

biologia ambientale

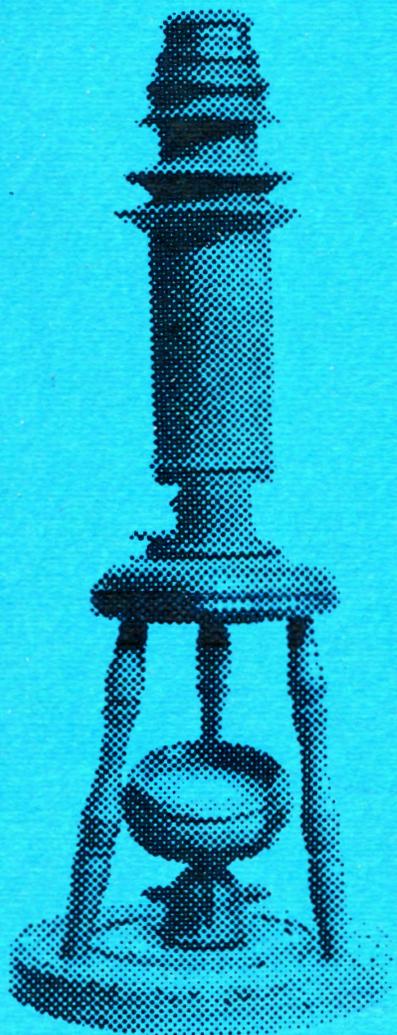
1

gennaio
febbraio
1993

BOLLETTINO C.I.S.B.A. anno VII n. 29

inserto speciale:

LA GESTIONE
NATURALISTICA
DEI FOSSI



SOMMARIO

EDITORIALE	3
SAGGI TOSSICOLOGICI	5
<i>Daphnia magna</i> nel controllo tossicologico delle acque superficiali. Problemi relativi alla nutrizione degli organismi di saggio di M. Amodei & R. Azzoni, A. Ardemagni, P. Pasquini	
IGIENE URBANA	11
Gli acari degli alberi di Milano di G.C. Lozza, F. Caserio, F. Ottoboni	
CARTOGRAFIA TEMATICA	15
Un atlante al servizio dell'agricoltura di U. Baldini, V. Beltrame, G. Lupatelli	
ABSTRACTS	19
SEGNALAZIONI	31
PAGINE APERTE	34
Saggio di tossicità per effluenti complessi di M. Bucci, G. Sbrilli	
Impatto di uno scarico zootecnico accidentale sul macrobentos fluviale e successivo ripopolamento di R. Merloni, I. Belletti, G. Quintabà	
APPUNTAMENTI	39



biologia ambientale

Bollettino C.I.S.B.A. n. 1/1993

direttore responsabile
Paolo Carta

REDAZIONE

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

Hanno collaborato a questo numero:

Alessandra Ardemagni
Rossella Azzoni
Miria Amodei
Ugo Baldini
Ivano Belletti
Valentina Beltrame
Mario Bucci
Mirka Galli
Giampiero Lupatelli
Bruno Maiolini
Roberto Merloni
Franco Palmieri
Paola Pasquini
Giancarlo Quintabà
Paolo Resti
Giuseppe Sansoni
Giancarlo Sbrilli

Numero chiuso in redazione il 25/2/1993

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 nazionali concernenti la tutela ambientale.

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

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

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

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

I dattiloscritti, compreso il materiale illustrativo, saranno sottoposti a 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



n una società tecnologica si impone il decisivo interrogativo sull'uso e la finalità della tecnica stessa.

Bisogna innanzitutto delineare il senso e l'indole della tecnica in riferimento all'uomo che ne è soggetto ed oggetto, cioè l'autore in quanto ideatore ed il fine in quanto fruitore.

Non c'è dubbio che, nella nostra società postindustriale, emergano due attitudini contrastanti sul significato ed il fine della tecnologia: da un lato, la tendenza al ritorno ad un ipotetico "stato di fortuna"; dall'altro, l'eccessiva fiducia in un ottimismo progressista.

Entrambe le tendenze sono improponibili e velleitarie, se solo si esamina con cura il complesso ruolo della tecnologia in rapporto alla vita umana in sé e nella dinamica storico-sociale.

E' indubbio che la "tecnica differenzia l'uomo dall'animale" a tal punto che un uomo senza tecnica non è un uomo.

La tecnica, al di là di certe attitudini ideologiche, demagogiche o moralistiche, rappresenta la riforma che l'uomo imprime alla natura in vista della soddisfazione delle proprie necessità. In tal modo, la tecnica non concerne solo l'ideazione di mezzi per reagire all'ambiente e sopravvivere, ma riguarda soprattutto la progettazione di una "qualità della vita", che superi le mere necessità biologiche.

L'uomo, infatti, pur essendo impegnato a stare nel mondo, è soprattutto

to impegnato "a stare bene".

Pertanto, per l'uomo è necessario solo ciò che è oggettivamente superfluo; la tecnica è così la produzione del superfluo, oggi come nell'epoca paleolitica. E' certo il mezzo per soddisfare i bisogni umani.

Per questo l'animale è a-tecnico. Si accontenta del vivere e dell'oggettivamente necessario per la semplice sussistenza.

Ma l'uomo è tale perchè per lui l'esistenza significa sempre il benessere, proprio perchè è tecnico, creatore del superfluo.

L'era attuale ripropone una formidabile sfida concernente la valutazione delle necessità e dei bisogni umani, oltre che del corretto uso o abuso della tecnica. Ciò complica notevolmente le cose perchè è difficile sapere ciò che l'uomo ha inteso, intende o intenderà per benessere.

Inoltre l'era attuale ripropone alla coscienza individuale e collettiva angosciosi interrogativi sul senso ed i limiti di un progresso illimitato e, sovente, irresponsabile.

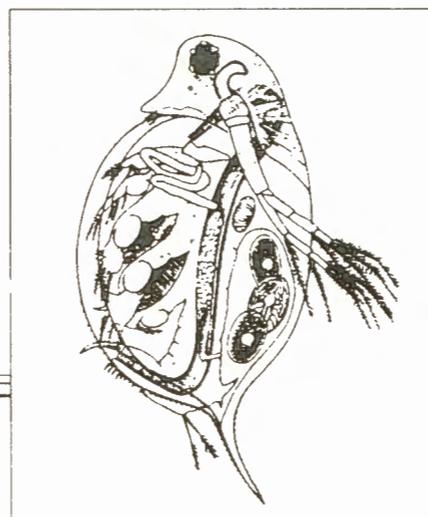
C'è infatti chi crede che la tecnica attuale sia storicamente più salda perchè possiede caratteristiche che la distinguono da tutte le altre, ad esempio il suo fondamento nella scienza. Tale presunta sicurezza è illusoria: l'indiscutibile superiorità della tecnica attuale è il suo fattore più debole. Poichè essa poggia sull'esattezza della scienza, infatti, si basa su un maggior numero di presupposti e condizioni delle tecniche precedenti le quali erano, in fin dei conti, più indipendenti e spontanee.

Proprio simili sicurezze stanno mettendo in discussione e rendendo precaria la cultura europea.

Il progresso, infatti, credendo di essere giunto ad un livello storico da cui sarebbe impossibile un sostanziale regresso e dal quale procede meccanicamente all'infinito, ha allentato ogni cautela umana ed ogni prudenza, rendendo nuovamente possibile l'irruzione della barbarie nel mondo.

E' ovvio, pertanto, che la tecnica può essere sì strumento di progresso e di vita più umana ma anche, per altro verso, può risolversi nell'autosoppressione della vita stessa.

SAGGI TOSSICOLOGICI



Daphnia magna NEL CONTROLLO TOSSICOLOGICO DELLE ACQUE SUPERFICIALI

Problemi relativi alla nutrizione degli organismi di saggio

Miria Amodei* & Rossella Azzoni*, Alessandra Ardemagni**, Paola Pasquini**

Il Piano Regionale di Risanamento delle Acque (P.R.R.A.) della Regione Lombardia fissa quattro classi di qualità dei corpi idrici, definite in funzione di usi multipli delle risorse; i corpi idrici che non soddisfano i requisiti di tali classi sono da considerare inquinati⁽¹⁾.

La classificazione delle acque lombarde prevede come criterio di qualità per le acque di classe inferiore l'assenza di tossicità acuta alla vita acquatica; una nota esplicativa del Piano precisa che "i campioni prelevati dai corpi idrici, non diluiti, devono permettere in condizione di aerazione la sopravvivenza di almeno il 90% degli animali utilizzati per il saggio tossicologico per un periodo di 96 h alla temperatura di 15 °C; la specie impiegata per il saggio deve essere,

similmente a quanto previsto dalla Tabella A della Legge 319, *Salmo gairdnerii* Rich". Prosegue, inoltre, specificando che "quanto sopra rappresenta un criterio operativo; tuttavia, nell'ipotesi in cui l'uso riconosciuto più esigente sia la salvaguardia della vita acquatica, deve essere opportunamente verificata l'assenza di fenomeni di tossicità cronica."

Considerazioni di ordine pratico -fra cui il numero di stazioni di prelievo previste dal protocollo operativo del P.M.I.P., i volumi di campione da raccogliere per l'allestimento dei saggi, le esigenze vitali della trota iridea rispetto alle attrezzature disponibili- hanno condotto alla convinzione dell'opportunità di sostituire l'organismo di saggio *Salmo gairdnerii* con *Daphnia magna*.

Poiché i test statici a 96 ore con vertebrati sono considerati sperimentazioni per la ricerca di fattori di tossicità acuta, la sostituzione dell'organismo di saggio impone di organizzare test di uguale potenza: il

* Presidio Multizonale di Igiene e Prevenzione
via F. Juvara, 22 - 20129 Milano

** P.M.I.P. Milano (volontarie)

confronto ritenuto più confacente è quello che comporta l'esposizione di *Daphnia magna* per 48 ore^(2,3).

Nonostante ciò, considerata la necessità di differenziare l'approccio nei confronti della matrice "fiume" rispetto a quella "acqua di scarico", per la quale è stato prospettato l'uso del medesimo saggio⁽⁴⁾, si è preferito tentare di aumentare l'informazione tossicologica attraverso l'adozione di un test acuto protratto onde poter disporre di parametri dei quali valutare la relazione con il benessere degli organismi. L'incremento del tempo di esposizione degli organismi di saggio richiede, però, di pareggiare la potenzialità alimentare delle acque di fiume rispetto a quella dell'acqua utilizzata per condurre le sperimentazioni di controllo. A questo proposito si può procedere, mediante filtrazione della matrice, all'eliminazione dalle acque di fiume delle popolazioni batteriche, protozoarie ed algali, nonché dei solidi sospesi⁽⁵⁾. Poiché eventuali fenomeni di incompatibilità con la vita acquatica, compresa la biodisponibilità degli xenobiotici, sono comunque determinati dalla matrice in toto, si è ritenuto inopportuno manipolare in tal senso i campioni e si è preferito ricorrere all'arricchimento dell'acqua di allevamento utilizzata per la conduzione dei saggi di controllo.

Nella presente nota verranno discussi i problemi connessi con la nutrizione degli organismi di saggio, per definire la procedura di uno schema metodologico che consenta di ottenere organismi di controllo confrontabili con i trattati.

MATERIALI E METODI

Il test acuto protratto adottato consiste nell'esposizione di *Daphnia magna* ad acqua di fiume indiluita per 7 giorni; a tempi determinati (24 e 48 ore; 5, 6 e 7 giorni) viene rilevato il numero di dafnie immobili ed il numero di dafnie che presentano uova nella camera di incubazione, mentre al settimo giorno viene misurato anche il peso secco degli organismi.

Per i saggi vengono utilizzati neonati di età inferiore alle 24 ore, nati da dafnie allevate con la procedura IRSA-CNR⁽⁶⁾; le condizioni operative di conduzione del saggio sono le seguenti:

- temperatura: 20 ± 2 °C
- fotoperiodo: 16 ore di luce e 8 ore di buio
- illuminazione: 300 lux circa

Vengono allestite 6 repliche per ogni campione,

costituite ognuna da un volume di 50 ml in cui vengono trasferiti 5 neonati; le repliche di controllo utilizzano acqua di allevamento semisintetica. Ogni campione è costituito dall'acqua prelevata in una certa stazione di campionamento, in una certa data, suddivisa in tre aliquote: le soluzioni vengono rinnovate dopo 48 e dopo 120 ore di esposizione dei dafnidi ricorrendo alle aliquote refrigerate; se i campioni presentano una concentrazione di O.D. insufficiente, si procede ad un'acrazione preventiva rispetto all'introduzione degli organismi, fino a raggiungere la concentrazione minima di 6 mg O₂/l: quotidianamente viene effettuato il controllo dell'O.D., che deve risultare superiore alla concentrazione minima indicata.

L'alimentazione è costituita da *Selenastrum capricornutum* e da *Saccharomices cerevisiae*, somministrati in quantità tali da assicurare nel recipiente di ogni replica una densità di circa 300.000 cellule/ml per ciascuno dei due organismi.

