione delle specie.

Sono stati considerati tre diversi tipi di dati:

- 1) misure di radiocesio e  $^{40}\text{K}$  relative a campioni di piante e di suoli prelevati nell'area di studio in vari anni;
- 2) misure dei principali parametri del suolo lungo profili pedologici;
- 3) rilievi floristico-vegetazionali e caratterizzazione ecologica indiretta delle specie.

#### L'ASSORBIMENTO DEI RADIONUCLIDI NELLE PIANTE VASCOLARI

Fin dagli inizi dell'era nucleare, la possibilità di accumulo di radioisotopi da parte dei tessuti vegetali è stata oggetto di studio per il ruolo che le piante hanno quale primo anello di catene alimentari che possono portare a concentrazioni elevate di radionuclidi nei tessuti degli animali, incluso l'uomo.

La contaminazione del materiale vegetale avviene secondo due modalità:

- deposizione passiva sulla superficie degli organi vegetativi;
- assorbimento attivo all'interno dei tessuti.

La deposizione fogliare è, almeno potenzialmente, la fonte principale di ingresso dei radionuclidi nella catena alimentare (RUSSEL, 1965), in quanto questi possono venire trasferiti direttamente agli animali che consumano il fogliame contaminato.

Nelle piante superiori l'assorbimento attivo si traduce essenzialmente in assorbimento attraverso la superficie fogliare ed attraverso il sistema radicale. Il primo meccanismo è rilevante soprattutto nella fase di ricaduta e per alcuni radionuclidi, soprattutto quelli a vita media breve (p. es. lo  $^{131}\text{I}$ ), costituisce la principale via di ingresso all'interno dei tessuti vegetali (vd. COUGHTRY *et al.*, 1983; KORANDA & ROBINSON, 1978).

### Assorbimento attraverso la superficie fogliare

La maggior parte dei radionuclidi che si depositano alla superficie fogliare può venire assorbita metabolicamente. Tale processo è di solito estremamente rapido e, in condizioni favorevoli, avviene entro poche ore dalla deposizione (LEVI, 1970a).

Il tasso di assorbimento alla superficie fogliare è fortemente influenzato dallo stadio di sviluppo della foglia nel momento in cui avviene la deposizione radioattiva, nonché dalla forma della foglia stessa, dalla morfologia e fisiologia dell'apparato stomatico, dalla microstruttura della superficie fogliare (che influenza la capacità di intercezione di materiale radioattivo) e dalle condizioni climatiche (precipitazioni, direzione e velocità del vento, ecc.; HAUNOLD *et al.*, 1986).

Una volta depositati sulla superficie fogliare i radionuclidi possono, in presenza di umidità (pioggia, nebbia, ecc.), entrare in soluzione in forma ionica e legarsi con sostanze costitutive delle pareti delle cellule epidermiche. BUKOVAC *et al.* (1965) hanno distinto una diffusione passiva nell'apparente "spazio libero" della parete cellulare e un trasporto attivo attraverso il plasmalemma. Superata la barriera simplastica, i radionuclidi possono venir trasportati nel vacuolo o anche traslocati nei vari tessuti tramite il sistema vascolare, per cui si può avere anche un passaggio dalla foglia alla radice che determina un ulteriore arricchimento in radionuclidi nel terreno alla morte della pianta (HAUNOLD *et al.*, 1986). Alcuni autori hanno osservato un notevole assorbimento mediante la cuticola in condizioni umide, mentre in condizioni secche l'assorbimento dei radionuclidi avviene principalmente per via stomatica (LIVENS *et al.*, 1999).

La presenza di ioni diversi, chimicamente analoghi, può modificare il tasso di penetrazione di alcuni elementi; p. es. è stato osservato un aumento dell'assunzione fogliare di cesio in presenza di potassio, che

probabilmente altera la permeabilità della membrana cellulare (LEVI, 1970b)

### Assorbimento mediante l'apparato radicale

L'assorbimento dei radionuclidi dal suolo mediante il sistema radicale può protrarsi anche per parecchi anni e dipende dalla quantità di radionuclidi in soluzione nel suolo. La relazione tra proprietà del suolo e trasferimento dal suolo alla pianta dei radionuclidi è alquanto complessa e coinvolge numerosi parametri; la frazione argillosa, il tipo di argille, il contenuto in sostanza organica, il pH, il tenore idrico e le quantità solubili e scambiabili di ioni quali il calcio, il potassio e l'ammonio sono ritenuti da vari autori i principali fattori pedologici che influenzano il trasferimento (p. es. RUSSELL, 1966; NIELSEN & STRANDBERG, 1988).

Secondo SCHEFFER e SCHACHTSCHABEL (1979) i fattori principali da cui dipende l'assorbimento dei radionuclidi dal suolo mediante il sistema radicale sono i seguenti:

- 1) concentrazione dei radionuclidi nel suolo;
- 2) tasso di mobilizzazione;
- 3) tasso di trasporto degli ioni nel suolo, direttamente correlato al tenore in acqua del suolo;
- 4) sinergismo e concorrenza tra ioni diversi rispetto all'assorbimento;
- 5) tossicità degli ioni;
- 6) concentrazione di ossigeno nell'aria del suolo;
- 7) temperatura del suolo;
- 8) selettività nell'assorbimento da parte dei vegetali.

A seconda del tipo di radionuclide, questi fattori assumono importanza diversa. Secondo SHEPPARD & THIBAUT (1990) i principali fattori che influenzano la ritenzione di radionuclidi da parte del suolo (espressa come coefficiente di partizione solido/liquido del suolo,  $K_d$ ) sarebbero il contenuto in sostanza organica e in cationi concorrenti, mentre la granulometria e il pH (contrariamente a quanto riportato in gran parte della precedente letteratura) non sembrano influenzare significativamente la mobilizzazione dei radionuclidi. Secondo HAUNOLD *et al.* (1986) i suoli con maggior capacità di trattenere i radionuclidi sono le rendzine e gli pseudogley e, in generale, la capacità di trasporto dei radionuclidi nel suolo sembra inversamente proporzionale alla concentrazione di ioni Ca.

Il trasferimento è dipendente anche da fattori

relativi alla pianta stessa (RUSSELL & NEWBOULD, 1966; EVANS & DEKKER, 1968), che possono interagire in vario modo con le proprietà del suolo.

Il grande numero di parametri coinvolti e le interazioni fra essi rende estremamente difficile determinare gli effetti di un singolo fattore sul trasferimento. Secondo COUGHTREY & THORNE (1983) gli effetti osservati sono spesso difficilmente quantificati o spiegati.

Molti autori hanno comunque tentato di quantificare l'entità del processo di assunzione di radionuclidi tramite l'apparato radicale mediante dei fattori di trasferimento (FT), cioè dei coefficienti specifici per ogni radionuclide che esprimono l'entità del trasferimento suolo-pianta. HAUNOLD *et al.* (1986) riportano un elenco, tratto da una ricca letteratura, degli FT relativi a molti radionuclidi.

Per quanto riguarda la distribuzione verticale delle sostanze radioattive lungo il profilo pedologico, la quasi totalità dei dati disponibili in letteratura dimostra che i radionuclidi tendono a concentrarsi nei primi cm di suolo, ad eccezione del Sb (ECKL *et al.*, 1986). Molti di questi studi sono stati effettuati in ambiente artico o subartico, dove rilevante è stata la deposizione in seguito ai test nucleari in atmosfera degli anni '50 e '60; in questi ambienti i processi di pedogenesi sono estremamente lenti, per cui è ipotizzabile che a latitudini più meridionali ed in climi più umidi, una maggior velocità nei processi pedogenetici si traduca in una maggior mobilità dei radionuclidi attraverso il suolo. In ogni caso, radionuclidi a lunga vita media rimangono disponibili per l'assunzione da parte degli organismi vegetali parecchi anni dopo la deposizione.

## IL CESIO

Fra i nuclidi a lunga vita media il  $^{137}\text{Cs}$  e lo  $^{90}\text{Sr}$  sono i più dannosi perché possono venir facilmente assorbiti dagli organismi: essi infatti sono chimicamente correlati a due elementi fisiologicamente importanti, il potassio ed il calcio. Di seguito sono riportate alcune informazioni, tratte dalla letteratura, sull'assorbimento del cesio da parte dei tessuti vegetali: spesso i risultati di alcuni autori contrastano con quelli di altri, il che riflette le difficoltà di generalizzazione su un argomento come questo che coinvolge vari meccanismi.

### Assorbimento attraverso la superficie fogliare

L'assorbimento attraverso la superficie fogliare è un processo rapido che coinvolge grandi quantità di cesio. Un fattore determinante la velocità e l'intensità dei processi di assorbimento è la disponibilità di potassio nei tessuti vegetali: se questa è bassa rispetto alle esigenze normali della pianta, si ha un aumento dell'assunzione del cesio (HAUNOLD *et al.*, 1986; KEPPEL, 1969).

A differenza della maggior parte degli altri radionuclidi, il cesio viene traslocato rapidamente ed intensivamente nell'ambito dell'organismo vegetale. Le ricerche condotte da BUKOVAC *et al.* (1965) su piante di fagiolo hanno dimostrato che dopo pochi giorni circa il 5% del cesio applicato alla superficie fogliare viene fissato nei tessuti vegetali: quasi la metà di questo si ritrova in altre parti della pianta, perfino nelle radici. Gli stessi autori hanno dimostrato che dopo un certo tempo il cesio viene accumulato anche nei semi della pianta. Secondo HAUNOLD *et al.* (1986) sembra che il passaggio del cesio dalla foglia ad altre parti della pianta sia minore nei periodi in cui la pianta necessita di maggiori traslocazioni di potassio all'interno dell'organismo, e cioè durante gli stadi di fioritura e maturazione.

Molti studi hanno dimostrato l'alta mobilità del cesio nei tessuti vegetali; particolarmente studiate sono state le piante con interesse alimentare (per una bibliografia esauriente vedi COUGHTREY & THORNE, 1983). Ad esempio LUDWIG (1962) ha osservato che l'applicazione di una soluzione contenente cesio alla superficie fogliare di piante di patata si traduce nell'assorbimento immediato del 20-30%. Sempre sulle patate, MIDDLETON (1959) ha dimostrato come circa il 50% del cesio assorbito dalle foglie venisse successivamente traslocato nei germogli. AARKROG (1975) ha dimostrato che l'applicazione di cesio a piante di cereali si traduce in un accumulo a livello dei semi, anche se la contaminazione avviene ad uno stadio molto precoce del ciclo vitale; in questo il cesio ha un comportamento diverso dagli altri radionuclidi, che si ritrovano quasi esclusivamente nella paglia. Infine, DAHLMAN *et al.* (1969) hanno dimostrato che dopo 8 giorni dall'applicazione di cesio ad un prato erboso, il 20% del cesio assorbito dalle foglie si era già accumulato nelle radici.

### Assorbimento mediante l'apparato radicale

L'assorbimento del cesio da parte delle radici avviene con la stessa facilità con cui esso viene assorbito dalle foglie. Ciò fu osservato già da COLLANDER (1941) su 20 specie diverse di piante vascolari. L'assorbimento di potassio, rubidio e cesio da parte delle radici sembra avvenire secondo le stesse leggi cinetiche, il che indicherebbe un meccanismo di assorbimento molto simile per i tre ioni (EPSTEIN & HAGEN, 1952). Secondo HANDLEY & OVERSTREET (1961) esisterebbe un comportamento competitivo rispetto all'assunzione radicale tra  $\text{Cs}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Rb}^+$  e  $\text{NH}_4^+$ .

Un fenomeno particolare è l'assunzione dalle parti basali della pianta (COUGHTREY & THORNE, 1983) e risulta importante soprattutto nella contaminazione di prati e pascoli. È stato infatti osservato che in caso di ricaduta radioattiva la contaminazione delle piante di pascolo o di prato è spesso più alta rispetto a quella osservata all'interno di formazioni boschive. Ciò sembra essere causato dall'accumulo di cesio alla base dei culmi e all'interno delle rosette basali, dovuto al fatto che ivi converge l'acqua percolante lungo la foglia: parte di esso viene assorbito direttamente dalla superficie fogliare, parte viene dilavato al suolo. Dal momento che il primo orizzonte del suolo è generalmente povero di argille che possano fissare il cesio (vedi oltre), questo risulta per lo più disponibile per l'assunzione da parte delle radici, e sembra mantenersi in questo stato almeno per alcuni anni (BOIKAT *et al.*, 1978; HORAK, 1986). La combinazione tra assorbimento fogliare e radicale sembrerebbe quindi causare il maggior grado di contaminazione dei prati.

L'assunzione del cesio a livello radicale dipende in gran parte dalle caratteristiche chimico-fisiche del suolo. Secondo ANDERSEN (1967) la maggior parte del cesio presente nel suolo non è direttamente assimilabile da parte delle piante superiori. Trascurando la concorrenza da parte di altri cationi, la disponibilità del cesio è direttamente proporzionale al tenore in humus del suolo ed inversamente proporzionale a quello delle argille. In altre parole, la disponibilità del cesio è negativamente correlata con la capacità di fissazione degli ioni da parte del suolo, mentre la capacità di scambio ionico sembra avere un influsso decisamente minore (CUMMINGS *et al.*, 1969). In generale, maggiore è il contenuto di argille e di potassio nel suolo, minore è l'assunzione di cesio, mentre

questa è positivamente correlata con le concentrazioni di  $\text{NH}_4^+$  e di sostanza organica umificata (HAUNOLD *et al.*, 1986).

Gli ioni potassio e  $\text{NH}_4^+$  hanno una capacità di scambio molto alta rispetto al cesio: ciò può determinare un aumento della concentrazione di cesio nei tessuti vegetali in conseguenza di concimazioni con potassio o con composti azotati (SCHULTZ, 1965; HAUNOLD *et al.*, 1986). Sembra però che nel caso del potassio si debba considerare anche il fatto che questo elemento tende a venire assorbito più rapidamente del cesio da parte delle piante. Alcuni studi hanno dimostrato che il comportamento del cesio e quello del potassio sono simili ma non identici (NISHITA *et al.*, 1965; WALLACE, 1968, 1970): le piante dimostrano infatti un'affinità minore per il cesio. Questo si traduce in un comportamento competitivo tra i due ioni, per cui alte concentrazioni di potassio determinano una diminuzione nell'assunzione del cesio (HAUNOLD *et al.*, 1986).

Anche il pH del substrato influenza la quantità di cesio disponibile per l'assorbimento da parte delle radici: la solubilità e la mobilità del cesio aumentano con il diminuire del pH, in quanto gli ioni cesio legati alle argille vengono facilmente scambiati con gli ioni  $\text{H}^+$  (HAUNOLD *et al.*, 1986).

La disponibilità del cesio dipende quindi essenzialmente dalla quantità di argille e dalla concentrazione degli ioni concorrenti, soprattutto  $\text{K}^+$  e  $\text{NH}_4^+$ . Questi ultimi hanno però un'azione contrastante: da un lato sono in grado di sostituire per scambio ionico il cesio fissato nelle argille, rendendolo quindi disponibile per l'assunzione da parte delle radici delle piante superiori, dall'altro entrano in concorrenza con il cesio stesso per quel che riguarda l'assorbimento. L' $\text{NH}_4^+$  ha una buona capacità di scambio ed una più bassa concorrenzialità nell'assorbimento, quindi un aumento della sua concentrazione ha come effetto globale un aumento nella concentrazione di cesio nei tessuti vegetali (HAUNOLD *et al.*, 1986). Per quanto riguarda il potassio, studi per verificare gli effetti di un aumento della concentrazione di tale ione nel suolo sull'assunzione di cesio da parte delle piante hanno portato a risultati opposti: infatti, con concimazioni di potassio si è osservata sia una diminuzione della quantità di cesio presente nei tessuti vegetali (JACKSON *et al.*, 1966), sia un aumento (SCHULTZ, 1965). Le differenze sono

probabilmente dovute a diverse caratteristiche dei suoli e a diverse specie vegetali coinvolte nei due esperimenti. A questo proposito, i lavori di MIDDLETON *et al.* (1960) dimostrano come l'attività inibitrice del potassio nell'assunzione del cesio da parte delle piante vascolari sia effettiva soltanto in suoli che hanno un basso tenore iniziale di potassio. L'antagonismo tra i due ioni è stato inoltre dimostrato da ANDERSEN (1967).

Da quanto sopra esposto, risulta evidente che la concentrazione di cesio nei tessuti vegetali dipende strettamente dalle caratteristiche chimico-fisiche dei suoli: ciò rende piuttosto difficili le generalizzazioni sulla contaminazione da cesio su vaste aree a partire da misure di concentrazioni nei tessuti vegetali, a meno che non si abbiano dettagliate informazioni sulla distribuzione dei vari tipi di suolo o a meno che non si lavori su aree pedologicamente omogenee.

### Stagionalità

Una fonte potenziale di variabilità della concentrazione di radiocesio nelle piante è legata a fenomeni di stagionalità dovuti alla crescita. In letteratura sono descritti numerosi esperimenti che dimostrano come l'assunzione di nutrienti sia strettamente legata alla crescita della pianta. Vari autori (p. es. BUNZL & KRACKE, 1989; COLGAN *et al.*, 1990; SALT & MEYES, 1990; SANDALLS & BENNET, 1992) hanno misurato notevoli fluttuazioni nei valori di radiocontaminazione nell'arco dell'anno. Alcuni hanno osservato una progressiva diluizione nel contenuto di radiocesio durante la stagione di crescita: MONTE *et al.* (1990) hanno osservato fenomeni di diluizione in varie specie di alberi da frutto. ERIKSSON & ROSÉN (1991) affermano che la diluizione gioca un ruolo importante nel ridurre le concentrazioni di radiocesio in specie erbacee durante il primo anno dopo la deposizione.

Comunque andrebbe sottolineato il fatto che in nessuno dei lavori sopracitati si hanno indicazioni su eventuali variazioni del contenuto idrico durante la stagione di crescita e i dati di radioattività sono espressi su peso secco. Inoltre, i fenomeni di diluizione sono di qualche importanza solo nel caso in cui sia trascurabile l'assunzione di cesio a livello radicale. Il trasporto di ioni all'interno della pianta tramite l'apparato radicale è infatti un fenomeno finemente regolato; in alcuni casi è stato possibile mostrare correlazioni tra tassi di crescita e tassi di trasporto all'interno della

pianta (PITMAN & CRAM, 1973) e sembra che esistano dei sistemi di controllo a livello radicale che regolano l'apporto di sostanze alla pianta in crescita. Ciò significa che in una pianta in crescita i fenomeni di "diluizione" possono essere controbilanciati da un'ulteriore assunzione radicale di radiocesio, influenzata dalla crescita stessa. Non è un caso che i fenomeni di "diluizione" delle concentrazioni di cesio siano stati osservati in specie coltivate su terreni fortemente argillosi, dove la disponibilità dello ione, e di conseguenza l'assorbimento radicale, è fortemente limitata.

Altri fattori che possono determinare fluttuazioni stagionali della radiocontaminazione sono legati alle condizioni meteorologiche, in particolar modo alle precipitazioni ed alla temperatura. LEMBRECHTS *et al.* (1990) hanno dimostrato che le condizioni atmosferiche influenzano sia l'assunzione attiva sia le concentrazioni esterne, causando fluttuazioni nelle concentrazioni di radionuclidi nelle piante che mascherano l'effetto della loro progressiva fissazione da parte del suolo. Variazioni stagionali nei livelli di cesio in praterie d'altitudine in Cumbria (UK) sono state osservate da SANDALLS & BENNET (1992), che hanno attribuito tali variazioni alle condizioni climatiche, sebbene non siano stati in grado di identificare i fattori responsabili. L'andamento stagionale osservato da questi autori è molto simile a quello osservato da BRASHER & PERKINS (1978) per i livelli di potassio in praterie ad *Agrostis* e *Festuca* dell'Appennino.

È quindi possibile che l'assunzione di cesio per una singola specie, sempre all'interno del medesimo habitat, possa subire variazioni anche notevoli durante il tempo relativamente breve di una stagione di crescita. Questo fatto non è da trascurare negli studi sul ciclo a lungo termine dei radionuclidi negli ecosistemi naturali.

### Espressione della radiocontaminazione nelle piante vascolari

L'interpretazione del ruolo del potassio nella cellula vegetale è stata spesso complicata dall'espressione convenzionale delle concentrazioni sulla base del peso secco, in quanto sia la funzione osmotica che i processi in cui il potassio è coinvolto sono determinati dalla sua concentrazione in soluzione. Una misura fisiologicamente più rilevante della concentrazione di potassio nei tessuti vegetali si ottiene calcolando le

concentrazioni sulla base del contenuto idrico (PITMAN, 1975; LEIGH & JOHNSTON, 1983a, b; LEIGH & WYN JONES, 1984).