La tabella I mostra le tre varianti di dieta sperimentate: le dosi indicate si riferiscono alle sospensioni di alga e di lievito precedentemente citate.

Il peso secco al settimo giorno viene determinato

Tabella I
Schemi nutrizionali sperimentali adottati

1° SCHEMA NUTRIZIONALE		
t esposiz.	BIANCHI	TRATTATI
0 ore	-	-
48 ore	300+300 µl/50 ml	300+300 µl/50 ml
120 ore	300+300 µl/50 ml	300+300 µl/50 ml
2° SCHEMA NUTRIZIONALE		
t esposiz.	BIANCHI	TRATTATI
0 ore	300+300 µl/50 ml	-
48 ore	300+300 µl/50 ml	300+300 µl/50 ml
120 ore	300+300 µl/50 ml	300+300 µl/50 ml
3° SCHEMA NUTRIZIONALE		
t esposiz.	BIANCHI	TRATTATI
0 ore	150+150 µl/50 ml	150+150 µl/50 ml
24 ore	150+150 µl/50 ml	150+150 µl/50 ml
48 ore	300+300 µl/50 ml	300+300 µl/50 ml
120 ore	150+150 µl/50 ml	150+150 µl/50 ml
144 ore	150+150 µl/50 ml	150+150 µl/50 ml

effettuando due lavaggi con acqua MilliQ ed essiccando le dafnie a 60 °C per 24 ore⁽⁷⁾; esso è stato ottenuto riunendo gli organismi delle sei repliche, ed è rappresentato dall'espressione "Peso totale / Numero di individui". Secondo criteri soggettivi, la variabilità fra gli individui è apparsa bassa nella maggior parte dei casi e rimarchevole in alcune occasioni.

I dati relativi ai pesi secchi degli organismi di controllo (bianchi) e degli organismi mantenuti in acqua di fiume (trattati) sono stati confrontati attraverso metodi statistici per confronti multipli della varianza^(8,9).

I corsi d'acqua oggetto di studio sono stati classificati come inquinati, o non inquinati, in base alla maggior parte dei parametri chimici individuati dal P.R.R.A. della Regione Lombardia.

RISULTATI

I risultati dell'applicazione dei tre schemi nutrizionali, espressi come peso secco in μg , sono proposti in Tabella II dove "n" corrisponde al numero di sperimentazioni effettuate.

Per sperimentazione si intende ogni test eseguito con l'acqua prelevata -in una qualunque campagna di campionamento- in una delle 47 stazioni di prelievo previste dal protocollo operativo del P.M.I.P.

Le medie dei pesi secchi dei bianchi e dei trattati ottenuti nelle sperimentazioni con le diverse diete sono state confrontate attraverso il metodo di Scheffè (Tabella III).

Il test statistico ha evidenziato differenze significative fra i pesi secchi degli organismi di controllo alimentati secondo il primo schema nutrizionale (95,56 μg) ed i pesi secchi degli organismi alimentati secondo gli altri schemi, siano essi di controllo o trattati; ha

Tabella II

Peso secco espresso in μg : media $\pm t_{0,05} \cdot s_m$

	BIANCHI	TRATTATI
1° SCHEMA NUTRIZIONALE	95,56 \pm 28,04 (n = 5)	217,67 \pm 30,22 (n = 19)
2° SCHEMA NUTRIZIONALE	221,30 \pm 42,49 (n = 5)	217,67 \pm 30,22 (n = 19)
3° SCHEMA NUTRIZIONALE	207,35 \pm 36,05 (n = 12)	263,05 \pm 15,20 (n = 52)

Tabella III

Confronto dei pesi secchi mediante analisi della varianza, e test di Scheffè

Gruppo	B1	B2	B3	T1
B2	*			
B3	*	-		
T1	*	-	-	
T2	*	-	*	-

Gruppo B1: bianchi del primo schema nutrizionale

Gruppo B2: bianchi del secondo schema nutrizionale

Gruppo B3: bianchi del terzo schema nutrizionale

Gruppo T1: trattati del primo e secondo schema nutrizionale

Gruppo T2: trattati del terzo schema nutrizionale

* differenze significative ($P < 0,05$)

- differenze non significative

inoltre evidenziato una differenza significativa fra i pesi secchi degli organismi di controllo (207,35 μg) ed i trattati (263,05 μg) alimentati secondo il terzo schema nutrizionale.

Sembra quindi plausibile affermare che nutrire i bianchi solo a partire dalla quarantottesima ora di esposizione ponga questi organismi di controllo in uno stato di carenza alimentare rispetto ai trattati; tale effetto sembra annullarsi quando si applica il secondo schema nutrizionale. Utilizzando lo schema nutrizionale che comporta l'alimentazione sia dei bianchi che dei trattati sin dall'inizio della sperimentazione (3° schema) si generano nuovamente popolazioni statisticamente differenti.

Il confronto fra la media dei pesi secchi dei bianchi del secondo schema nutrizionale (221,30 μg) e quella dei bianchi del terzo schema (207,35 μg) sembra indicare che l'arricchimento alimentare del mezzo vitale degli organismi di controllo possa essere effettuato indifferentemente con l'una o con l'altra metodologia (dose doppia al tempo zero, o dose singola alle ore zero e ventiquattro). Il confronto fra la media dei pesi secchi dei trattati del primo o secondo schema nutrizionale (217,67 μg) e quella dei trattati del terzo schema (263,05 μg) conferma la relazione fra crescenti concentrazioni di cibo presenti nel mezzo vitale e l'incremento ponderale delle dafnie.

DISCUSSIONE

L'obiettivo cui si voleva pervenire attraverso la sperimentazione denominata "test acuto protratto"

era quello di individuare uno o più parametri che potessero indicare non solo l'assenza di fattori letali per gli organismi esposti, ma anche una sorta di stato di benessere degli individui: questo tentativo era legato all'impossibilità di condurre saggi di tossicità cronica routinariamente.

La scelta del peso secco degli individui esposti come indicatore del loro benessere ha richiesto, però, l'adozione di alcuni accorgimenti per pareggiare la potenzialità alimentare delle acque di fiume rispetto a quella dell'acqua utilizzata per condurre le sperimentazioni di controllo.

Stabilito attraverso il secondo schema nutrizionale che la disponibilità di cibo per i bianchi all'inizio della sperimentazione porta a pareggiare le loro opportunità di crescita ponderale rispetto ai trattati, il test acuto protratto è stato successivamente condotto alimentando in prima giornata sia i bianchi che i trattati per rientrare nei canoni della correttezza sperimentale (3° schema nutrizionale).

Quest'ultimo ha però sortito una nuova differenza fra le medie dei pesi secchi, riproponendo la questione in termini diversi: il surplus alimentare comunque presente nelle acque di fiume, soprattutto in quelle inquinate, probabilmente permette ai dafnidi di crescere più di quanto non facciano gli organismi mantenuti in acqua di allevamento.

Per capire se il condurre le prove di controllo utilizzando un'acqua naturale prelevata in un bacino sicuramente non inquinato potrebbe risolvere questo problema, si è tentato un nuovo confronto estraendo dalla serie di dati dei trattati i pesi secchi corrispondenti a corsi d'acqua non inquinati e paragonandoli ai pesi dei bianchi (2° schema + 3° schema).

A tale scopo, sono stati utilizzati i soli pesi secchi degli organismi di saggio cresciuti in acqua di fiumi

risultati storicamente non inquinati secondo i criteri del P.R.R.A.⁽¹⁰⁾ ed a condizione che risultasse presente almeno un caso di nutrizione al tempo zero ed uno alla quarantottesima ora per la stessa stazione di prelievo.

I dati estratti sono riportati in tabella IV, la rappresentazione grafica complessiva in figura 1 mentre l'analisi della varianza dei confronti ortogonali è presentata in tabella V.

Quest'ultima indica che la differenza di peso secco che si registra fra organismi cresciuti in acque non inquinate e quelli cresciuti in acqua di allevamento non è significativa se essi vengono nutriti sin dall'inizio della sperimentazione, mentre anche per gli organismi cresciuti in acqua naturale non inquinata si ha un crollo significativo del peso secco quando il nutrimento viene somministrato solo dopo 48 ore dall'inizio della sperimentazione.

Perciò, sebbene l'analisi della varianza di tabella III abbia evidenziato una differenza significativa fra i pesi secchi ricavati dal terzo schema nutrizionale, il confronto fra i pesi secchi degli organismi cresciuti in

Tabella IV
Pesi secchi in μg di individui nutriti secondo due diversi schemi nutrizionali ed allevati in acqua di fiume non inquinata prelevata in 6 diverse stazioni di campionamento

STAZIONE	NUTRIZIONE a t = 0 h	NUTRIZIONE a t = 48 h
A	263,3	165,4
B	243,3	111,1
C	255,2	113,0
D	253,3-207,7	185,2
E	250,0	124,1-228,0
F	256,7-213,8	62,1

Tabella V

Analisi della varianza dei confronti ortogonali dei pesi secchi di figura 1 (* $P < 0,01$)

SORGENTI DI VARIAZIONE	Devianze	G.L.	Varianze	F
CONFRONTO FRA SCHEMI NUTRIZIONALI				
1. t = 48 h vs t = 0 h	35,22	1	35,22	16,44*
2. fiume t = 0 h vs bianco t = 0 h	5,38	1	5,38	2,51
ERRORE	62,12	29	2,14	
TOTALE	102,72	31		

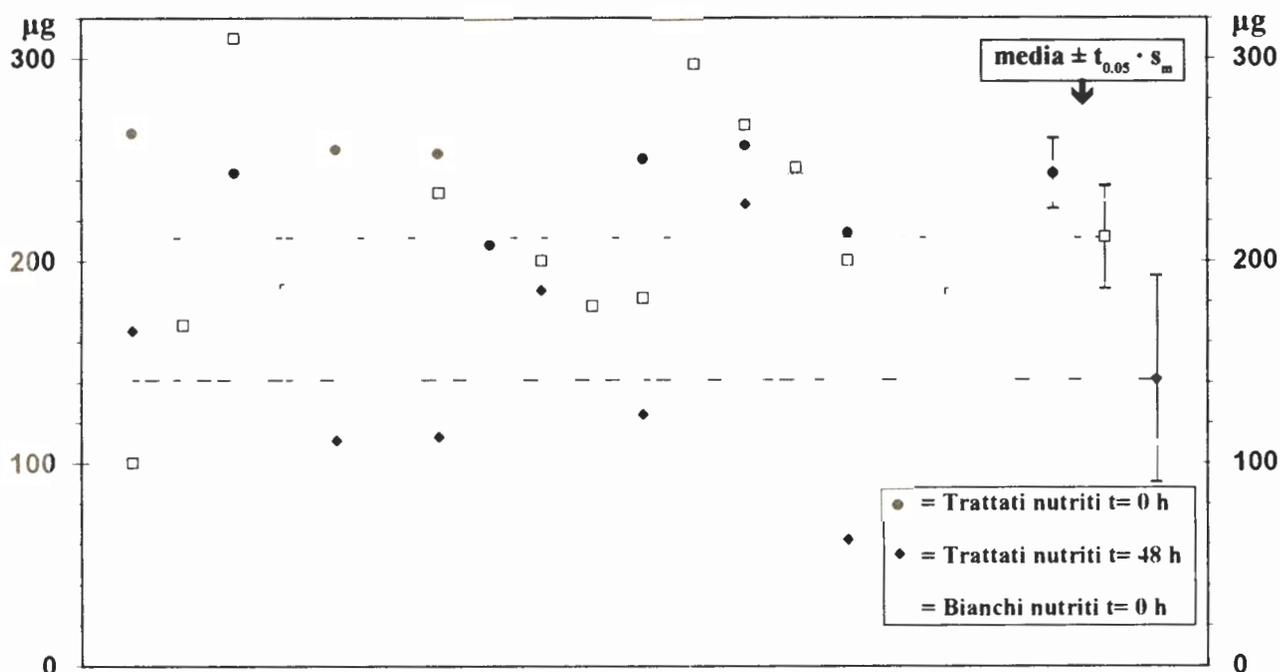


Figura 1: Pesi secchi descritti in tab. IV e dei bianchi del secondo e del terzo schema nutrizionale

acque naturali non inquinate e quelli degli organismi cresciuti in acqua di allevamento (tab. V) sembra dimostrare la validità della procedura che comporta la nutrizione dei bianchi e dei trattati sin dall'inizio della sperimentazione. Il terzo schema nutrizionale appare quindi quello da seguire per l'esecuzione del test acuto protratto applicato alla sorveglianza tossicologica delle acque superficiali perchè pone gli organismi di controllo nelle stesse condizioni in cui si troverebbero se si decidesse di utilizzare un'acqua naturale incontaminata come mezzo d'allevamento.

Nonostante ciò, non va dimenticato che la somministrazione di cibo durante le prove tossicologiche riduce la tossicità di numerose sostanze chimiche⁽¹¹⁾⁽¹²⁾.