L'espressione delle concentrazioni di potassio sulla base del contenuto idrico ha permesso negli ultimi anni di chiarire le sue funzioni biologiche e di confutare ipotesi formulate in passato; ad esempio è stato dimostrato che le concentrazioni di potassio in soluzione rimangono pressoché costanti nell'arco della stagione di crescita delle piante (LEIGH & JOHNSTON, 1983a, b), per cui le concentrazioni critiche calcolate sulla base del contenuto idrico dei tessuti vegetali non dipendono dall'età, a differenza di quelle espresse su peso secco che con l'età diminuiscono (ULRICH & HILLS, 1967).

Un analogo problema si presenta anche in radioecologia dove, nella maggior parte dei lavori, la contaminazione viene convenzionalmente espressa sulla base del peso (fresco o, più spesso, secco). Anche in questo caso la quantità di tessuto morto (lignina, cellulosa, ecc.) di un campione influenza direttamente la misura. Ciò introduce una fonte consistente di rumore nella valutazione della concentrazione reale di radiocesio nell'acqua della pianta (soluzioni vacuolari, citoplasmatiche e apoplastiche) dove, data la somiglianza chimica e di funzione con il potassio (COLLANDER, 1941; EPSTEIN & HAGEN, 1952), si ritrova la maggior parte del radiocesio.

L'espressione della radiocontaminazione sulla base della differenza tra peso secco e peso fresco va considerata come una stima del tutto approssimata del tenore idrico di una pianta; inoltre, lo stato di idratazione delle piante vascolari è soggetto a variazioni anche rapide e questo tipo di espressione non è in grado di differenziare l'acqua apoplastica da quella simplastica. Tuttavia, questa espressione ha il vantaggio di riflettere in maniera molto più precisa le concentrazioni dei radionuclidi nel citoplasma delle cellule vegetali e, di conseguenza, i reali tassi di assorbimento di questi dal suolo.

### CAMPIONAMENTO

Per studiare l'andamento stagionale della radiocontaminazione nelle 19 specie sopraccitate i campionamenti di materiale vegetale sono stati effettuati con cadenza mensile durante le stagioni di crescita del 1992 (giugno-settembre) e 1993 (maggio-settembre).

I campioni sono stati suddivisi, per ciascuna specie, in foglie, fusti e organi ipogei e, talvolta, anche fiori. Ciascun campione deriva da un minimo di almeno 10 individui diversi.

Immediatamente dopo la raccolta e l'eventuale pulizia (p. es. nel caso delle radici), il materiale vegetale è stato posto in sacchetti di plastica a chiusura ermetica precedentemente pesati, e pesato a sua volta per determinarne il peso fresco. La quantità del materiale fresco raccolta per ciascun campione è stata effettuata in funzione del volume finale del campione seccato e tritato che, per essere sottoposto a misure radiometriche, deve essere di almeno 25 cc. Successivamente, tutti i campioni sono stati seccati in stufa a 85 °C per almeno 24h, ripesati per determinarne il peso secco, sminuzzati a mano e posti in appositi contenitori per misure radiometriche (beker di Marinelli).

Con le stesse modalità, nell'agosto del 1994 è stato effettuato un campionamento su due specie, *Anemone trifolia* ed *Oxalis acetosella*, in 18 siti diversi all'interno della faggeta per verificare eventuali differenze intraspecifiche nella radiocontaminazione.

Per studiare le relazioni tra radiocontaminazione delle piante e caratteristiche pedologiche, i campionamenti di suolo sono stati effettuati prelevando trincee quadrate di 20 cm di lato fino alla roccia sottostante. Ciascun profilo è stato suddiviso negli orizzonti naturali. Ciascun campione è stato seccato e setacciato dopo aver rimosso manualmente le inclusioni più grosse (pietre e radici). Parte dei campioni così preparati è stata sottoposta a misure radiometriche, parte ad analisi dei principali parametri pedologici. I campionamenti di suolo sono stati effettuati nel luglio del 1991 e nel luglio del 1993.

### DISCUSSIONE

Le piante sono in grado di assorbire attivamente mediante gli apparati radicali numerosi ioni presenti nel suolo in concentrazioni molto minori di quelle dei tessuti vegetali stessi. I primi studi hanno dimostrato che rubidio e cesio vengono assorbiti dal terreno con la stessa facilità del potassio. Ricerche fisiologiche più recenti (SACCHI & COCUCCI, 1991, 1992; SHEAHAN *et al.*, 1993) hanno posto in evidenza che i tre ioni mostrano delle cinetiche di assorbimento competitive.

La complessità intrinseca dei sistemi di trasporto,

la loro regolazione, l'integrazione tra vari trasporti e la loro effettiva operatività rendono conto della difficoltà di previsione dell'assorbimento e distribuzione del cesio nei vari organi della pianta. In particolare, le possibili diverse selettività per cesio e potassio dei vari trasportatori, che realizzano l'assorbimento nella pianta dei cationi a bassa ed ad alta concentrazione a livello di membrana plasmatica del rizoderma e dei sistemi che lo immettono nei fluidi circolanti e che da questi lo distribuiscono a tutta la pianta, condizionano concentrazioni e rapporti dei cationi in tutti gli organi della pianta stessa.

Alla luce di queste osservazioni vanno interpretate le differenze relative fra le varie specie vegetali e la dipendenza dalle condizioni ambientali (SMOLDERS *et al.*, 1993). Tutto ciò sottolinea l'importanza degli studi di tipo ecofisiologico per acquisire un'indispensabile base di conoscenze sui meccanismi coinvolti nell'assorbimento del cesio e su quelli che riguardano il trasporto ed il ruolo fisiologico del potassio e del cesio all'interno della pianta.

D'altro canto, bisogna sottolineare il fatto che i risultati delle ricerche radioecologiche potrebbero essere adeguatamente incorporati in modelli già formulati in ecologia sul ciclo dei nutrienti negli ecosistemi naturali. Infatti il trasferimento suolo-pianta dei radionuclidi è il risultato dell'interazione di numerosi parametri che, in linea generale, riguardano gli stessi meccanismi coinvolti nella nutrizione delle piante. A causa della complessità delle relazioni che intercorrono tra caratteristiche del suolo e fattori biologici legati alle piante stesse, spesso risulta difficile individuare gli effetti sul trasferimento di un singolo fattore.

Bisogna anche considerare il problema dell'espressione della radiocontaminazione nelle piante vascolari: gli esempi da noi discussi suggeriscono che la grande variabilità dei dati e le difficoltà di interpretazione dei risultati in molti studi radioecologici possono essere la conseguenza, almeno in parte, del considerevole "rumore" dovuto all'espressione della radiocontaminazione sulla base del peso secco.

Uno dei risultati più eclatanti della maggior parte dei lavori radioecologici post-Chernobyl, che sottolinea l'importanza dei fattori biologici ambientali sull'assorbimento, è proprio la lunga permanenza del radiocesio negli orizzonti organici. Questo fatto è confermato anche dai nostri risultati che dimostrano

come la radiocontaminazione del materiale vegetale sia direttamente proporzionale al contenuto di sostanza organica del suolo.

La maggior parte degli studi pre-Chernobyl, effettuati soprattutto in ecosistemi agricoli con orizzonti organici poco sviluppati, attribuiva alle argille e non alla sostanza organica la funzione di trattenere i radionuclidi e di impedirne la migrazione lungo il profilo pedologico. Gli orizzonti organici hanno basse capacità di assorbimento, quindi il cesio dovrebbe migrare verso gli orizzonti minerali piuttosto rapidamente.

Le cause per cui ciò non avviene non sono ancora state del tutto chiarite; considerando che gli andamenti della migrazione che si osservano attualmente sono contrari alle attese, è evidente che i meccanismi coinvolti sono diversi da quelli di adsorbimento nel suolo.

Un fattore che certamente è stato sottostimato è che nell'orizzonte organico è immobilizzata la microflora e microfauna del suolo. L'orizzonte organico e l'interfaccia tra organico e minerale sono occupati dagli apparati radicali delle piante del sottobosco e dalle radichette assorbenti degli alberi, la maggior parte delle quali è in simbiosi con funghi micorrizici ed ospita un'intensa attività microbica.

È noto che i microrganismi giocano un ruolo molto importante nell'accumulo, riciclo e trasferimento di metalli pesanti nel suolo (GADD, 1988; HUGHES & POOLE, 1989) e una parte considerevole dei potenziali nutrienti delle piante è legata nel suolo alla biomassa fungina (BAATH & SODESTROM, 1979). Le elevate attività misurate in piante e funghi che traggono nutrienti preferibilmente dall'orizzonte organico suggerisce che, essendo incorporato negli organismi, la migrazione del cesio risulta effettivamente molto rallentata nonostante la bassa capacità di adsorbimento.

A questo proposito, bisogna sottolineare il fatto che la simbiosi micorrizica complica notevolmente i meccanismi di assorbimento di radiocesio negli ecosistemi naturali: infatti per le piante micorrizzate è praticamente impossibile stimare esattamente da quale porzione del suolo viene assunta la maggior parte dei nutrienti. L'infezione da parte di funghi micorrizici sembra, secondo i nostri risultati, uno dei più importanti fattori responsabili delle fluttuazioni stagionali. Un'ampia letteratura scientifica dimostra l'importanza delle micorrize nel trasferimento del fosforo, ma è noto anche l'assorbimento di azoto e di altri nutrienti.

Alcuni autori hanno osservato valori particolarmente elevati di radiocontaminazione nelle Ericaceae rispetto ad altre specie (GRANT *et al.*, 1985; BUNZL & KRACKE, 1986; COLGAN *et al.*, 1990; HORRIL *et al.*, 1990). Le Ericaceae sviluppano generalmente gli apparati radicali all'interno dell'orizzonte organico, dove la disponibilità di radiocesio è più elevata; è interessante notare che queste specie presentano un particolare tipo di micorrizza (detta appunto "ericoida"; STRULLU, 1985), che probabilmente favorisce l'assorbimento dei radionuclidi da parte delle radici. ROGERS & WILLIAMS (1986) hanno dimostrato l'influenza positiva di un altro tipo di micorrizza vescicolo-arbuscolare sull'assunzione di radiocesio in *Melilotus officinalis*.