Per quanto attiene ai pesi secchi dei trattati nutriti alla quarantottesima ora o nutriti in prima giornata, che presentano una media di 217,67 µg e 263,05 µg rispettivamente, si può supporre che nel primo caso - e probabilmente anche nel secondo - non sia stato raggiunto l'ILL (Incipient Limiting Level), concentrazione di cibo alla quale il tasso di ingestione raggiunge il plateau⁽¹³⁾.

Alla luce delle esperienze fino ad oggi condotte e dei dati di letteratura, però, va segnalato che l'utilizzazione del peso secco come stima del benessere degli

organismi di saggio merita qualche considerazione supplementare: i dafnidi si nutrono filtrando in modo relativamente non selettivo un'ampia gamma di particelle alimentari⁽¹³⁾ ed anche la sostanza organica disciolta può divenire disponibile come fonte addizionale di cibo per i filtratori d'acqua dolce attraverso un meccanismo di adsorbimento sulle particelle minerali⁽¹⁴⁾. L'esperienza in atto, condotta con acque di fiumi risultati particolarmente inquinati e ricchi in sostanza organica, sta mostrando una tendenza alla proporzionalità fra il peso secco degli organismi esposti ed il B.O.D.₅; questo aspetto verrà discusso più approfonditamente in una nota successiva.

Va segnalato, inoltre, che *Daphnia magna* -allevata nelle condizioni sperimentali descritte- mostra al settimo giorno presenza di uova nella camera incubatrice, in particolar modo quando mantenuta nelle acque fluviali.

BODAR et AL.⁽¹⁵⁾, in un'esperienza sulla strategia riproduttiva di *Daphnia magna*, hanno dimostrato che la biomassa di neonati prodotti per femmina subisce un incremento a concentrazioni di tossico inferiori ad un valore limite, al di sopra del quale la biomassa si riduce sensibilmente: questo fenomeno può ricadere nel concetto di "hormesis", definito come "un effetto

stimolatorio determinato da concentrazioni sub-inibitorie di qualunque sostanza tossica nei confronti di qualunque organismo"; l'hormesis è perciò considerata una risposta non specifica di un organismo ai tossici.

CONCLUSIONI

Quando la matrice da saggiare è un'acqua dolce naturale, è necessario che il test acuto protratto fino ai sette giorni di esposizione preveda uno schema nutrizionale secondo il quale trattati e controlli vengano alimentati sin dall'inizio della sperimentazione: la dieta suggerita è quella descritta come terzo schema nutrizionale.

BIBLIOGRAFIA

- 1- REGIONE LOMBARDIA, SETTORE AMBIENTE ED ECOLOGIA - 1992. Piano Regionale di Risanamento delle Acque. Criteri di pianificazione in rapporto alla gestione delle risorse idriche lombarde.
- 2- DORN P.B., RODGERS J.H., JOP K.M., RAJA J.C. & DICKSON K.L. - 1987. Hexavalent chromium as a reference toxicant in effluent toxicity tests. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **6**: 435-444
- 3- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - 1989 Guidelines establishing test procedures for the analysis of pollutants under the Clean Water Act. *Federal Register*, **54**: 231: 50216-50224
- 4- VIGANÒ L. - 1989. Test di tossicità su effluenti di scarico con trota e *Daphnia*: confronto dei risultati *Acqua-Aria*, **4**: 409-413
- 5- MUNZINGER A. - 1990. Effects of nickel on *Daphnia magna* during chronic exposure and alterations in the toxicity to generations pre-exposed to nickel. *Water Research*, **24** (7): 845-852.
- 6- MARCHETTI R. e VIGANÒ L. - 1991. Metodi per la determinazione di effetti tossici acuti con *Daphnia magna*. Atti della Giornata di Studio "Saggio di tossicità con *Daphnia*". *Quaderni dell'Istituto di Ricerca sulle Acque*, **93**: (2): 1-23.
- 7- KNIGHT J.T. & WALLER W.T. - 1987. Incorporating *Daphnia magna* into the seven-day *Ceriodaphnia* effluent toxicity test method. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **6**: 635-645
- 8- CAMUSSI A., MOLLER F., OTTAVIANO E., SARI GORLA M. - 1986. Metodi statistici per la sperimentazione biologica. Edizioni Zanichelli.
- 9- LISON L. - 1961. Statistica applicata alla biologia sperimentale. Casa Editrice Ambrosiana, Milano.
- 10- PROVINCIA DI MILANO, ASSESSORATO ALL'ECOLOGIA - 1989. Indagine sulla qualità delle acque nella provincia di Milano.
- 11- ADAMS W.J. & HEILDOLPH B.B. - 1985. Short-cut chronic toxicity estimates using *Daphnia magna*. Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Seventh Symposium, ASTM STP 854, R.D. Cardwell, R. Purdy and R.C. Bahner, Eds., pp.87-103.
- 12- TAYLOR M.J. - 1985. Effect of diet on the sensitivity of *Daphnia magna* to linear alkylbenzene sulfonate. Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Seventh Symposium, ASTM STP 854, R.D. Cardwell, R. Purdy and R.C. Bahner, Eds., pp. 53-72.
- 13- LAMPERT W. - 1987. Feeding and nutrition in *Daphnia*. *Daphnia*, R.H. Peters & R De Bernardi Eds., *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, **45**: 143-192.
- 14- ARRUDA J.A., MARZOLF G.R. & FAULK R.T. - 1983. The role of suspended sediments in the nutrition of zooplankton in turbid reservoirs. *Ecology*, **64**: 1225-1235.
- 15- BODAR C.W.M., LEEUWEN C.J., VOOGT P.A. & ZANDEE D.I. - 1988. Effect of cadmium on the reproduction strategy of *Daphnia magna*. *Aquatic toxicology*, **12**: 301-310.

IGIENE URBANA



Articolo tratto da *Notiziario Allergologico*- 1992, 11 (1):29-34.

GLI ACARI DEGLI ALBERI DI MILANO

G.C. Lozzia*, F. Caserio**, F. Ottoboni**

INTRODUZIONE

Gli Acari sono un gruppo di animali molto numeroso, oltre 40.000 specie, che hanno colonizzato tutti gli ambienti terrestri ed acquatici adattandosi morfologicamente, biologicamente ed ecologicamente per sopravvivere. Anche negli ambienti più sfavorevoli è possibile trovare specie acarine: dalle isole Svalbard prossime al Circolo polare artico alle più alte vette del Tibet, essi vivono nel suolo, nelle acque, su animali e vegetali conducendo vita libera o da parassiti interni o esterni. Qualsiasi sostanza d'origine organica può essere utilizzata da loro: esistono infatti specie *mico-faghe*, specie *detriticole*, specie *fitofaghe* e specie *ematofaghe*.

Il rapporto dell'uomo con gli Acari non è sempre di pacifica indifferenza: infatti egli deve difendere le sue derrate alimentari dal loro attacco ed anche proteggere la sua salute. Basta ricordare l'*Acarus siro* che imbratta le farine per la panificazione rendendole inadatte all'alimentazione ed il *Dermatophagoides pteronyssinus*

che rende allergeniche le polveri di casa. Ben noti sono i danni economici che certe specie di Acari causano alle colture frutticole, vite, melo, agrumi, ecc. (ROTA, 1962) e le manifestazioni allergiche, asma bronchiale e rinite, provocate agli agricoltori ed ai floricoltori (OTTOBONI, 1989).

Un'ulteriore occasione di attrito è data dai danni estetici che possono causare alle piante ornamentali delle quali l'uomo si circonda cercando benessere psicologico. I giardinieri milanesi conoscono soprattutto i ragnetti rossi, ma non le altre specie presenti in quanto mai sono state censite completamente. L'acaro-fauna delle alberature cittadine è praticamente in gran parte sconosciuta.

Milano ha un patrimonio boschivo pubblico estremamente ricco ed eterogeneo, stimato in 160.000 piante ad alto fusto, ed anche un imprecisato numero di alberi privati, suddivise in più di 50 specie. In tabella 1 sono riportate le specie più abbondanti. 70.000 Platani, 15.000 Olmi, 12.000 Aceri costituiscono da soli l'80% della "foresta meneghina", accompagnati da Bagolari, Tigli, Robinie, Sofore e Ippocastani. Altre specie, come Betulla, Ontano e Carpi-

* Istituto di Entomologia Agraria - Università degli Studi, Milano

** Lofarma Allergeni - Milano

no sono meno diffuse e arredano principalmente parchi pubblici e piazze. La scelta dell'una o dell'altra essenza è dettata da diversi fattori quali: dimensioni, portamento, resistenza alle malattie, valenza estetica.

Le funzioni del verde nella città sono diverse; nei secoli l'uomo ha sempre cercato di circondarsi di giardini e parchi per abbellire le proprie case e arreda-

Tabella 1
Principali essenze arboree della città di Milano

<i>Platanus</i> spp.	Platano
<i>Acer platanoides</i> L.	Acerò riccio
<i>Acer negundo</i> L.	Acerò americano
<i>Ulmus laevis</i> Pall.	Olmo ciliato
<i>Ulmus pumila</i> L.	Olmo siberiano
<i>Tilia cordata</i> L.	Tiglio
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Robinia
<i>Celtis australis</i> L.	Bagolaro. Spaccasassi
<i>Sophora japonica</i> L.	Sofora. Robinia del Giappone
<i>Populus nigra</i> L. cv. italica	Pioppo cipressino
<i>Fagus sylvatica</i> L.	Faggio
<i>Juglans nigra</i> L.	Noce nero
<i>Quercus robur</i> L.	Farnia
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Frassino
<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	Ippocastano
<i>Prunus cerasifer</i> Ehr. Pissardii	Pruno rosso
<i>Carpinus betulus</i> L.	Carpino bianco
<i>Corylus avellana</i> L.	Nocciolo ornamentale
<i>Alnus glutinosa</i> L. Saertn.	Ontano nero
<i>Betula pendula</i> Roth.	Betulla
<i>Cercis siliquastrum</i> L.	Albero di Giuda
<i>Lagerstroemia indica</i> L.	Lagerstremia
<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.)	Ailanto. Albero del paradiso
<i>Prunus laurocerasus</i> L.	Lauroceraso
<i>Magnolia grandiflora</i> L.	Magnolia
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	Liquidambar
<i>Liriodendron tulipifera</i> L.	Albero dei tulipani
<i>Paulownia tomentosa</i> Steud.	Paulownia
<i>Catalpa bignonioides</i> Walt.	Catalpa. Albero dei sigari
<i>Laburnum anagyroides</i> Med.	Maggiociondolo
<i>Gleditschia triacanthos</i> L.	Gledischia. Spino di Giuda
<i>Diospyros lotus</i> L.	Diospiro
<i>Pinus mugo</i> Turra.	Pino mugo
<i>Pinus wallichiana</i> Jacks.	Pino dell'Himalaia
<i>Cedrus atlantica</i> Manetti	Cedro dell'Atlante
<i>Cupressus arizonica</i> Green	Cipresso

re le città. Un altro vantaggio che si ascrive agli alberi nelle città è la capacità disinquinante che esercitano trattenendo polveri e particolato e producendo ossigeno.

Sugli alberi vivono molti animali quali insetti, ragni e acari che instaurano fra di loro e con le piante una complessa rete di interazioni trofiche: dei succhi della pianta si nutrono i cosiddetti fitofagi e di questi si nutrono invece i predatori. L'indagine acarologica sulle alberature milanesi ha rivelato la presenza di 23 specie diverse di fitofagi e predatori, di cui 4 segnalate per la prima volta in Italia. appartenenti a due gruppi sistematici, Mesostigmati e Prostigmati (tabella 2).

FITOFAGI

Gli acari fitofagi appartengono a tre famiglie di Prostigmati che esamineremo in dettaglio: Tetranychidi, Tenuipalpidi ed Eriofidi.

I **Tetranychidi** sono chiamati volgarmente "ragnetti rossi o gialli" per la capacità di produrre abbondanti ragnatele che utilizzano per scopi riproduttivi e di dispersione nell'ambiente. Questi animaletti, lunghi 350-600 µm, sono caratterizzati dal colore vivace e dagli occhi di colore rosso intenso situati ai lati del corpo. Tipico dei "ragnetti" è l'elevato potenziale riproduttivo che è strettamente correlato alla temperatura dell'ambiente. Capita nei periodi più caldi dell'anno di assistere ad improvvise pullulazioni che decolorano nel giro di 7 giorni le foglie degli alberi infestati. Questo fenomeno è spiegato dal fatto che mentre la progenie di una femmina tenuta a 15,5 °C è di 20 individui in un mese, diventa di 12.000 quando la temperatura sale a 21 °C e di ben 13.000.000 se si innalza ulteriormente a 26,5 °C.

I Tetranychidi sono tutti fitofagi e rappresentano gli acari più temibili per le alberature cittadine. Infatti, pungendo le cellule fogliari ed aspirandone il contenuto protoplasmatico, provocano nella foglia dapprima la decolorazione per l'asportazione del pigmento clorofilliano. Successivamente, a causa delle lesioni all'epidermide, viene facilitata la perdita di acqua e la penetrazione dell'aria responsabile dell'ossidazione del residuo citoplasma. Al termine dell'intero processo si manifesta esteriormente una tipica colorazione grigio-bronzea patognomica della loro presenza. La pianta, in caso di massicce infestazioni, ha una sola possibilità di difesa: perdere le foglie.