I risultati del nostro lavoro suggeriscono che, soprattutto per le felci, la micorrizza potrebbe avere un ruolo fondamentale nel determinare l'entità e l'andamento stagionale della radiocontaminazione. Le pteridofite presentano generalmente micorrizze di tipo endotrofico. BOUILLARD (1958) ha studiato l'andamento stagionale dell'infezione endomicorrizica in *Dryopteris filix-mas*: l'infezione risulta massima in inverno, inizia a decrescere nel momento in cui la pianta emette le prime fronde, scompare quasi completamente in estate per poi riaumentare rapidamente con l'inizio della senescenza delle parti aeree della pianta. Questo andamento stagionale dell'infezione micorrizica ricalca l'andamento delle concentrazioni di radiocesio da noi rilevate.

È interessante notare che nelle felci la discriminazione tra potassio e cesio non avviene soltanto a livello radicale ma anche nei compartimenti interni della pianta: queste specie presentano infatti le concentrazioni massime nelle fronde. I risultati ottenuti suggeriscono l'ipotesi di una diversa affinità dei due ioni per i trasportatori di membrana, soprattutto per quanto riguarda le correnti uscenti dal vacuolo, con conseguente accumulo di cesio a questo livello, anche se pochissimi dati sono finora disponibili per organismi vegetali a favore di questa ipotesi (ZANELLO & BERRANTES, 1992).

Alcuni autori (ROSE & YOUNGBERG, 1981; SCHULTZ & KONNANIK, 1982) hanno misurato livelli più elevati di alcuni nutrienti nelle foglie di alcune piante con funghi micorrizici, anche se più di frequente l'aumentato assorbimento dei nutrienti si evidenzia come più elevati tassi di crescita. Esperimenti in coltura sull'as-

sunzione di potassio, rubidio e cesio non hanno mai evidenziato differenze sostanziali nell'assorbimento radicale dei tre ioni: ciò è probabilmente dovuto allo scarso sviluppo del micobionte nel terreno di coltura. Analogamente, le minori concentrazioni di radiocesio misurate nei prodotti agricoli e i più elevati tassi di migrazione verso gli strati più profondi potrebbero essere giustificati dallo scarso sviluppo dello strato organico, con conseguente riduzione della micorrizzazione; in queste situazioni diventa preponderante l'effetto di fissazione del cesio da parte delle argille, per cui lo ione risulta scarsamente disponibile per le piante.

## CONCLUSIONI

La letteratura radioecologica include per lo più studi su piante coltivate ed ecosistemi agricoli, mentre scarsa attenzione è stata dedicata alle piante spontanee ed agli ecosistemi naturali. I meno studiati in assoluto sono gli ecosistemi forestali che costituiscono un argomento particolarmente complesso e difficile.

Negli ecosistemi complessi le specie tendono ad evitare la concorrenza radicale esplorando orizzonti di suolo con diverse caratteristiche biologiche, chimiche e fisiche e le proprietà chimiche dei diversi orizzonti dello stesso tipo di suolo possono essere molto diverse, influenzando i tassi di assorbimento. Inoltre, variazioni microgeomorfologiche possono indurre una distribuzione fortemente disomogenea del radiocesio nel suolo. Così, specie spazialmente contigue possono avere apparati radicali che si sviluppano in tipi di suoli ampiamente diversi o in diversi orizzonti dello stesso suolo.

Infine, l'espressione convenzionale della radiocontaminazione delle piante sulla base del peso secco è stata fonte di un sostanziale grado di errore nell'interpretazione dei dati radioecologici. Non sorprende quindi che i dati radioecologici riguardanti le piante di ecosistemi naturali siano caratterizzati da alta dispersione e che generalizzazioni attendibili siano spesso impossibili.

In decenni di ricerca sono stati sviluppati numerosi modelli riguardanti il trasferimento ambientale dei radionuclidi e sono state raccolte molte informazioni sui parametri coinvolti. I valori di questi parametri, e di conseguenza i risultati dei modelli, mostrano ancora

un grado elevato di incertezza (MONTE, 1990).

L'incremento delle ricerche in ecosistemi naturali e semi-naturali seguito all'incidente di Chernobyl ha evidenziato l'enorme variabilità dei dati radioecologici riguardanti questi ecosistemi se paragonati ai più semplici ecosistemi agricoli che per anni sono stati oggetto dei primi studi radioecologici.

Le considerazioni precedenti possono chiarire le principali ragioni del fallimento nello sviluppo di modelli attendibili dal punto di vista predittivo; ciò è tanto più comprensibile se si considera che spesso le generalizzazioni erano fondate su parametri grossolanamente definiti (i "fattori di trasferimento") che disgregavano completamente la complessità dell'ecosistema naturale.

Alcuni dei risultati presentati in questo lavoro mettono in evidenza che, usando una strategia di campionamento che tenga conto della complessa compartimentazione di un ecosistema naturale, è possibile trovare buone correlazioni tra parametri pedologici e concentrazioni di radiocesio nei tessuti vegetali.

I principali risultati di questo lavoro possono essere riassunti brevemente nei seguenti punti:

- 1) Anche entro un'area ristretta esistono variazioni intraspecifiche della radiocontaminazione dipendenti dall'ecologia del sito di campionamento.
- 2) L'espressione della radiocontaminazione sulla base della differenza tra peso secco e peso fresco riflette in maniera molto più precisa le concentrazioni dei radionuclidi nei tessuti vegetali (nell'acqua dell'apo- e simplasto) e, di conseguenza, i reali tassi di assorbimento di questi dal suolo. Le difficoltà di interpretazione dei risultati, evidenti in molti studi radioecologici su piante superiori, sono spesso la conseguenza del considerevole "rumore" dovuto all'espressione della radiocontaminazione sulla base del peso secco.
- 3) Il potassio e il cesio presentano distribuzioni diverse all'interno dei tessuti vegetali.
- 4) Tutte le specie studiate mostrano andamenti molto diversi delle concentrazioni del cesio e del potassio nell'arco della stagione di crescita.
- 5) Sono state misurate grosse variazioni nelle concentrazioni di  $^{40}\text{K}$  nei diversi tessuti, con andamenti nell'arco della stagione di crescita diversi da un anno all'altro. L'andamento delle concentrazioni medie del  $^{40}\text{K}$  al contrario, risulta costante nell'arco della stagione di crescita e da un anno all'altro. L'assorbimento del potassio risulta quindi molto più finemente regolato a livello radicale per cui i valori medi misurati nella pianta intera e nelle diverse specie mostrano un range di variabilità estremamente ridotto in confronto a quello che riguarda la variazione delle concentrazioni di radiocesio.
- 6) Le diverse concentrazioni di  $^{137}\text{Cs}$  nei diversi tessuti della stessa specie mostrano andamenti spesso paralleli, che trovano riscontro anche negli andamenti delle concentrazioni medie. Le differenze quantitative fra i vari tessuti e fra specie diverse sono molto maggiori rispetto a quelle misurate per il  $^{40}\text{K}$ .
- 7) La radiocontaminazione nelle felci presenta alcuni aspetti peculiari: concentrazioni molto più elevate rispetto alle altre specie e forte tendenza a trattenere il cesio nelle fronde.
- 8) Per la prima volta viene evidenziato il ruolo delle micorrize nella radiocontaminazione delle piante. Le fluttuazioni stagionali della radiocontaminazione sono fortemente influenzate dalle micorrize: infatti esiste una correlazione evidente tra entità della micorizzazione ed andamento della radiocontaminazione. Ciò è particolarmente evidente nelle felci, che presentano endomicorrize.
- 9) Le piante vascolari di un ecosistema forestale si differenziano, anche entro un'area ristretta, per esigenze ecologiche. Questo fatto si riflette in un gradiente vegetazionale che è conseguenza di un gradiente pedologico. Le variabili pedologiche maggiormente collegate a questo gradiente sono:
  - la quantità di potassio, totale e disponibile;
  - la quantità di sostanza organica;
  - il pH.
- 10) Le concentrazioni di radiocesio nelle piante sono fortemente correlate con questo gradiente; in particolare, l'andamento della contaminazione lungo il gradiente è direttamente proporzionale al contenuto di sostanza organica ed inversamente proporzionale alle concentrazioni di potassio ed al pH.
- 11) Non esistono correlazioni dirette tra le concentrazioni di radiocesio nel suolo e quelle nelle piante. Questo risultato è particolarmente interessante in quanto spiega perché le piante supe-

riori non possono essere usate come bioindicatori di contaminazione radioattiva.

Secondo HORRIL *et al.* (1990) gli studi sulla deposizione dei radionuclidi indicano che ci sono relazioni significative tra tipo di vegetazione e quantità di radioattività trattenuta dalle piante e dai suoli. Purtroppo la maggior parte dei lavori svolti in seguito all'incidente alla centrale nucleare di Chernobyl riportano informazioni scarsamente esaurienti sulla vegetazione, limitate per lo più alla descrizione delle specie arboree dominanti. Spesso accade che ciò che a prima vista appare come un'area omogenea sia in realtà un mosaico di due o più tipi vegetazionali diversi. In

questi casi la scala da adottare diventa importante in quanto un campionamento su aree di dimensioni diverse può portare a risultati completamente diversi.

Le correlazioni significative presentate in questo lavoro tra concentrazioni di radiocesio nelle diverse specie e parametri pedologici, tipo ed entità della micorrizzazione, ecc., suggeriscono che il ruolo principale nel determinare i livelli di radiocontaminazione della vegetazione è svolto soprattutto da fattori ecologici, mentre differenze fisiologiche specie-specifiche giocano un ruolo secondario. Tutto ciò sottolinea il legame strettissimo fra radioecologia ed ecologia vegetale, con particolare riguardo alla scienza della vegetazione.

## Bibliografia

AARKROG A., 1975 - Radionuclide levels in mature grain related to radiostrontium content and time of direct contamination. *Health Phys.*, **28**: 557-562.

ANDERSEN A.J., 1967 - Investigations on the plant uptake of fission products from contaminated soils. I. Influence of plant species and soil types on the uptake of radioactive Strontium and Caesium. Risø Rep. Nr. 170. Agric. Res. Dep., Danish Aton Energy Comm. Res. Establ. Risø, Denmark.

AUERBACH S.I., 1987 - Comparative behaviour of three long-lived radionuclides in forest ecosystems. In: The cycling of long-lived radionuclides in the biosphere: observations and models. Vol. 1. 15-19 September 1986.

BOUILLARD B., 1958 - La mycotrophie chez les Ptéridophytes, sa fréquence, ses caractères, sa signification. *Botaniste*, sér. 16, fasc. 1-6.

BRASHER S. & D.F. PERKINS, 1978 - The grazing intensity and productivity of sheep in the grassland ecosystem. In: Ecological studies, 27, pp. 344-374. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

BUKOVAC M.J., WITTER S.H. & H.B. TURKEY, 1965 - Above-ground plant parts as a pathway for entry of fission products into the food chain with special reference to Sr-90 and Cs-137. In: Fowler E.B. (ed.), Radioactive fallout, soils, plants, food, man. Elsevier, New York.

BUNZL K. & W. KRACKE, 1986 - Accumulation of fallout <sup>137</sup>Cs in some plants and berries of the family Ericaceae. *Health Phys.*, **50** (4): 540-542.

COLGAN P.A., MCGEE E.J., PEARCE J., CRUICKSHANK J.G., MUL-

VANY N.E., MCADAM J.H. & B.W. MOSS, 1990 - Behaviour of radiocesium in organic soils - some preliminary results on soil-to-plant transfers from a semi-natural ecosystem in Ireland. In: Desmet G. et al. (eds.), Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments, pp. 341-354. Elsevier, London & New York.

COLLANDER R., 1941 - Selective absorption of cations by higher plants. *Plant Physiol.*, **16**: 691-720.

COUGHTREY P.F., JACKSON D. & M.C. THORNE, 1983 - Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. A critical review of data. Vol. 1. A.A. Balkema, Rotterdam. 496 pp.

CUMMINGS S.L., BANKERT L., GARRETT A.R. & J.E. REGNIER, 1969 - Cs-137 uptake by oat plants as related to the soil fixing capacity. *Health Phys.*, **17**: 145-148.

DAHLMAN R.C., AUERBACH S.I. & P.B. DUNAWAY, 1969 - Behaviour of Cs-137 tagged particles in a fescue meadow. In: IAEA-SM-117/72, Environmental contamination by radioactive materials, Wien.

ECKL P., HOFMANN W. & R. TURK, 1986 - Uptake of natural and man-made radionuclides by lichens and mushrooms. *Radiat. Environ. Biophys.*, **25**: 43-54.

EPSTEIN E & C.E. HAGEN, 1952 - A kinetic study of the absorption of alkali cations by roots. *Plant Physiol.*, **27**: 457-474.

ERIKSSON A. & K. ROSÉN, 1991 - Transfer of caesium to hay grass and grain crops after Chernobyl. In: Moberg J. (ed.), The Chernobyl fallout in Sweden. Results from a research programme on environmental radiology. The Swedish Radiation Protection

- Institute., pp. 291-304. Sundt Arprint, Stockholm.
- EVANS E.J. & A.J. DEKKER, 1968 - Comparative Cs-137 content of agricultural crops grown in a contaminated soil. *Can. J. Soil Sci.*, **48**: 183-188.
- HANDLEY R & R. OVERSTREET, 1961 - Effect of various cations upon absorption of carrier-free cesium. *Plant Physiol.*, **36**: 66-69.
- HAUNOLD E., HORAK O. & M. GARZABEK. 1986 - Umweltradioaktivität und ihre Auswirkung auf die Landwirtschaft. 1. Das Verhalten von Radionukliden in Boden und Pflanze. Osten. Forschunaszent. Seibersdorf OEFZS 4369, LA 163/86. Seibersdorf.
- HORAK O., 1986 - Der Reaktorunfall in Tschernobyl und seine Auswirkung auf die oststeirische Landwirtschaft. Osten. Forschullugszentl-um Seibersdorf, OEFZS 4372, LA 167/86.
- HORRIL A.D., KENNEDY V.H. & T.R. HARWOOD, 1990 - The concentrations of Chernobyl derived radionuclides in species characteristic of natural and semi-natural ecosystems. In: Desmet G., Nassimbeni P. & M. Belli (eds.), Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments, pp. 27-39. Elsevier, London
- KEPPEL H., 1969 - Morphological, physiological and environmental conditions affecting the accumulation of long-lived radionuclides from fission products by plants. In: IAEA-SM-117/31, Environmental contamination by radioactive materials, Wien.
- KITCHINGS T., DI GREGORIO D. & P. VAN VORIS, 1976 - A review of the ecological parameters of radionuclide turnover in vertebrate food chains. In: Radioecology and energy resources, pp. 304-313. Dowden, Hutchinson & Ross Inc. Stroudsburg, PA.
- KORANDA J.J. & W.L. ROBINSON, 1978 - Accumulation of radionuclides by plants as a monitor system. *Environm. Health Perspect.*, **27**: 165-179.
- JACKSON W.A., LUGO H.M. & D. CRAIG, 1966 - Cesium uptake from dilute solutions by young wheat seedlings as affected by selected cations. *Plant and Soil*, **24**: 33-53.
- LEIGH R.A. & A.E. JOHNSTON, 1983a - Potassium concentrations in the dry matter and tissue water of field-grown spring barley and their relationship to grain yield. *J. Agric. Sc. (Cambridge)*, **101**: 675-685.
- LEIGH R.A. & A.E. JOHNSTON, 1983b - Effects of fertilizers and drought on potassium concentrations in the dry matter and tissue water of field-grown spring barley. *J. Agric. Sc. (Cambridge)*, **101**: 741-748.
- LEIGH R.A. & R.G. WYN JONES, 1984 - A hypothesis relating critical potassium concentrations for growth to the distribution and functions of this ion in the plant cell. *New Phytol.*, **97**: 1-13.
- LEMBRECHTS J.F., STOUTJESDIJK J.F., VAN GINKEL J.H. & H. NOORDIJK, 1990 - Soil-to-grass transfer of radionuclides: local variations and fluctuations as a function of time. In: Desmet G. et al. (eds.), Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments, pp. 524-531. Elsevier, London & New York.
- LEVI E., 1970a - Penetration, retention and transport of foliar applied single salt of Na, Rb and Cs. *Physiol. Plant.*, **23**: 811.
- LEVI E., 1970b - The influence of accompanying cations on the foliar uptake of Na, Rb and Cs. *Physiol. Plant.*, **23**: 871.
- LIVENS F.R., HORRIL A.D., & D.L. SINGLETON, 1991 - Distribution of radiocesium in the soil-plant systems of upland areas of Europe. *Health Physics*, **60** (4): 539-545.
- LIVENS F.R., FOWLER D. & A.D. HORRILL, 1992 - Wet and dry deposition of <sup>131</sup>I, <sup>134</sup>Cs and <sup>137</sup>Cs at an upland site in northern England. *J. Environ. Radioactivity*, **16**: 243-254.
- LUDWIG F., 1962 - Die Aufnahme von Caesium-137 durch Kartoffelblätter. *Z. Pfl. Ern. Dung. Bodenke.*, **99**: 190-194.
- MIDDLETON L.J., 1959 - Radioactive strontium and caesium in the edible parts of crop plants after foliar contamination. *Inter. J. Radiat. Biol.*, **1**: 387-402.
- MIDDLETON L.J., HANDLEY R. & R. OVERSTREET, 1960 - Relative uptake and translocation of potassium and cesium in barley. *Plant Physiol.*, **35**: 913-918.
- MILLER K.M., KUIPER J.L. & I.K. HELFER, 1990 - Cs fallout depth distribution in forest versus field sites: implications for external gamma-dose rates. *J. Environ. Radioactivity*, **12**: 23-47.
- MONTE L., QUAGGIA S., POMPCI F. & S. FRATARCANGELI, 1990 - The behaviour of <sup>137</sup>Cs in some edible fruits. *J. Environ. Radioact.*, **11**: 207-214.
- NIELSEN B. & M. STRANDBERG, 1988 - A literature study of the behaviour of the Cesium, Strontium and Plutonium in the soil-plants ecosystem. Risoe Nat. Labor., DK 40000 Roskilde. 71 pp.
- NIMIS P.L., GIOVANI C. & R. PADOVANI, 1986 - La contaminazione da Cesio-134 e Cesio-137 nei macromiceti del Friuli-Venezia Giulia nel 1986. *Studia Geobotanica*, **6**: 3-121.
- NIMIS P.L., GIOVANI C. & R. PADOVANI, 1990b - On the ways of expressing radiocesium contamination in plant for radioecological research. *Studia Geobotanica*. **10**: 7180.
- NISHITA H., ROMNEY E.M. & K.H. LARSON, 1965 - Uptake of radioactive fission products by plants. In: Fowler E.B. (ed.), Radioactive fallout, soils, plants, food, man. Elsevier, New York.
- PITMAN M.G., 1975 - Whole plant. In: Baker D.A. & J.L. Hall (eds.), Ion transport in plant cells and tissues, pp. 267-308. North Holland Publishing Company, Amsterdam.
- PITMAN M.G. & W.J. Cram, 1973 - Regulation of inorganic ion transport in plants. In: Anderson W.P. (ed.), Ion transport in plants, pp. 465-481. Academic Press, London.
- ROBERTSON R.N., 1958 - The uptake of minerals. In: Ruhland W. (ed.), Handbuch der Pflanzenphysiologie, **IV**: 241-279.
- ROSE S.L. & C.T. YOUNGBERG, 1981 - Tripartite association in snowbrush (*Ceanothus velutinus*): effects of vesicular-arbuscular mycorrhizae on growth, nodulation, and nitrogen fixation. *Can. J. Bot.*, **59**: 34-39.
- RUSSEL R.S., 1966 - Radioactivity and human diet. Pergamon

Press, Oxford.

RUSSEL R.S. & P. NEWBOULD, 1966 - Entry of strontium-90 into plants from the soil. In: Russel R.S. (ed.), Radioactivity and human diet, pp. 213-246. Pergamon Press~ Oxford.

SACCHI G.A. & M. COCUCCI, 1991 - Effects of monovalent cations, in particular cesium, on potassium efflux in maize (*Zea mays*) root segments. *G. Bot. Ital.*, **125**: 485.

SACCHI G.A. & M. COCUCCI, 1992 - Effects of deuterium oxide on growth, proton extrusion, potassium influx and in vitro plasma-membrane activities in maize roots segments. *Plant Physiol.*, **100**: 1962- 1967.

SALT C. & R.W. MEYES, 1990 - Seasonal patterns of <sup>134</sup>Cs uptake into hill pasture vegetation. In: Desmet G. et al. (eds.), Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments, pp. 334-340. Elsevier, London & New York.