Tabella 2
Classificazione delle specie acarine rinvenute sulle alberature milanesi

ACARI FITOFAGI	
PROSTIGMATA	
Tetranychidae	<i>Bryobia rubrioculus</i> Scheuten <i>Tetranychopsis horridus</i> Can. & Fanz. <i>Panonychus ulmi</i> Koch <i>Eotetranychus tiliarum</i> Hermann <i>Eotetranychus pruni</i> Oudemans * <i>Eotetranychus fagi</i> Zacher <i>Eotetranychus carpini</i> Oudemans <i>Tetranychus urticae</i> Koch <i>Oligonychus bicolor</i> Banks
Tenuipalpidae	<i>Cenopalpus lineola</i> Can. & Fanz.
Eriophyidae	<i>Coptophylla lamimani</i> Keifer * <i>Anthocoptes punctidorsa</i> Keifer <i>Tegolophus califraxini</i> Keifer <i>Aculops reticulatus</i> Nalepa
ACARI PREDATORI	
MESOSTIGMATA	
Phytoseiidae	<i>Euseius finlandicus</i> Oudemans <i>Kampimodromus aberrans</i> Ouds. <i>Amblyseius andersoni</i> Chant <i>Typhlodromus pyri</i> Scheuten * <i>Typhloctonus squamiger</i> Wainstein * <i>Paraseiulus minutus</i> Athias-Henriot <i>Eawus subsoleiger</i> Wainstein <i>Galendromus longipilus</i> Nesbitt
PROSTIGMATA	
Cheyletidae	<i>Cheletogenes ornatus</i> Can. & Fanz.

* Le specie contrassegnate dall'asterisco sono nuove per l'acaro-fauna italiana

La specie più dannosa è *Oligonychus bicolor* che è in grado di provocare sulla Quercia intensissime decolorazioni e la precoce caduta delle foglie in giugno. Altrettanto pericolosi si sono rivelati *Tetranychus urticae* e *Panonychus ulmi* non solo per l'intensità degli attacchi, ma soprattutto per la spiccata polifagia che permette loro in certe annate di danneggiare un numero elevato di piante.

Infine è da ricordare che l'*Eotetranychus tiliarum*, la specie generalmente considerata più pericolosa, non tutti gli anni pullula al punto da danneggiare il Tiglio che lo ospita.

I **Tenuipalpidi** sono molte volte confusi con gli acari citati in precedenza per via del colore rosso vivo

che li contraddistingue, ma in realtà sono "falsi ragnetti rossi" in quanto non tessono seta, sono più piccoli (200-300 µm) e meno mobili. Si nutrono anch'essi sulla pagina inferiore delle foglie ma non causano, generalmente, danni alle piante in quanto la loro popolazione rimane abitualmente al di sotto della cosiddetta "soglia di danno".

La terza famiglia, gli **Eriofidi**, comprende specie fitofaghe, ognuna specifica per una certa pianta, alla quale possono causare delle caratteristiche malformazioni dette "galle". Sono molto piccoli (da 90 a 300 µm di lunghezza) e molto diversi dalle specie descritte in precedenza. Morfologicamente si distinguono per il corpo vermiforme e per il possedere solo due paia di zampe. Inoltre, a differenza degli altri Prostigmati, non hanno le aperture stigmatiche, necessarie alla respirazione, tipiche dell'ordine.

Vengono normalmente divisi in due gruppi a seconda che si localizzino sulla pagina inferiore delle foglie o che vivano protetti dentro le "galle" da essi stessi causate. Gli individui del primo gruppo, conducendo vita vagante sulla pianta ed essendo esposti ad un ambiente pericoloso, hanno lo scheletro esterno modificato ed opportunamente irrobustito. I danni tipici che causano alla pianta sono decolorazioni e rugginosità.

Gli Eriofidi del secondo gruppo, pungendo precocemente i tessuti vegetali in accrescimento, provocano una iperplasia nel punto della puntura che somiglia grossolanamente ad un funghetto che si estroflette dalla foglia e nel cui interno gli acari vivono e si riproducono. Una seconda manifestazione, meno evidente della precedente, della loro presenza è il cosiddetto fenomeno dell'*erinosi*. In quest'ultimo caso non si ha un'iperplasia del tessuto bensì la formazione di una peluria biancastra che ha la funzione di proteggerli durante lo sviluppo. Come i Tetranychidi, anche gli Eriofidi nel caso di attacchi massicci determinano la caduta anticipata delle foglie.

Sulle alberature milanesi vivono abitualmente 4 specie di Eriofidi, una sola delle quali è pericolosa: l'*Anthocoptes punctidorsa*, specie nuova per l'Italia, che ha provocato intense bronzature agli Olmi.

PREDATORI

I predatori, sia degli acari precedenti che di uova e giovani insetti, appartengono a due ordini distinti: i Fitoseidi ai Mesostigmati ed i Cheiletidi ai Prostigma-

ti.

Sugli alberi milanesi albergano otto specie di Fitoseidi, due delle quali, il *Paraseiulus minutus* e il *Typhloctonus squamiger* sono nuovi reperti per l'acarofauna italiana. La specie più importante è *Euseius finlandicus* che costituisce l'80% degli acari predatori rinvenuti sulle alberate milanesi.

Questo gruppo di predatori è caratterizzato esternamente dalla presenza di numerose placche sclerificate aventi funzione protettiva per l'animale. Sono molto importanti in natura perché ognuno di loro preda circa 20 fitofagi al giorno, specialmente le uova e le ninfe dei pericolosi Tetranychidi ed Eriofidi, mantenendo le loro popolazioni a livelli non pericolosi per la pianta ospite. Questi "acaricidi biologici" hanno un unico tallone di Achille: sono molto più sensibili ai trattamenti antiparassitari indiscriminati delle loro vittime. Quindi è necessario eseguirli nei modi, nei tempi e con prodotti opportuni per salvaguardarne le popolazioni.

Pur essendo, primariamente, predatori i Fitoseidi hanno un regime alimentare molto vario potendo, occasionalmente, nutrirsi anche di gocce di linfa, succhi vegetali, funghi e granuli pollinici. Questi ultimi non vengono inghiottiti, ma svuotati del loro contenuto (CHANT, 1985). La capacità di utilizzare substrati dietetici diversi consente loro di sopravvivere e di resistere sulla pianta anche quando scarseggiano i fitofagi, in attesa delle condizioni più favorevoli. Dai tecnici vengono definiti "predatori di protezione" perché sempre presenti e di conseguenza sempre pronti a contenere lo sviluppo dei fitofagi. Ricordiamo che esistono anche i "predatori di pulizia", ad esempio certe piccole coccinelle attratte sulla pianta infestata dalla sovrabbondanza di acari fitofagi.

Infine è stato rinvenuto il *Cheletogenes ornatus*, un Cheiletide come il *Cheyletus eruditus* presente nelle polveri di casa. L'apparato boccale di questi animali è caratteristico e inconfondibile: i pedipalpi modificati assumono la forma di "tenaglie" molto adatte alla immobilizzazione della vittima, dalla quale viene poi aspirato il contenuto linfale.

Non sono, però, dei predatori molto efficienti a causa della loro bassa capacità riproduttiva e per la scarsa attitudine alla ricerca e cattura delle prede.

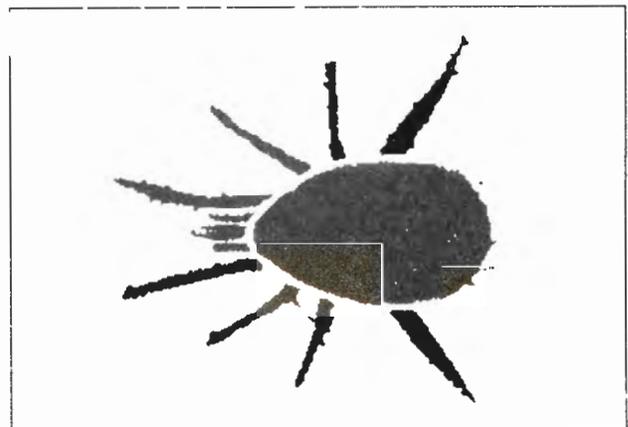
CONCLUSIONE

In conclusione, nonostante i gravi problemi di inquinamento atmosferico e di cementificazione, a Milano esiste una ricca vegetazione che alberga un'altrettanto ricca fauna acarina.

Le diverse specie di acari legate al verde cittadino non causano problemi sanitari, perché la loro densità è bassa ed il contatto con l'uomo limitato, ma estetici quando determinano la defoliazione dell'albero.

BIBLIOGRAFIA

- CHANT D.A. - 1985. External anatomy. Vol. 1A: 5. In: Helle W. Sabelis M.W. (eds.) World crop pests. Spider mites. Their biology, natural enemies and control. Elsevier.
- JEPPSON L.R., KEIFER H.H., BAKER E.W. - 1975. Mites injurious to economic plants. Univ. Calif. Press Berkeley, p. 614.
- OTTOBONI F. - 1988. I ragnetti rossi. *Notiziario Allergologico*, 7 (3): 42.
- OTTOBONI F., PIU G. - 1990. Gli acari allergenici. Guida al loro riconoscimento. UTET, Torino, p. 64.
- ROTA P. - 1962. Osservazioni sugli acari tetranychidi dannosi alle piante coltivate ed ornamentali in Italia. *Boll. Zool. Agr. Bachic.*, Serie II, 4: 1.



CARTOGRAFIA AMBIENTALE



UN ATLANTE AL SERVIZIO DELL'AGRICOLTURA

Ugo Baldini, Valentina Beltrame, Giampiero Lupatelli*

Alle soglie di rilevanti modificazioni nelle politiche agrarie della CEE e nelle relazioni internazionali, grandi trasformazioni si attendono nello scenario agricolo europeo, trasformazioni che incideranno profondamente anche sul panorama socio-economico e fisico-ambientale della nostra nazione.

La presenza dell'attività agricola rappresenta, ancor oggi, il fattore che maggiormente caratterizza la porzione più vasta del nostro territorio. Sulla base dei dati del IV Censimento generale dell'agricoltura, in Italia la superficie agricola totale ammonta a 22.651.401 ettari, di cui 15.041.870 ettari di superficie agricola utilizzabile (S.A.U.)¹ distribuiti in 3.035.682 aziende: in termini percentuali, rispettivamente il 75% e il 50% della superficie territoriale nazionale.

Sono tuttavia ancora operanti processi di abbandono dell'attività agricola delle zone marginali e di ulteriore concentrazione in quelle più fertili, qui in conflitto con le utilizzazioni urbane ed industriali.

* Cooperativa Architetti e Ingegneri di Reggio Emilia, CAIRE via Reverberi, 2 - 42100 Reggio Emilia

Le cause principali dei fenomeni di "marginalizzazione" sono da ricercarsi, tra le altre, nel sottoutilizzo di risorse primarie ed umane di aree difficilmente accessibili e, per converso, nel sovrasfruttamento di risorse particolarmente accessibili; in entrambi i casi vi concorrono un fatto geografico e fisico ed uno economico e sociale.

Le politiche di sviluppo e di gestione ambientale del territorio rurale non possono non tenere conto dei complessi rapporti ed interazioni che esistono tra la geografia delle aree rurali e le condizioni ambientali, economiche e sociali del nostro Paese.