SANDALLS J. & L. BENNET, 1992 - Radiocaesium in upland herbage in Cumbria. UK: a three year field study. *J. Environ. Radioact.*, **16**: 147-165.

SCHEFFER F. & P.R. SCHACHATSHABEL, 1979 - Lehrbuch der Bodenkunde. 10. Aufl. Enke, Stuttgart.

SCHULTZ R.C. & KORMANIK P.P., 1982 - Vesicular-arbuscular

mycorrhiza and soil fertility influence mineral concentrations in seedlings of eight hardwood species. *Can. J. For. Res.*, **12**: 829-834.

SCHULZ R.K., 1965 - Soil chemistry of radionuclides. *Health Phys.*, **11**: 1317.

SHEAHAN J.S., RIBEIRO-NETO L. & M.R. SUSSMANN, 1993 - Cesium-insensitive mutants of *Arabidopsis thaliana*. *The Plant J.*, **48**: 494-500.

SHEPPARD M.I. & D.H. THIBAUT, 1990 - Default soil/liquid partition coefficients, K<sub>s</sub>, for four major soil types: a compendium. *Health Phys.*, **59**: 471-482.

ULRICH A. & F.J. HILLS, 1967 - Principles and practices of plant analysis. In: Hardy G.W. (ed.), Soil testing and plant analysis, part II, pp. 11-24. Soil Society of America, Spec. Publ. n. 2.

WALLACE A., 1970 - Monovalent ion-carrier effects on transport of Rb-86 and Cs-137 into bush bean plants. *Plant and Soil*, **32**: 526-530.

ZANELLO L.P. & F.J. BERRANTES, 1992 - Blockade of K<sup>+</sup> channel of *Chara contraria* by Cs<sup>+</sup> and tetraethylammonium resemble that of K<sup>+</sup> channels in animal cells. *Plant Sc.*, 49-58.



# Naturopa

*Naturopa*, rivista illustrata del Centre Naturopa del Consiglio d'Europa.

Direttore responsabile: Hayo H. Hoekstra.

Ogni informazione su *Naturopa* e sul Centre Naturopa può essere richiesta al Centro o alle agenzie nazionali:

- Centre Naturopa, Conseil de l'Europe, BP 431 R6 F-67006 Strasbourg Cedex
- Dr.ssa E. Mammone, Ministero dell'Agricoltura, Ufficio Relazioni Internazionali, via XX settembre, 18 - 00187 Roma.

Articolo tratto da *NATUROPA*, n° 80, 1996

Ed. Centro europeo per la conservazione della natura

Consiglio d'Europa, Strasbourg.

## La Strategia di Siviglia

### Nuovo concetto di conservazione e sviluppo

Le riserve di biosfera stanno per assumere un nuovo ruolo. Esse diventeranno non solo un mezzo per permettere alla popolazione che vive al loro interno o alla loro periferia di svilupparsi in equilibrio con l'ambiente naturale, ma contribuiranno anche ai bisogni della società in generale, mostrando la via per un futuro più durevole. Quest'approccio è al cuore della nostra visione del futuro per le riserve di biosfera del 21° secolo.

Questa parte della Strategia di Siviglia illustra bene l'evoluzione delle riserve di biosfera, considerate all'inizio del Programma MAB dell'UNESCO, nel 1974, essenzialmente strumenti di ricerca e di conservazione. Tuttavia, già allora, si trattava di creare un nuovo tipo di aree protette in cui le attività umane, lungi dall'essere proibite, facessero parte integrante della zona.

### Tre funzioni

Ogni riserva di biosfera è destinata ad avere tre funzioni: una funzione di **conservazione** per preservare le risorse genetiche, le specie, gli ecosistemi e i paesaggi; una funzione di **sviluppo** per incoraggiare uno sviluppo economico ed umano durevole e una funzione di **appoggio logistico** per sostenere ed incoraggiare le attività di ricer-

ca, di formazione e di controllo permanente. La zonizzazione delle riserve ha permesso di localizzare le diverse attività che corrispondono a queste tre funzioni: l'area (o le aree) centrale è dedicata alla protezione a lungo termine; nella o nelle zone tampone vengono svolte solo attività compatibili con gli obiettivi della conservazione, mentre la zona di transizione –o area di cooperazione– può comprendere attività agricole, insediamenti umani o aziende; è in quest'ultima che le comunità locali, le agenzie di gestione, gli scienziati, le organizzazioni non governative, i gruppi culturali, in breve tutti i partner, cercano di lavorare insieme per gestire e sviluppare durevolmente le risorse della regione.

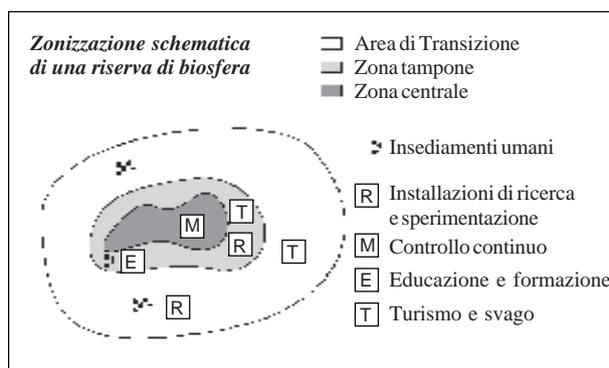
### Un terzo della rete è in Europa

Un quadro di questo tipo è particolarmente adatto al contesto europeo, continente dove l'occupazione umana è di antica data e dove la conservazione della natura è ostacolata da difficoltà particolari. Sulle circa 330 riserve di biosfera che costituiscono la Rete mondiale, circa 1/3 è situato in Europa. Ovviamente, non tutte funzionano perfettamente. Tuttavia la Conferenza di Siviglia, che ha riunito nel marzo 1995 circa 400 esperti, ha permesso di confrontare esperienze spesso molto diverse e di mettere in evidenza la ricchezza di questo contesto e delle sue applicazioni.

In certi paesi, la riserva di biosfera è diventata un vero e proprio strumento di assetto territoriale e un quadro per la concertazione con le collettività locali. La Riserva di biosfera di Rhöen in Germania per esempio, si estende su tre Länder diversi che collaborano alla sua gestione. La dimensione geografica delle riserve di biosfera è quindi aumentata dato che isole intere, come Minorca o Lanzarote in Spagna o le isole del Ponant in Francia, sono state dichiarate riserve di biosfera, ciò che permette di esaminare in modo globale i problemi di gestione e di protezione degli ambienti terrestri e marini ivi presenti.

Favorendo la creazione di riserve di biosfera transfrontaliere, come tra Polonia e Slovacchia, a Tara, così come in altre parti del mondo, l'UNESCO contribuisce anche a rafforzare i legami tra paesi una volta isolati.

Così, in Europa come nel resto del Mondo, le riserve di biosfera permettono di dimostrare che la conservazione delle risorse naturali e il loro sfruttamento durevole possono



no essere concepiti solo con azioni radicate nelle tradizioni delle società interessate e con la loro completa adesione. È in questo senso che il messaggio della Strategia di Siviglia ha futuro.

*Pierre Lassere*

*Direttore della Divisione delle scienze ecologiche  
UNESCO - 1, rue Miollis. F-75015 Paris*

## Strategia dell'UICN

Se i responsabili politici ammettono ormai che la protezione dell'ambiente costituisce un elemento essenziale dello sviluppo durevole, essi non hanno ancora tradotto le parole in atti.

Rio ha evitato di indicare esplicitamente le cause fondamentali del degrado dell'ambiente e dell'assenza di sviluppo: perversione del sistema economico e commerciale mondiale, peso esorbitante del debito internazionale, risorse sprecate nella corsa agli armamenti, inefficienza di certi governi. In particolare, Rio ha evitato un problema centrale: come garantire l'equilibrio tra le popolazioni umane e i sistemi naturali indispensabili alla loro vita? Il programma Azione 21 si preoccupa dei sintomi –per esempio l'inquinamento e la scomparsa degli habitat– e non delle cause. Il dopo-Rio è stato deludente, visto che i paesi vi hanno dedicato, nei migliori dei casi, solo una ridottissima parte delle risorse finanziarie e umane supplementari di cui abbiamo disperatamente bisogno.

Proviamo una certa delusione a constatare che il movimento ecologico mondiale, dopo quarant'anni di

lavoro sostenuto e nonostante numerosi successi, ancora non è riuscito a suscitare una volontà collettiva di salvare il pianeta e i suoi abitanti.

### Salvare il pianeta

Questi problemi hanno condotto l'UICN a formulare raccomandazioni in un documento intitolato *Salvare il pianeta - Strategia per il futuro della vita*, dichiarazione di principio e, nel contempo, elenco di misure concrete aventi obiettivi precisi. Contrariamente ad altri documenti internazionali, esso riconosce la necessità di un progresso sociale, riaffermando l'importanza della conservazione della natura e delle sue risorse. *Salvare il pianeta* segue la Strategia mondiale della conferenza elaborata dall'UICN nel 1980. Allora era stato definito il concetto di "sviluppo durevole", reso poi ulteriormente popolare dalla Commissione Brundtland e dalla Conferenza delle Nazioni Unite a Rio.

Come il documento precedente, *Salvare il pianeta* parte da un principio etico: dobbiamo rispettare e proteg-

gere la comunità vivente. Dopo questa affermazione, il cambiamento dipende innanzi tutto da ognuno di noi e soprattutto dal nostro comportamento e dalle nostre abitudini di consumo.

*Salvare il pianeta* raccomanda che le principali decisioni relative allo sfruttamento della natura e delle sue risorse siano prese a livello delle popolazioni locali.

Su scala nazionale, il documento propone strategie nazionali della conservazione, integrando ovviamente il concetto di sviluppo durevole in quello di "conservazione". Queste strategie postulano che i problemi relativi all'ambiente e allo sviluppo siano di natura intersettoriale e non di competenza di un unico ministero o governo.

A livello internazionale, *Salvare il pianeta* insiste sulle necessità di un'alleanza mondiale. Bisogna creare non una nuova organizzazione o superstruttura internazionale, ma una reale determinazione dei gruppi politici e sociali più diversi ad agire a favore di obiettivi comuni. In effetti, solo una volontà internazionale riuscirà a salvare l'atmosfera e i mari. Solo una collaborazione fra le nazioni permetterà di combattere lo squilibrio tra ricchi e poveri per eliminare la povertà e per rispettare la dignità umana, preservando la generosità della natura.