Alla luce di questa elementare, sebbene non immediata, considerazione, il Ministero dell'Agricoltura e Foreste si è fatto promotore di un progetto di rilevanza fondamentale per fornire un'immediata risposta alla migliore comprensione delle relazioni tra politiche

1) Per *superficie agricola totale* si intende l'area complessiva dei terreni dell'azienda agricola destinati a colture, inclusi i boschi, la superficie non utilizzata e tutto ciò che è situato entro il perimetro dell'azienda: per *superficie agricola utilizzabile*, si intende la superficie investita ed effettivamente utilizzata in coltivazioni propriamente agricole

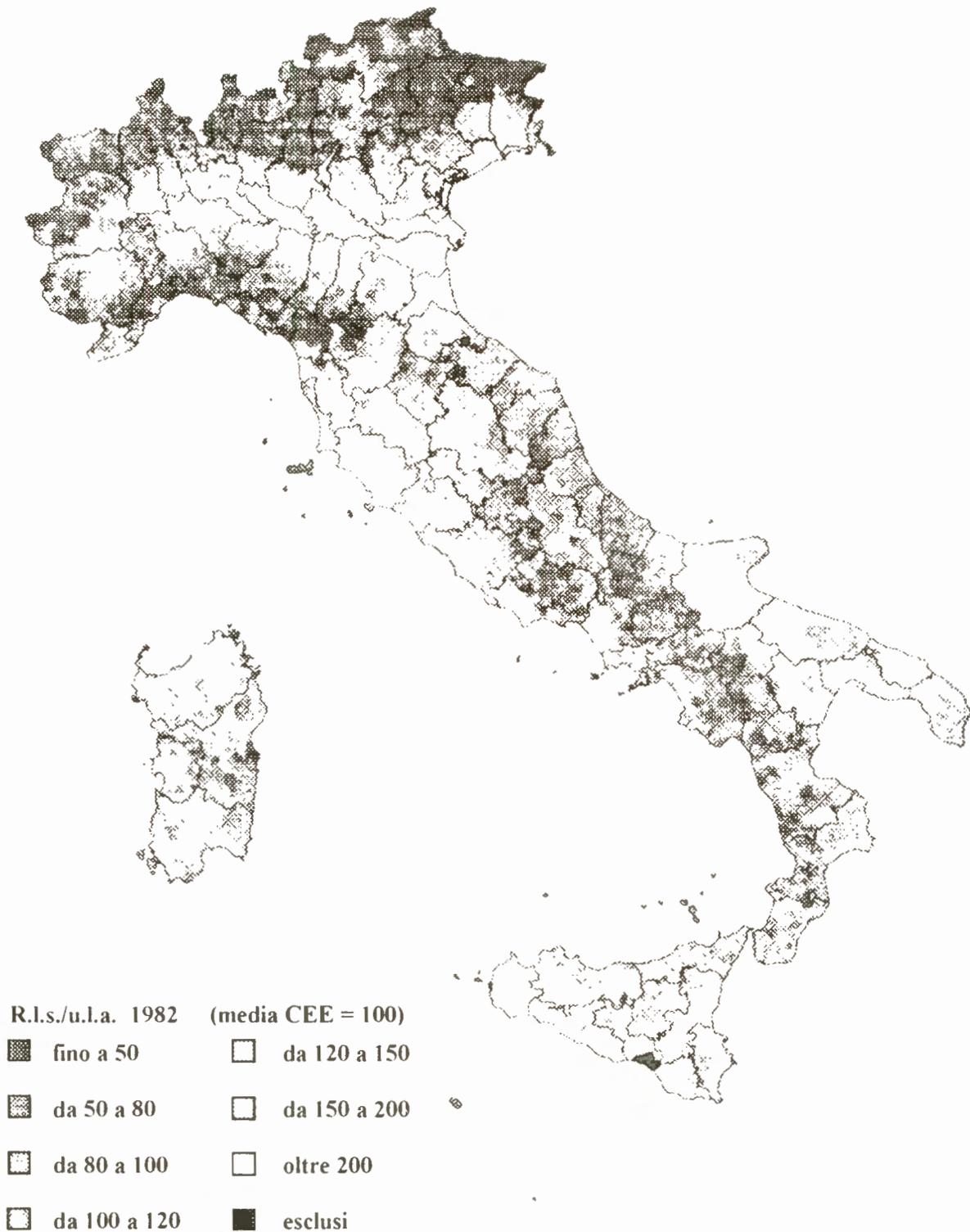


Fig. 1 - Rappresentazione della marginalità rispetto ad indicatori di reddito:
 REDDITO LORDO STANDARD PER UNITA' DI LAVORO AGRICOLO

(fonte INEA)

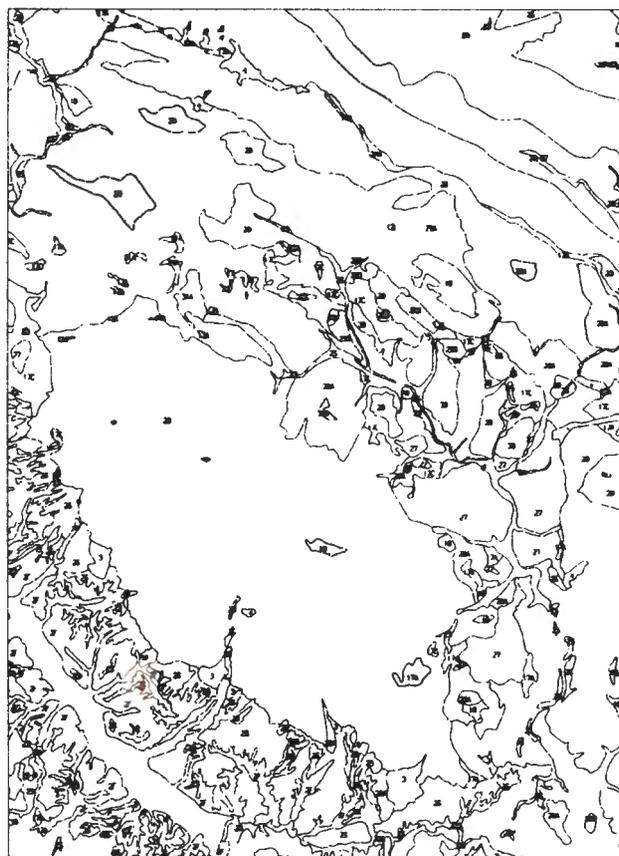
agricole e trasformazioni territoriali.

Nasce, così, l'**Atlante nazionale delle caratteristiche fisico-ambientali e socio-economiche del territorio rurale**, al servizio dei processi decisionali e degli attori istituzionali coinvolti.

L'intento principale è quello di farne uno strumento interpretativo e valutativo delle dinamiche in atto nel panorama agricolo nazionale, in modo da costruire un quadro territoriale di riferimento alla generazione di politiche di sviluppo rurale.

Per raggiungere questo obiettivo, il progetto si articola secondo un approccio multidisciplinare in cui le varie attività di ricerca si completano, al fine di realizzare più compiuti modelli interpretativi dello sviluppo rurale.

La selezione di indicatori di scala comunale o sub-comunale permetterà di produrre un'immagine nazionale delle caratteristiche territoriali del sistema agricolo; l'impiego congiunto ed integrato di parametri eco-



Scenario fisico-ambientale: CARTA LITOLOGICA
(da Servizio Geologico, Carta Geologica d'Italia, 1:100.000)

nomico-sociali ed indicatori ambientali consentirà di predisporre più maturi riferimenti conoscitivi ed organizzativi per una nuova stagione di politiche di sviluppo rurale nelle aree marginali svantaggiate.

La ricerca, estesa all'intero territorio nazionale, è organizzata in una prima fase -attualmente in corso di completamento- rivolta alle regioni centro meridionali: Toscana, Umbria, Marche, Lazio, Abruzzi, Campania, Puglia, Basilicata e Sardegna (oltre ad Emilia-Romagna e Molise scelte come primo campo di sperimentazione metodologica), mentre il successivo completamento dell'Atlante per le restanti regioni italiane è previsto nell'arco del 1993.

La ricerca è tesa a produrre una rappresentazione geografica ed una interpretazione delle aree rurali per accertare le condizioni di svantaggio e indicare i fattori di tale condizione. E' così possibile classificare ogni punto del territorio secondo punti di vista diversi, ma complementari nel configurare le complessive condizioni di competitività dei sistemi agricoli e rurali.

Al termine marginalità non si può, infatti, associare una definizione univoca, poichè complessi sono i fenomeni da cui deriva. Nell'accezione più comune, marginali si intendono quelle aree che la mancanza di una identità economica e sociale definita e consolidata pone in una posizione di confinamento rispetto i poli "forti" dello sviluppo.

Nel contesto dell'Atlante si è cercato di dare alla marginalità una interpretazione più complessa e, ad un tempo, dei confini fisici più definiti. Ciò è stato possibile tramite la selezione o l'elaborazione di opportuni parametri: parametri che sono prevalentemente indicatori di reddito per evidenziare le aree più o meno centrali dal punto di vista delle imprese agro-alimentari, indicatori demografici per identificare le aree marginali dal punto di vista del popolamento e per quantificare la probabilità di abbandono, altri indicatori insediativi e produttivi per misurare la probabilità di espulsione dell'attività agricola da parte di altre attività economiche più competitive (fig 1).

Parallelamente al delinarsi dello scenario socio-economico, la ricerca viene precisando quello fisico-ambientale, mediante l'elaborazione di un modello interpretativo in cui condizioni e fattori oggettivi (di natura geopedologica, morfologica, climatica) consentono la classificazione del territorio in base all'attitudine produttiva dell'ambiente e in base alla fragilità

tà ambientale.

Tra i primi risultati della ricerca emerge il dato che esiste più di una marginalità:

- una marginalità "agricola", espressione di una mancata partecipazione ai processi di sviluppo per carenza di qualità economiche e sociali;
- una marginalità "insediativa", che si manifesta nella collocazione di taluni centri rispetto la rete di collegamento e di distribuzione;
- una marginalità "fisica", dove è l'elemento fisico (barriere naturali o elementi fisici di degrado) a prevalere nel determinare la condizione di isolamento.

La rappresentazione di questi fenomeni permette di ricostruire una geografia insolita dell'Italia, dove,

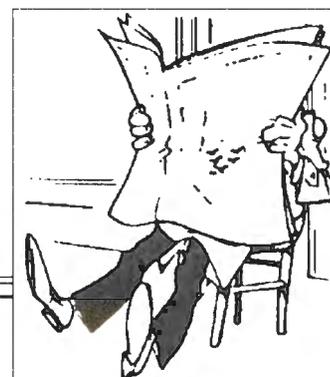
per esempio, aree che pur compaiono in una situazione di marginalità fisica, non possono essere considerate marginali secondo i parametri economici visto l'alto valore aggiunto delle proprie colture o, viceversa, aree con buone opportunità derivanti dal favorevole contesto fisico-ambientale sono tuttavia condizionate nei processi di sviluppo dalla propria collocazione nel sistema insediativo e relazionale.

Infine, per le modalità del suo svolgimento, la ricerca si propone di essere una reale, quanto rara, occasione di dialogo tra Stato e Regioni tramite un'interazione che deve investire già la fase di realizzazione e messa a punto del progetto oltre che la gestione dei suoi risultati.



Scenario fisico-ambientale: CARTA DELL'ATTITUDINE PRODUTTIVA DELL'AMBIENTE, ottenuta dalla sovrapposizione ed interpretazione di dati litologici con dati morfologici e climatici.

ABSTRACTS



EUTROFIZZAZIONE

- [248] 1- Importance of sediments in understanding nutrient cyclings in lakes
- [249] 2- Proposals for macrophyte restoration in eutrophic coastal lagoons
- [250] 3- Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components.

SAGGI TOSSICOLOGICI

- [251] 1- Chronic and sublethal toxicities of surfactants to aquatic animals: a review and risk assessment
- [252] 2- Acute toxicity of wastewater treatment polymers to *Daphnia pulex* and the fathead minnows (*Pimephales promelas*) and the effects of humic acid on polymer toxicity
- [253] 3- Effects of nickel on *Daphnia magna* during chronic exposure and alterations in the toxicity to generations pre-exposed to nickel

DI TUTTO UN PO'

- [254] 1- Water-quality-based approach to toxic control
- [255] 2- Computer modeling for water quality planning: a case study
- [256] 3- Review of natural and artificial denitrification of groundwater
- [257] 4- Risultati e prospettive per gli impianti di compostaggio realizzati come attività dimostrative della CEE

FORSBERG C. - 1989

Importance of sediments in understanding nutrient cyclings in lakes

Hydrobiologia, 176/177: 263-277.

[248]

I principi generali che regolano il ciclo dei nutrienti tra i sedimenti lacustri e le acque sovrastanti sono ben conosciuti e relativamente semplici da capire. Il particolato detritico organico di origine alloctona e autoctona può andare incontro, dopo sedimentazione, ad una completa decomposizione a causa della mineralizzazione microbica.

I nutrienti, prima incorporati in un particolato relativamente insolubile, vengono trasformati attraverso complesse vie metaboliche a livello dei sedimenti, in forme semplici e solubili (anche allo stato gassoso), quali ammoniaca, nitrati, azoto molecolare, anidride carbonica. In queste forme i nutrienti possono essere assimilati nei sedimenti, trasferiti attraverso pool differenti o trasportati negli strati d'acqua sovrastanti per diffusione.

Al di là della schematizzazione dei principi generali, purtroppo, la comprensione del ciclo dei nutrienti è in realtà molto complessa, soprattutto se si cerca di quantificare i vari processi.