### **Parchi per la vita**

Le zone protette comprendono i paesaggi più attraenti, più spettacolari e più evocatori, come pure gli ecosistemi più notevoli e alcune delle più antiche culture europee. Il futuro di queste zone rimane incerto, come quello dei parchi, delle riserve naturali e dei siti protetti, dovunque si

trovino. Tuttavia, l'Europa sembra privilegiata se paragonata ad altre regioni del pianeta che subiscono numerose aggressioni. In effetti, essa beneficia di numerose carte vincenti: popolazione umana generalmente stabile, relativa prosperità, capacità agricola eccedente, nuovo clima di cooperazione tra le nazioni, sensibilizzazione crescente dell'opinione pubblica, tutti fattori favorevoli alle zone protette.

Il piano *Parks for life: action for protected areas in Europe* intende approfittare di questa situazione privilegiata. Esso costituisce anche una risposta al Congresso mondiale sui parchi, tenutosi a Caracas nel 1992, che raccomandava di elaborare piani regionali per avviare misure nazionali e locali parallelamente agli obiettivi mondiali.

Questo piano riguarda le zone protette europee. Ma numerosi temi sviluppati – partecipazione delle popolazioni locali, necessità di pianificare e di gestire le zone protette in un contesto più ampio, importanza di cogliere le occasioni che si presentano e di avvertire i pericoli – sono applicabili dappertutto. Ciò rimane vero anche per lo spirito di collaborazione in cui fu elaborata. Attraverso il Congresso mondiale dei parchi e l'insieme dei suoi membri, l'UICN si impegnerà nella realizzazione del piano e, contemporaneamente, aiuterà altri paesi del mondo ad adattare e concretizzare gli insegnamenti tratti dall'applicazione di analoghi piani regionali.

---

Liz Hopkins  
Unione mondiale per la natura (UICN)  
Rue Mauverney 28. CH - 1196 Gland

---



# La strategia paneuropea della diversità biologica e paesaggistica

Articolo tratto da *NATUROPA*, n° 80, 1996

Ed. Centro europeo per la conservazione della natura  
Consiglio d'Europa, Strasbourg.

Esistono vari modi di considerare l'Europa. Dal punto di vista socio-economico, i paesi che lavorano in stretta collaborazione nell'Unione Europea formano un gruppo potente, nonostante le loro differenze. Sul piano della diversità biologica, il sud e l'est del continente sono molto più interessanti della parte occidentale e settentrionale. Già molti anni fa l'UE si era dotata di meccanismi finanziari per aiutare lo sviluppo economico dei suoi paesi membri più sfavoriti e delle loro regioni. Solo molto recentemente, invece, la Commissione europea ha indicato che nel quadro della sua "politica di coesione" (utilizzo dei Fondi strutturali, del Fondo di coesione) il carattere orizzontale della dimensione ambientale, come pure la diversità delle situazioni delle varie regioni della Comunità (comunicazioni della Commissione al Consiglio, al Parlamento europeo, al Comitato economico e sociale e al Comitato delle regioni, novembre 1995) sarebbero stati maggiormente presi in considerazione, conformemente alle disposizioni del Trattato di Maastricht.

Per quanto riguarda i paesi d'Europa centrale e orientale (PECO), l'UE ha elaborato diversi programmi (PHARE, TACIS), che mirano essenzialmente ad aiutare questi paesi in transizione nel campo economico. Sono anche stati lanciati programmi a favore dell'ambiente. Tuttavia, finora essi riguardano essenzialmente l'ambiente "grigio" e non l'ambiente "verde". È così per la attività della Banca europea per la ricostruzione e lo sviluppo (BERD), per la Banca europea d'investimenti (BEI) e per la Banca mondiale. Sembra che siamo sul punto di ripetere gli errori fatti in passato – e troppo spesso ancora oggi – nei paesi occidentali e cioè di dare sistematicamente la priorità allo sviluppo economico, invece di prendere in considerazione l'ambiente in tutti i settori d'attività. È un peccato, perché la parte orientale dell'Europa è molto ricca sul piano della diversità biologica e comprende vaste riserve naturali ancora intatte e immense zone seminaturali, dove è praticata un'agricoltura tradizionale (estensiva). Come preservare la maggior parte di queste ricchezze naturali? Siccome tutti i paesi si sono impegnati firmando (e per buona parte, ratificando) la Convenzione sulla diversità biologica per preservare la biodiversità dell'Europa, una cooperazione internazionale è indispen-

sabile. Inoltre, sarebbe pericoloso aspettare che altri paesi abbiano raggiunto l'UE. Questi principi sono ammessi già da anni e, grazie all'azione della Commissione economica per l'Europa dell'Organizzazione delle Nazioni Unite (in collaborazione con altri organismi come il Consiglio d'Europa e il PNUE, il cui campo di attività si estende all'insieme dell'Europa), il processo "un ambiente per l'Europa" ha potuto essere lanciato con l'appoggio di tutti i Ministri dell'Ambiente europei.

Negli ultimi sei anni, i Ministri si sono già incontrati tre volte (Dobris, Lucerna, Sofia) e hanno adottato vari programmi e piani d'azione relativi all'ambiente. Alla fine della Conferenza delle Nazioni Unite sull'ambiente e sullo sviluppo (Rio, 1992), è stato evidenziato che le attività comuni a favore dell'ambiente naturale (biodiversità) dell'Europa potevano essere lanciate nel quadro del processo "Un ambiente per l'Europa". A questo fine, è stato deciso a Lucerna di elaborare, sotto gli auspici del Consiglio d'Europa, una Strategia paneuropea della diversità biologica e paesaggistica, sottoposta per l'approvazione alla Conferenza ministeriale di Sofia alla fine del 1995.

Questa Strategia costituisce uno strumento non vincolante, con una specificità: essa si basa sugli obblighi comuni contenuti nella Convenzione sulla diversità biologica e considera che le differenze che esistono in Europa possono essere l'occasione di azioni integrate, sempre basate sui concetti di solidarietà internazionale e di patronato responsabili. Inoltre, essa permette di definire priorità per la conservazione della natura nell'insieme dell'Europa e di combinare vari strumenti e fonti di finanziamento senza introdurre altre pesantezze burocratiche.

## Il contenuto della Strategia

L'idea fondamentale della Strategia è di migliorare sensibilmente le interazioni tra uomo e ambiente. Non basta proteggere occasionalmente una determinata riserva o specie per preservare durevolmente la natura.

La Strategia richiede che i vari settori economici – agricoltura, energia, industria, turismo, pesca, silvicoltura

e trasporti– contribuiscano attivamente alla conservazione e al restauro dell'ambiente naturale. In effetti, siccome il degrado dell'ambiente in Europa deriva dalle attività socio-economiche, la tendenza può essere invertita solo se questi settori partecipano attivamente alla definizione e all'applicazione delle politiche di conservazione.

La Strategia incoraggerà le attività lanciate a livello locale e regionale per sensibilizzare il pubblico e associarlo maggiormente alla conservazione del patrimonio naturale europeo. È la prima volta che la protezione dei paesaggi storicamente definiti dall'uomo, che conferiscono alle regioni europee la loro identità, beneficiano della stessa attenzione della preservazione degli habitat e delle specie.

Prevista per i prossimi venti anni (1996-2016), la Strategia sarà divisa in quattro Piani d'azione quinquennali. Ogni piano si occuperà dei problemi ritenuti più importanti per i rispettivi periodi. Le possibilità eccezionali offerte dai cambiamenti sociali, politici ed economici che conosce attualmente l'Europa saranno sfruttate al massimo. La divisione della Strategia in Piani d'azione permetterà di adattarsi alle evoluzioni future e di trarre il massimo dalle occasioni che potranno presentarsi.

Il Primo Piano d'azione (1996-2000) definisce 11 campi d'azione principali, centrati sulla conservazione e sullo sfruttamento economico durevole dell'ambiente naturale. Esso insiste in particolare sull'agricoltura e sull'economia rurale, dato che costituisce il settore che influisce più direttamente sulla diversità biologica e paesaggistica. Inoltre le politiche e le pratiche agricole conoscono attualmente cambiamenti che offrono possibilità di intervento. Tra gli altri problemi importanti, citiamo:

- l'avvio di reti ecologiche nazionali e la creazione di una rete ecologica paneuropea entro dieci anni;
- la sensibilizzazione del pubblico e la sua partecipazione alla conservazione;
- la preservazione dei paesaggi culturali e rurali tipici.

Le misure prioritarie definite nel piano d'azione 1996-2000 sono suscettibili di essere integrate nei programmi esistenti degli organismi internazionali, delle autorità governative, delle imprese o delle ONG. Queste istituzioni, quindi, possono lanciare progetti autonomi conformi agli obiettivi del Piano d'azione e finanziati sui loro bilanci attuali, contribuendo in questo modo alla realizzazione del Piano

In conclusione, possiamo dire che la Strategia paneuropea della diversità biologica e paesaggistica è innovatrice sotto vari aspetti. Essa definisce obiettivi comuni per le attività nazionali e regionali di tutti i paesi europei.

Tuttavia, essa non introdurrà una regolamentazione o una burocrazia supplementari e non necessiterà di altri consistenti finanziamenti. Le convenzioni, i programmi e i fondi esistenti saranno pienamente sfruttati. Gli obiettivi comuni costituiranno un quadro che permetterà di proporre una risposta coerente alla Convenzione sulla diversità biologica.

### **Dopo la Dichiarazione di Sofia**

A Sofia, i ministri si sono congratulati della "volontà del Consiglio d'Europa e del PNUE, in collaborazione con l'OCSE e l'UICN, di costituire un gruppo specializzato o ogni altro strumento adeguato per garantire il sostegno all'applicazione, al coordinamento della Strategia e al suo sviluppo futuro". A questo riguardo, essi hanno chiesto "che sia lanciato un processo di consultazione e di collaborazione il più largo possibile per raggiungere gli obiettivi della Strategia in modo da render conto dei progressi realizzati alla prossima Conferenza" che si svolgerà a Copenaghen nella primavera del 1998.

Esiste attualmente un dibattito sulla forma più adeguata per il gruppo speciale e il suo segretariato. Conviene tuttavia trovare una soluzione originale, in modo che le competenze delle varie istituzioni che lavorano in questo campo non costituiscano ostacoli, ma siano invece utilizzate in modo elastico e sinergico. Inoltre, la partecipazione di tutti i partner interessati non deve produrre ritardi o fermi (riunioni pletoriche, spese di viaggio elevate, pesantezze amministrative, ecc.).