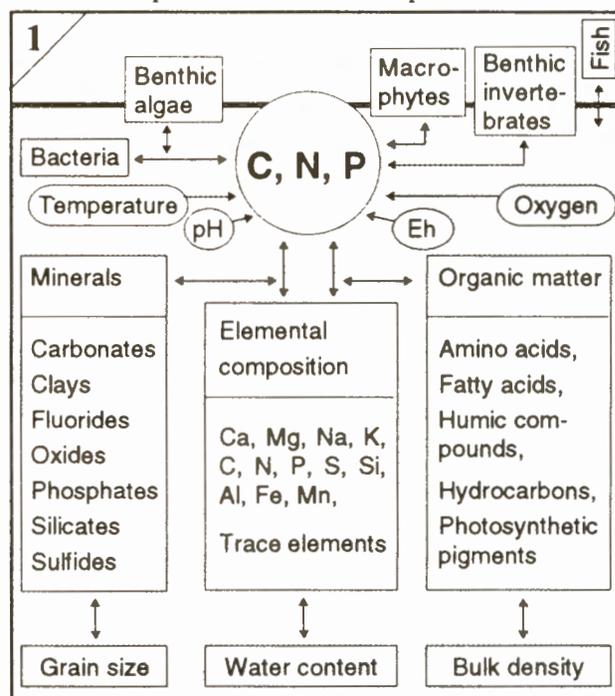
Il compartimento più attivo nella mineralizzazione dei sedimenti varia in profondità da pochi mm nei fondali sabbiosi a circa 10 cm nei laghi eutrofici; in quest'ultimo caso, le più alte concentrazioni dei microrganismi responsabili dei processi di mineralizzazione si ritrovano nei primi 1-2 cm mentre a 10 cm di profondità il numero di batteri si riduce a meno dell'1% della popolazione. Nauman già nel 1930 arrivò alla conclusione che i 10 cm superiori del sedimento devono essere considerati come il compartimento in equilibrio con le acque sovrastanti, mentre agli strati più bassi deve essere attribuito un valore "storico".

Nel lavoro, presentato al "4° Simposio internazionale sulle interazioni tra sedimento e acque", l'Autore affronta in modo completo e comprensibile le problematiche di base legate ai principali cicli (carbonio, azoto e fosforo) nei laghi.

Nella fig. 1 sono evidenziati i principali fattori biologici, fisici e chimici che influenzano il ciclo dei nutrienti.

Partendo dai fattori biologici, va osservato che lo

strato superiore dei sedimenti è solitamente ossico; un'elevata attività microbica può comportare un forte consumo di ossigeno fino a determinare condizioni di anossia: in questo caso i batteri operano utilizzando



come accettori di elettroni nitrato, solfato o CO_2 , anziché ossigeno.

Anche i funghi hanno un ruolo importante, seppure non ben conosciuto, come decompositori negli ambienti acquatici. Le alghe bentoniche e le macrofite, che possono colonizzare vaste aree lacustri, possono trarre i nutrienti dai sedimenti e rilasciarli negli strati superficiali, ma possono esercitare anche un'azione opposta. Le alghe bentoniche, in particolare, costituiscono una fonte importante di nutrienti (soprattutto P) per le acque sovrastanti (mineralizzazione delle cellule, transizioni aerobiosi-anaerobiosi nei sedimenti, colonizzazione della colonna idrica).

Gli invertebrati bentonici (in particolare Oligocheiti, Anfipodi, larve di Insetti, Bivalvi), attraverso le loro attività di scavo, locomozione, pascolo, respirazione ed escrezione, esercitano una "bioturbativa" che può

influenzare sensibilmente gli scambi tra sedimento ed acque (ad es., aumentano del 50% il flusso di ammoniaca dal sedimento).

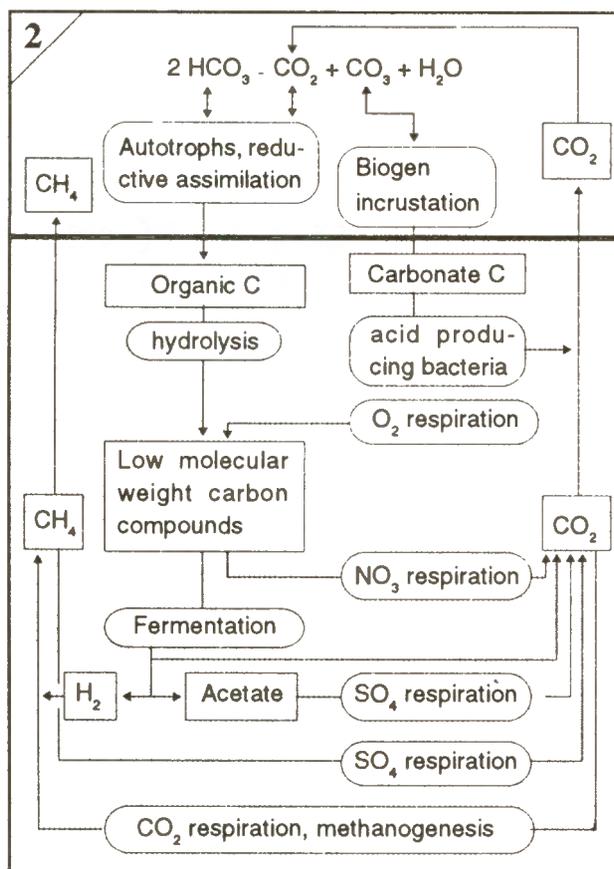
I pesci in genere esplicano una scarsa influenza sui flussi di C e di energia, ma il pascolo dei Ciprinidi può aumentare fortemente il flusso dei nutrienti dai sedimenti all'acqua.

Tra i fattori chimico-fisici e strutturali, temperatura, pH, potenziale redox e ossigeno disciolto possono regolare il ciclo biologico dei nutrienti, così come i processi biologici possono cambiare le condizioni chimico-fisiche ambientali; un ruolo fondamentale in tutti i processi è svolto dalla porosità, dalla permeabilità e dal grado di compattazione dei sedimenti.

La fig. 2 mostra il ciclo del carbonio tra sedimenti ed acque.

Attraverso l'assimilazione autotrofa riduttiva le piante verdi convertono il C inorganico in forma organica che raggiunge i sedimenti come materiale alloctono e/o autoctono (in taluni laghi una parte del C può depositarsi anche come carbonato inorganico).

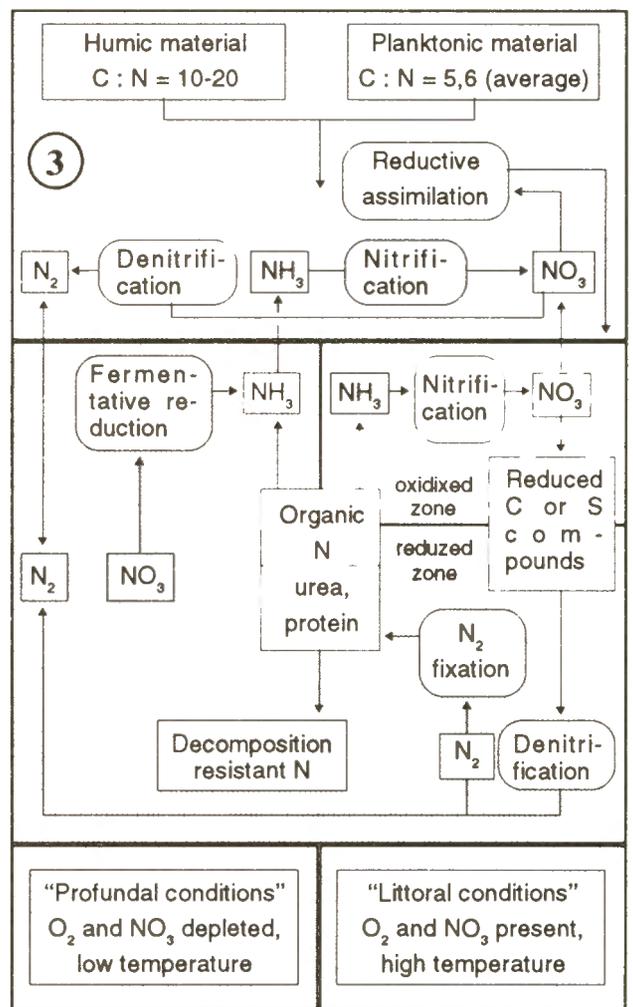
L'idrolisi del detrito e delle macromolecole porta



alla formazione di composti del C a basso peso molecolare che possono venire ossidati tramite respirazione o fermentati ad acetato, butirrato, lattato ed idrogeno. I prodotti della fermentazione possono fungere da substrato per batteri che completano la mineralizzazione a CO₂ via solfato. Il risultato finale è comunque il ritorno del carbonio all'acqua sotto forma di CO₂ e/o metano.

Di tutti i meccanismi di decomposizione microbica coinvolti nel turn-over del C tra sedimenti ed acqua, la respirazione aerobica, la riduzione del nitrato e la metanogenesi sono quantitativamente più importanti della riduzione del solfato.

Passando ad esaminare il ciclo dell'azoto, si può schematizzare una situazione di zone profonde (parte sinistra della fig. 3) ed una di zone litorali con superficie dei sedimenti in condizioni ossidanti (parte destra della fig. 3).



Quando i composti dell'N organico vengono idrolizzati e catabolizzati, l'N viene liberato sotto forma di ammoniaca, che può quindi diffondersi nell'epilimnio e reagire in condizioni ossidanti. Si può ottenere NH₃ anche attraverso la riduzione fermentativa del nitrato.

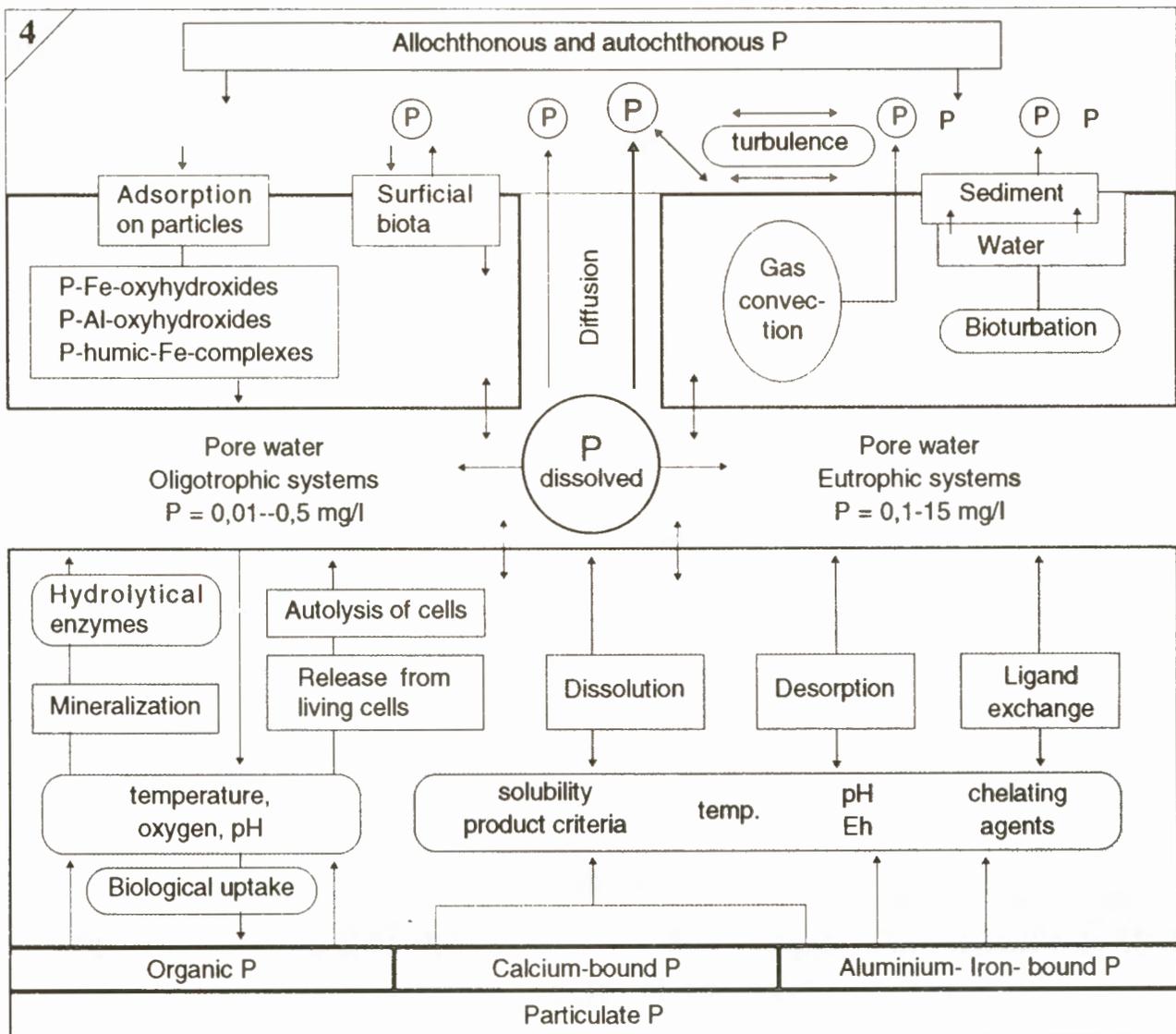
In condizioni ossidanti l'NH₃ viene ossidata a nitrato (nitrificazione) che può essere assunto da piante e batteri attraverso processi di assimilazione riduttiva dell'N. Il nitrato può essere perso (come N₂ gassoso) anche per denitrificazione; questo processo è limitato al verificarsi di situazioni con presenza di composti ridotti del C e dello S. La perdita dell'N gassoso può venir compensata dalla fissazione dell'N atmosferico.