Fortunatamente, numerose attività in corso possono già iscriversi nel quadro della Strategia. Il Centro europeo per la Conservazione della natura (European Centre for Nature Conservation, ECNC), che ha contribuito in particolare modo all'elaborazione della Strategia, ha ritenuto utile elaborare un inventario di tutte le risorse finanziarie disponibili (fondi dell'UE, banche, donazioni private, lotterie, donatori bilaterali, ecc.) che potrebbero essere destinate alla promozione della biodiversità. In giugno, l'ECNC organizzerà, basandosi sulle informazioni raccolte e con l'aiuto di specialisti, una conferenza di due giorni sulle "possibilità originali di finanziamento per la preservazione della diversità biologica dell'Europa", per dimostrare che l'applicazione della Strategia non è solo utopia.

---

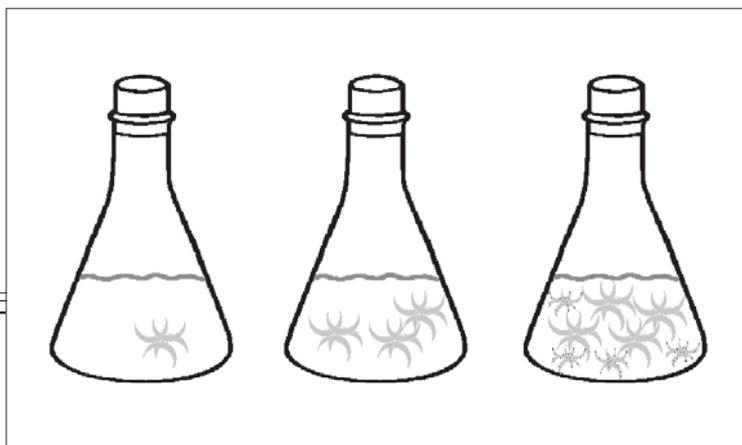
*Fritz C. Prillewitz*

*Direttore esecutivo European Centre for Nature Conservation.*

*B.P. 1352, NL - 5004 BJ Tilburg.*

---

## SEGNALAZIONI



G. SBRILLI, A. LIMBERTI, G. CALDINI, A. CORSINI

# Metodologia di saggio algale per il controllo dei corpi idrici e delle acque di scarico

ARPAT, Firenze, 1998

Nel volume vengono messe in risalto le notevoli potenzialità della metodologia di saggio algale applicata al controllo delle acque.

Di particolare rilievo sono le informazioni che il metodo è capace di fornire in relazione allo stato trofico dei corpi idrici ricettori (l'individuazione del fattore limitante la crescita algale, la determinazione delle concentrazioni di nutrienti biodisponibili) ed in relazione alla caratterizzazione dalle acque di scarico (valutazione della tossicità cronica e dell'effetto eutrofizzante).

La metodologia pubblicata trae origine dai metodi EPA degli anni '70, ma comprende anche numerose modifiche apportate al metodo sulla base delle indicazioni fornite da pubblicazioni scientifiche, da istituti di ricerca e dall'esperienza maturata nel corso degli ultimi 10 anni dagli attuali laboratori ARPAT.

La caratteristica di "manuale di laboratorio" è rafforzata dalle appendici comprendenti i metodi per la valutazione delle curve di crescita algale, i metodi rivolti alla determinazione dei fattori di conversione in biomassa e di produzione di biomassa, e i sistemi di calcolo statistico.

La metodologia di saggio algale dimostra impor-

tanti caratteristiche di economicità e di semplicità d'uso, coniugate con la capacità di produrre numerose informazioni sulla qualità ambientale.

Il volume è disponibile presso l'ARPAT, Settore Tecnico CEDIF, via Baracca, 9 - 50127 Firenze. Tel. 055 3206355; Fax 055 3206367; e-mail cedoc@fi.nettuno.it

### Indice

- Il saggio algale
- Saggio algale per la valutazione della qualità dei corpi idrici
- Utilizzazione di *Selenastrum capricornutum* (*Raphidocyllis subcapitata*) nel saggio algale per la valutazione della qualità delle acque dolci superficiali
- Utilizzazione di *Dunaliella tertiolecta* nel saggio algale per la valutazione della qualità delle acque marine costiere
- Saggio algale per la valutazione della tossicità delle acque di scarico
- Utilizzazione di *Selenastrum capricornutum* (*Raphidocyllis subcapitata*) nel saggio algale per la valutazione della tossicità delle acque di scarico
- Utilizzazione di *Dunaliella tertiolecta* nel saggio algale per la valutazione della tossicità delle acque di scarico
- Appendici (n° 11)
- Bibliografia

CENTRO  
ITALIANO  
STUDI DI  
BIOLOGIA  
AMBIENTALE

A.S.L.  
Città  
di  
Milano

AGENZIA NAZIONALE PROTEZIONE AMBIENTE  
PROVINCIA DI MILANO  
PROVINCIA DI LODI

Corso di formazione:

## L'ANALISI STATISTICA DEI DATI AMBIENTALI

Centro Istruzione IBM, Novedrate (Como)

19-23 ottobre 1998

### TOSSICOLOGIA AMBIENTALE

Il trattamento dei dati

- caratteristiche dei dati di tipo graduale e di tipo quantale, caratteristiche dei punteggi

Relazione tra concentrazione e dati di tipo quantale

- regressione lineare; intervallo di confidenza

Relazione tra concentrazione e dati di tipo graduale

- regressione lineare; intervallo di confidenza
- regressione non lineare; intervallo di confidenza

Analisi critica delle metodiche di valutazione di NOEC e ADI

- metodi alternativi
- analisi critica dei processi di Hazard Assessment
- uso dei fattori di sicurezza
- modelli previsionali statistici alternativi

### ECOLOGIA

Analisi di dati ecologici

- analisi della varianza a uno o più fattori di controllo
- test di confronto multiplo

Diversità ecologica e indici di diversità

- analisi gerarchica della diversità ecologica

Aggregazione di specie e similarità

- indici di aggregazione, di similarità, di distanza

Analisi di aggregazione

### ANALISI DELLE SERIE STORICHE

Rappresentazione delle serie storiche

- grafici cartesiani, diagrammi polari; i quantili nella statistica descrittiva

Il ciclo-trend  $T_t$  in una serie univariata

- regressione rispetto ad una funzione di  $t$ , perequazione mediante le medie mobili, indice di infedeltà

La stagionalità  $s_t$  in una serie univariata

- metodi basati su medie mobili, su modelli regressivi, su modelli stocastici

L'accidentalità  $e_t$

- test parametrici, test non parametrici

Trasformazione dei dati

- scopi e tipi

La preparazione statistica fornita dai corsi di laurea si rivela spesso insufficiente per affrontare i problemi della professione.

L'esigenza più sentita è quella della conoscenza applicativa delle metodologie statistiche, soprattutto in considerazione del fatto che i test riportati nei programmi informatici più diffusi richiedono una spiegazione meno sommaria e più comprensibile di quella presente nei manuali d'uso.

Il corso di formazione si prefigge di rispondere a questa richiesta sia attraverso l'analisi preliminare dei dati per l'identificazione della più corretta trattazione, sia attraverso la presentazione di alcuni dei concetti della statistica più ampiamente utilizzati in campo ambientale, illustrati dettagliatamente in tutti i passaggi logici e ripetuti in molti esempi nelle loro modalità applicative.

Grazie alla lungimiranza ed al sostegno dell'Agenda Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, della Provincia di Milano e della Provincia di Lodi e con il patrocinio dell'A.S.L. Città di Milano, il Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale può quindi affrontare questa nuova avventura formativa.

*Docenti del corso:*

Prof. **Guido Pacchetti**

Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Milano

Prof. **Angela Santagostino**

Dipart. di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Milano

Prof. **Lamberto Soliani**

Dipart. di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Parma



**Per informazioni:**

*Dr.ssa Rossella Azzoni*

*Presidio Multizonale di Igiene e Prevenzione*

*A.S.L. Città di Milano*

*Via Juvara, 22 - 20129 Milano*

*Tel. 02-7572.2283*

*Fax 02-7012.4587; 02-7572.2209*

**arpa** AGENZIA REGIONALE PREVENZIONE  
E AMBIENTE DELL'EMILIA-ROMAGNA

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI BOLOGNA

CONSIGLIO NAZIONALE DELLE RICERCHE

SOCIETÀ CHIMICA ITALIANA,  
DIVISIONE DI CHIMICA AMBIENTALE

FONDAZIONE FLAMINIA RAVENNA



Quinto Convegno Nazionale

## AIR QUALITY '98

Ravenna, Palazzo Mauro De Andrè

25-28 Ottobre 1998

### OBIETTIVI DEL CONVEGNO

- riunire chimici, fisici, biologi, tossicologi, epidemiologi, per rafforzare la sinergia necessaria a comprendere le relazioni tra qualità atmosferica ed effetti biologici e sanitari. Ricercatori ed operatori ambientali troveranno qui una sede comune per discutere studi teorici ed applicativi sulle tematiche più avanzate in questo campo
- confrontare proposte organizzative e di intervento per il controllo dell'inquinamento atmosferico
- presentare studi sugli effetti della qualità dell'aria sulla conservazione del patrimonio monumentale
- offrire a legislatori ed amministratori proposte per soluzioni operative, legislative, tecnologiche, informativo-educative
- costituire un tassello significativo nello sforzo di elaborare una corretta comunicazione del rischio ambientale attraverso un'equilibrata interpretazione del contenuto scientifico.

### PROGRAMMA

Domenica 25 ottobre

**Inaugurazione, Presentazione del convegno, Conferenza plenaria**

Lunedì 26 ottobre

**Sessione 1: Distribuzione della contaminazione atmosferica**

**Sessione 2: Origine, prevenzione e controllo dell'inquinamento atmosferico**

Martedì 27 ottobre

**Seguito della sessione 2**

**Sessione 3: Effetti sui beni culturali**

Mercoledì 28 ottobre

**Sessione 4: Effetti biologico-ambientali, tossicologici e sanitari**

**Sessione 5: Comunicazione e scuola**



### Segreteria organizzativa:

ARPA EMILIA ROMAGNA:

Saverio Giaquinta

Tel. 0544 210610

Franca Strumia

Tel. 0544 210652

UNIVERSITÀ DI BOLOGNA:

Laura Tasitti

Tel. 051 259531

PER LE SCUOLE: CIRED VENEZIA:

Fausta Carasso Mozzi

Tel. 041 5901907