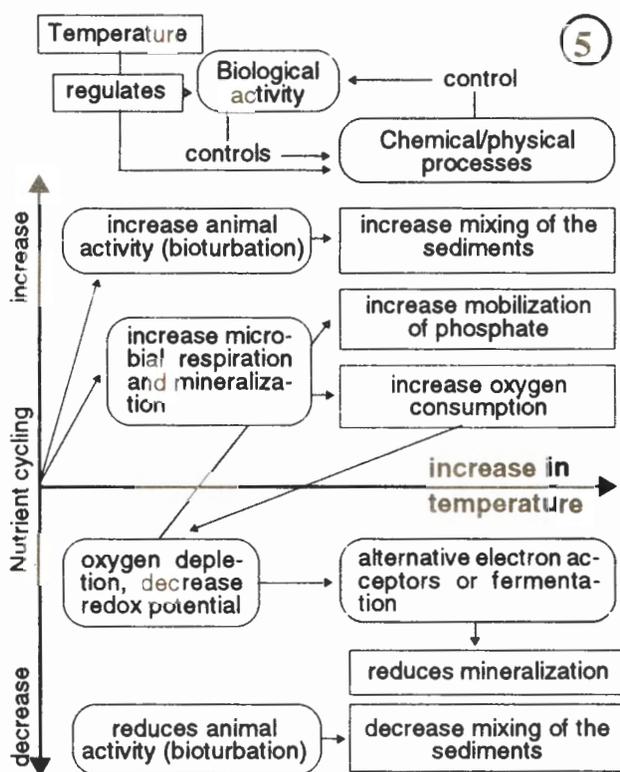
Molto più complessi, come si può constatare dalla fig. 4, sono i fenomeni relativi al ciclo del fosforo. Il

passaggio del P ai sedimenti può avvenire mediante la sedimentazione di materiali autoctoni o alloctoni, organici o inorganici, l'assimilazione biotica superficiale, l'adsorbimento su particelle di sedimento e la fissazione a composti organici nell'acqua.

La capacità dei sedimenti di assorbire e ritenere il fosfato è fortemente influenzata dalla loro composizione minerale: infatti, composti inorganici del ferro e, in minor misura, idrossidi di alluminio e composti di calcio, presentano un'elevata affinità per il fosfato.

Un compartimento molto importante è quello delle acque interstiziali la cui concentrazione di P può essere usata, nonostante le difficoltà metodologiche legate alla distinzione tra materiale disciolto e particellato, per valutare il P potenzialmente disponibile per il





rilascio dai sedimenti.

Per quanto riguarda i meccanismi di rilascio del P dai sedimenti, il più semplice avviene attraverso la mineralizzazione delle particelle risospese. Molto più complessa è la mobilizzazione dei diversi tipi di P particolato entro il sedimento verso il liquido interstiziale e di qui verso la colonna d'acqua. La mobilizzazione può essere mediata da reazioni biochimiche di mineralizzazione, dal rilascio conseguente all'autolisi cellulare o da processi fisici e chimici di dissoluzione,

deassorbimento e scambio ionico.

Il meccanismo principale del trasporto del P è la diffusione, che può essere accelerata da gradienti di concentrazione all'interfaccia sedimento/acqua, favoriti dalla bioturbativa.

Come i cicli del C e dell'N, quello del P è marcatamente influenzato da fattori ambientali quali temperatura, pH e potenziale redox. Poiché la parte preponderante dei processi coinvolti nel ciclo dei nutrienti tra sedimenti e acque è di natura biologica (assimilazione, mineralizzazione, bioturbazione), il parametro che influenza maggiormente l'intensità dei vari processi è la temperatura (fig. 5).

Un aumento della temperatura con idonee concentrazioni di ossigeno può portare ad un aumento della bioturbativa e perciò accelerare il ciclo dei nutrienti tra sedimenti e acque; d'altro canto un aumento della temperatura porta anche ad un aumento dell'attività microbica e del consumo di O_2 disciolto. Questo, a sua volta, dovrebbe ridurre la bioturbativa e quindi il ciclo dei nutrienti. La caduta di O_2 comporta una variazione del potenziale redox ed un incremento della mobilizzazione del fosfato, o dei prodotti di decomposizione, provocando a sua volta ripercussioni sul ciclo degli altri nutrienti.

Poiché, come si è visto, il ciclo dei nutrienti tra sedimenti e acque non può essere ricondotto entro semplicistici modelli o schematizzazioni, occorre conoscere a fondo i parametri ed i processi implicati nei singoli casi specifici per poter avviare in modo appropriato interventi di risanamento ambientale.

F. P.

COMIN F. A., MENENDEZ M & LUCENA J. R. - 1990

Proposals for macrophyte restoration in eutrophic coastal lagoons

Hydrobiologia, 200/201: 427-436

[249]

Gli ecosistemi lagunari costieri sono caratterizzati dal mescolarsi di acque dolci e marine, con proporzioni variabili nel tempo e nello spazio. La produttività è generalmente alta, ma soggetta a fluttuazioni irregolari. L'eutrofizzazione di questi sistemi produce effetti simili a quelli lacustri: aumento della concentrazione

di nutrienti e dei popolamenti vegetali. Gli Autori hanno studiato le relazioni tra fitoplancton e macrofite radicate in due lagune (Encañizada e Tancada) nel delta del fiume Ebro (Spagna NE).

Nella prima sono presenti numerose macrofite rappresentate soprattutto da *Ruppia cirrosa* e *Potamogeton*

ton pectinatus mentre nella seconda, dal 1976, è presente solamente il fitoplancton, con fioriture molto intense. I fattori più importanti per la crescita delle due macrofite considerate sono la luce e la salinità.

Il fattore luce sembra essere stato decisivo nell'aver determinato la scomparsa delle macrofite da Encañizada. A 70 cm di profondità si registra solamente l'1,6% della luce, rispetto al 51% di Tancada.

L'obiettivo della ricerca è di ristabilire il popolamento macrobentonico nella laguna di Encañizada.

L'impianto diretto di *R. cirrosa* proveniente dalla vicina laguna di Tancada si è dimostrata efficace solamente in piccole aree chiuse nelle quali la sedimentazione diminuiva la torbidità. *P. pectinatus* è risultato più adattabile alla scarsa luminosità, ma meno resistente alle variazioni di salinità. La scelta della specie da reintrodurre dipenderà quindi da quale dei due fattori si vorrà controllare.

La riduzione del fitoplancton attraverso il controllo della fauna ittica si è rivelato di difficile applicazione

in grandi lagune costiere collegate sia al mare che a sistemi di acque dolci; tuttavia barriere per pesci che risospendono i sedimenti (carpe) sono efficaci nel ridurre la bioturbazione e quindi nell'aumentare la luminosità. Comunque le fluttuazioni di salinità inducono lo sviluppo di comunità zooplanctoniche intense, ma limitate nel tempo, e il loro effetto sul fitoplancton non è fondamentale.

Il terzo approccio è a livello di ecosistema e comporta la riduzione dei nutrienti. La deviazione verso il mare delle acque eutrofiche provenienti dalle risaie sarebbe abbastanza semplice, ma non è prevedibile come varierà il rapporto N/P a causa del rilascio dai sedimenti e delle intense attività biochimiche che avvengono in laguna. Inoltre il livello dell'acqua diminuirebbe, per cui sarebbe necessario aumentare lo scambio con le acque marine, con conseguenti variazioni di salinità. Infine gli Autori ritengono che il recupero di zone costiere degradate non debba avvenire scaricando il problema in un altro ecosistema.

B. M.

MOSS B. - 1990

Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components.

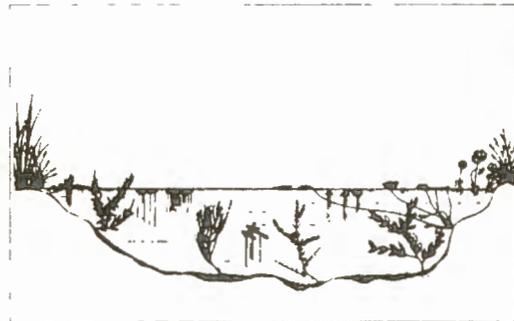
Hydrobiologia, 200/201: 367-377.

L'eutrofizzazione dei laghi può essere percepita in maniera diversa in realtà socio-culturali diverse. Così in un paese del terzo mondo l'accresciuta produttività può essere positiva mentre in un paese come l'Inghilterra, dove l'uso prevalente degli specchi d'acqua è ricreativo-sportivo, può essere negativa.

In laghi di bassa profondità l'eutrofizzazione può anche portare a problemi quali la diffusione del botulismo nella popolazione ornitica e morie di pesci per carenza di ossigeno disciolto o sviluppo di alghe tossiche.

Il problema è diverso a seconda che si tratti di laghi profondi o bassi. Nei primi, infatti, la zona litorale

[250]



adatta alla vita delle macrofite acquatiche è relativamente limitata e, in genere, l'eutrofizzazione è legata ad immissioni puntiformi più facilmente controllabili. I planctonti filtratori che controllano il fitoplancton (Cladoceri) trovano rifugio dai pesci nelle acque più profonde.

I laghi bassi, generalmente situati in zone agricole e quindi con un apporto trofico diffuso, sono caratterizzati da un grande sviluppo della zona litorale adatta alla crescita delle macrofite. Quando comincia ad aumentare considerevolmente il fitoplancton si riduce la luce disponibile sul fondo e conseguentemente la crescita delle macrofite sommerse tra le quali si rifu-

giano i Cladoceri. Questo processo porta alla scomparsa delle macrofite ed alla totale dominanza del fitoplancton, con sviluppo di Cianofitiche e perdita di limpidezza dell'acqua.

La riduzione dell'azoto e del fosforo ai valori precedenti (qualora fosse possibile) non porta necessariamente allo stabilirsi della situazione in cui dominavano le macrofite e questo per due motivi:

- 1) il cambiamento non è in relazione lineare con l'apporto trofico: le due condizioni possono coesistere in luoghi diversi dello stesso lago;
- 2) Ognuna delle condizioni (dominanza delle macrofite o del fitoplancton) ha dei sistemi di autoconservazione in difesa dai cambiamenti esterni.

In osservazioni condotte su alcuni stagni del Norfolk Broadland si è evidenziato che il solo aumento di carico trofico non porta ad un eccessivo sviluppo di fitoplancton con scomparsa delle macrofite. Affinché ciò avvenga è necessario anche un impatto diretto sulla comunità delle macrofite.

Nei casi studiati sono stati evidenziati come determinanti fattori quali l'azione degli erbicidi sulle macrofite, la loro rimozione manuale, danni dalle eliche dei motori, il pascolo da parte di mammiferi o uccelli introdotti, la riduzione dei Cladoceri per presenza di pesticidi.

Escludendo le situazioni estreme di oligotrofia (tipicamente a macrofite) ed eutrofia (tipicamente a fitoplancton), l'Autore ritiene che nelle situazioni intermedie siano possibili interventi di biomanipolazione per indurre la dominanza dell'una o dell'altra comunità.

In questa ipotesi sono da considerare due fattori: le condizioni di luce adatte allo sviluppo delle macrofite

e il mantenimento di una adeguata comunità di Cladoceri fitoplanctofagi.

Si possono ottenere buoni risultati eliminando, almeno temporaneamente, la popolazione ittica zooplanctofaga. Questa soluzione, tuttavia, è generalmente osteggiata dai pescatori locali e quindi si è preferito puntare sulla costruzione di aree di rifugio per lo zooplancton.

Queste possono essere aperte o chiuse ed entrambe sono state sperimentate. Le strutture aperte sono quelle che riproducono in qualche modo l'ambiente-rifugio naturale delle macrofite. Escluse, per ragioni di costo, strutture artificiali in polipropilene, sono state sperimentate fascine di rami di ontano.

Per il primo anno i risultati sono stati positivi ma, in seguito, l'eccessivo sviluppo del perfiton ne ha fortemente ridotto l'efficacia, fenomeno che non avviene con letti di macrofite in quanto il loro fogliame viene rinnovato ogni anno.

Sono state quindi provate strutture chiuse rappresentate da gabbie di rete di nylon da 1 mm e con dimensioni di 1x2 m. A seguito dei positivi risultati ottenuti, si intende procedere alla posa di una gabbia di un ettaro al cui interno verranno rimossi tutti i pesci mediante elettrostorditore e verranno piantate macrofite. Quando questo primo letto sarà ben sviluppato, si procederà alla costruzione di una seconda gabbia e così via. Il problema sarà di decidere quando rimuovere le gabbie.

Una buona biomanipolazione deve, infatti, essere capace di automantenersi e lo scopo è ricreare un ecosistema in cui possano trovare un equilibrio stabile macrofite acquatiche e fauna ittica.

B.M.

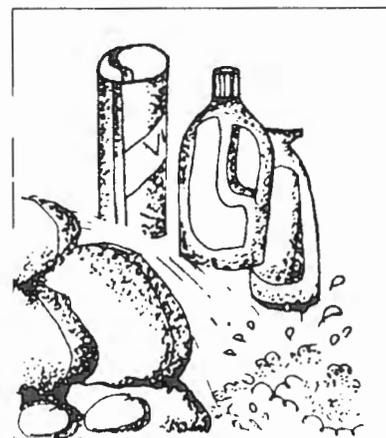
LEWIS M. A. - 1991

Chronic and sublethal toxicities of surfactants to aquatic animals: a review and risk assessment

Water Research, 25: 101-113

[251]

Il consumo mondiale di saponi e tensioattivi sintetici nel 1987 è stato di circa 15 milioni di tonnellate; i tensioattivi - a causa del loro uso generalizzato - sono



rintracciabili a varie concentrazioni soprattutto nelle acque naturali superficiali, ma anche in quelle sotterranee, nei sedimenti e nei suoli trattati con fanghi.

I dati di tossicità dei tensioattivi nei confronti della vita acquatica sono stati più volte discussi nella letteratura scientifica, ma le valutazioni ambientali basate su queste reviews sono solitamente obsolete a causa del costante sviluppo di nuovi tensioattivi e della riformulazione dei componenti di prodotti detergenti già esistenti. I dati, inoltre, sono generalmente relativi a prove di tossicità acuta e spesso concernono soprattutto i tensioattivi anionici.

L'articolo presenta un elenco aggiornato di effetti cronici e subletali determinati in organismi acquatici da numerosi tensioattivi appartenenti a varie categorie chimiche; per semplicità, l'Autore ha considerato dati di tossicità cronica tutti quelli generati in sperimentazioni che eccedono i tempi normalmente accettati per i test di tossicità acuta, e cioè 48 h per gli invertebrati e

96 h per i pesci.

Daphnia magna si è rivelata la specie più comunemente utilizzata per i test, mentre fra gli organismi marini compaiono spesso i molluschi; fra i pesci, l'organismo più frequentemente studiato è la sanguinerola. L'articolo riporta le risposte fisiologiche e comportamentali più comuni registrate durante i saggi di tossicità subletale. L'Autore sottolinea come una valutazione relativamente completa di un composto necessiti l'inclusione di numerosi test con diversi organismi (alghe, invertebrati, pesci) che rappresentino i livelli trofici planctonici e bentonici degli ambienti d'acqua dolce o salata in cui il composto viene scaricato. Inoltre sono necessarie misure recenti delle concentrazioni ambientali di quello specifico composto poichè esse potrebbero riflettere i consumi più recenti, i meccanismi di biodegradazione e di rimozione all'interno del comparto, e quindi produrre uno scenario d'esposizione più realistico.

M. A.

HALL W.S., MIRENDA R.J. - 1991

Acute toxicity of wastewater treatment polymers to *Daphnia pulex* and the fathead minnows (*Pimephales promelas*) and the effects of humic acid on polymer toxicity

Research Journal WPCF, 63: 895-899.

[252]

Nel trattamento delle acque usate civili od industriali possono essere utilizzati numerosi additivi, la tossicità della maggior parte dei quali è ignota.

L'articolo descrive i risultati dello studio condotto per valutare la tossicità acuta di 34 polimeri -utilizzati negli impianti di depurazione- nei confronti di *Daphnia pulex* e di *Pimephales promelas*. Il crostaceo si è dimostrato più sensibile del pesce nei confronti di circa l'81% dei polimeri saggiati, ma in alcune occasioni si è registrato un ribaltamento della sensibilità delle due specie.

I risultati dello studio indicano che la chimica dei polimeri è, in generale, il fattore che controlla la

tossicità dei polimeri nei confronti di *D. pulex*, mentre la densità di carica è usualmente il fattore che controlla la tossicità nei confronti di *P. promelas*. Il peso molecolare dei polimeri non può essere correlato con la tossicità, per nessuna delle due specie.

L'aggiunta di acidi umici all'acqua utilizzata per i test riduce la tossicità dei polimeri per entrambe le specie di oltre due ordini di grandezza, indicando che gli studi sulla tossicità condotti in condizioni controllate di laboratorio tendono a sovrastimare la tossicità registrabile in condizioni d'uso reale.

M. A.

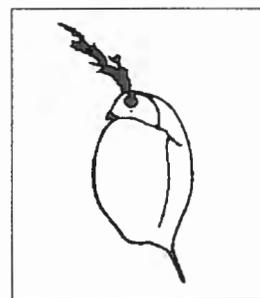


MUNZINGER A. - 1990

Effects of nickel on *Daphnia magna* during chronic exposure and alterations in the toxicity to generations pre-exposed to nickel

Wat. Res., 24: 845-852.

[253]



Scopo del lavoro descritto dall'articolo era quello di capire se la tossicità del nichel nei confronti di *Daphnia magna* aumenta nelle generazioni successive quando più di una generazione viene esposta a concentrazioni subletali del metallo, o se la popolazione acquisisce una maggior tolleranza.

Daphnia magna fu perciò allevata in presenza di concentrazioni subletali di nichel (40, 80, 120, 160 e 200 ppb) e, per rilevare gli effetti cronici cumulativi, furono misurati parametri individuali come la lunghezza corporea e la dimensione della covata degli organismi primipari e la lunghezza corporea dei neonati delle diverse covate, e parametri della popolazione come il tasso intrinseco di crescita.

La vita media risultò significativamente inferiore al controllo per esposizioni superiori a 40 ppb Ni; la consistenza della prole e la lunghezza corporea massima degli adulti e dei neonati risultarono ridotti a concentrazioni superiori ad 80 ppb Ni. La lunghezza e la dimensione della covata degli organismi primipari si

ridussero ad esposizioni superiori a 120 ppb Ni. Il tasso intrinseco di crescita della popolazione risultò inversamente proporzionale alla concentrazione di nichel. Nelle sette successive generazioni esposte a 160 ppb Ni, sia la durata media della vita che la lunghezza degli organismi primipari diminuì significativamente all'aumentare del tempo.

La progenie delle generazioni pre-esposte al nichel non mostrò adattamento nei confronti del metallo, ad eccezione di un alterato schema riproduttivo che indusse un aumento del tasso intrinseco di crescita della popolazione.

Il trasferimento della progenie derivata da organismi pre-esposti in acqua pura indusse un aumento della lunghezza corporea, della vita media, della consistenza della prole, della dimensione e del numero delle covate, e della lunghezza massima corporea dei neonati. Tuttavia, questa progenie rimase più piccola della progenie degli organismi di controllo.

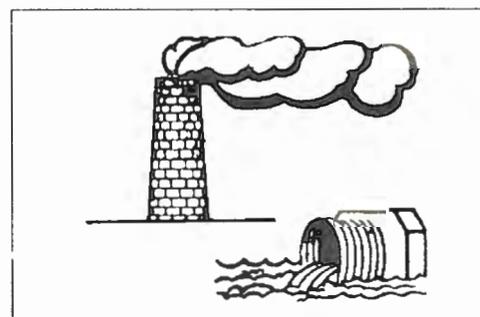
M. A.

B.R. PARKHURST, D.I. MOUNT - 1991

Water-quality-based approach to toxic control

Water Environment & Technology, 3 (12): 45-47.

[254]



L'articolo propone interessanti considerazioni relative alla utilizzazione dei saggi biologici per il controllo della tossicità degli effluenti complessi.

Le agenzie statunitensi che autorizzano e controllano gli scarichi chimici tossici attraverso il sistema NPDES (National Pollutant Discharge Elimination System) includono spesso nel regime autorizzatorio,

oltre al controllo dei parametri chimico-fisici, anche limiti alla tossicità degli effluenti (WET: Whole Effluent Toxicity). In alcuni casi è anche prevista l'adozione di criteri biologici per stabilire limiti specifici sugli effetti biologici rilevabili nei corpi idrici recettori.

In particolare, gli Autori esaminano le problemati-

che connesse con:

- a) i limiti tossicologici da imporre agli scarichi;
- b) la variabilità dei risultati conseguibili con i test di tossicità sugli effluenti complessi (WET test results);
- c) la rapida riduzione di tossicità nelle acque riceventi.

I limiti alla tossicità degli effluenti (WET limits) si basano sulla concentrazione dello scarico rilevabile nel corpo idrico ricettore (IWC: Instream Waste Concentration) e, di norma, prendono in considerazione la tossicità cronica. La IWC viene calcolata considerando la portata massima dello scarico e la portata minima del corso d'acqua ricettore corrispondente alla media dei 7 giorni di portata minima rilevabili in un intervallo di 10 anni (7Q10). Si ottiene, in tal modo, un ampio margine di sicurezza, considerando che la portata 7Q10 è un evento molto poco probabile che si verifica, di regola, per lo 0,2% del tempo.

I limiti ottenibili tramite i permessi NPDES costituiscono perciò un provvedimento estremamente cautelativo e si rivelano ragionevoli -in base al rapporto costi/benefici- solo quando si considerino i corsi d'acqua con portata poco variabile ed interessati da numerosi scarichi tossici. In quest'ultimo caso, il superamento dei WET limits può produrre effetti dannosi sulle comunità biologiche delle acque riceventi.

Gli effetti tossici acuti e cronici possono essere valutati sia mediante test su una serie di concentrazioni dello scarico che mediante test su una singola concentrazione.

I risultati dei WET test, come tutte le altre misure ambientali, sono variabili. La variabilità intralaboratorio, stimata come coefficiente di variazione per le concentrazioni mediane, varia da 0% a 135% nei test acuti e da 0% a 20% nei test cronici; la variabilità interlaboratorio varia, rispettivamente, da 0% a 166% e da 0% a 83%. Nel caso di saggi basati su singole

concentrazioni di effluente è stato dimostrato che la variabilità interlaboratorio varia da 0% al 100%.

Quando, nei permessi NPDES, viene fissato un limite alla tossicità di uno scarico, ogni superamento di tale limite rappresenta una violazione della legge. Per evitare che variazioni casuali, dovute alla variabilità del metodo, conducano ad una violazione della norma, potrebbe essere concesso un superamento dei limiti per un'opportuna percentuale dei campionamenti.

Se la tossicità dell'effluente si riduce rapidamente nel corpo idrico ricettore, i risultati dei WET test basati sulla IWC possono sovrastimare gli effetti sul biota residente. L'eventuale riduzione della tossicità dell'effluente nel corpo idrico ricettore può essere stimata usando l'acqua del ricettore stesso come acqua di diluizione nei test, conducendo saggi tossicologici "ambientali" che simulano l'esposizione delle comunità biologiche residenti.

Nelle conclusioni gli Autori, pur sottolineando l'importanza ai fini regolatori dell'applicazione dei limiti tossicologici agli effluenti, sostengono che limiti eccessivamente restrittivi possono risultare troppo costosi, non necessari o, addirittura, inefficaci; ricordano, inoltre, che anche gli impianti di abbattimento generano problemi ambientali collaterali consumando energia, impiegando sostanze chimiche e producendo rifiuti, con il connesso problema dei residui. Raccomandano, di conseguenza, l'eliminazione di metodi che, nel calcolo dei limiti alla WET, sovrastimano la probabilità di pericolo per le comunità acquatiche; suggeriscono di considerare la variabilità dei saggi tossicologici e di riconoscere i fattori sito-specifici che contribuiscono a ridurre gli effetti tossici degli effluenti verso il biota acquatico.

G. Sb.

SINGH U.P., SCHOLL J.E. - 1989

Computer modeling for water quality planning: a case study

Journal WPCF, 61: 87-94

[255]

Stabiliti i criteri di qualità delle acque superficiali e quantificati i carichi inquinanti provenienti dalle varie fonti, si rende necessario effettuare un'analisi



delle alternative più economiche per ridurre l'inquinamento e raggiungere un determinato obiettivo di qualità.

Nel 1980, l'EPA ha sviluppato in tal senso due modelli: il Continuous Stormwater Pollution Simulation System (CSPSS) ed il Computer Optimized Stormwater Treatment (COST).

Il CSPSS è strutturato come una serie di moduli, ognuno destinato ad elaborare un certo insieme di dati idrologici o di qualità dell'acqua, e combinati in modo che l'output di uno diventi l'input dell'altro; in alcuni casi, è disponibile più di un'opzione per determinare una data funzione ed il sistema è strutturato in modo tale da poter consentire l'aggiunta di altri moduli con una variazione minima dell'esistente. I parametri di inquinamento considerati dal modello sono BOD, TKN, SS, coliformi fecali e piombo; le risposte simulate del corpo recettore comprendono SS, DO, coliformi fecali e concentrazione di piombo totale e disciolto. I risultati della simulazione includono la distribuzione di frequenza cumulativa dei singoli parametri, così come le concentrazioni massime e medie: questi risultati sono utili per il confronto con i criteri di qualità e per stimare gli impatti acuti e cronici sulle specie acquatiche.

Il programma COST è strutturato in cinque modu-

li: il primo riguarda l'ottimizzazione della raccolta e del trattamento delle acque usate (5 livelli), il secondo concerne l'ottimizzazione delle modalità gestionali (2 opzioni parallele), il terzo riguarda l'ottimizzazione dello spartiacque (mettendo in serie i primi due moduli) ed il risultato di questo viene ottimizzato su base territoriale: in tal modo vengono identificate le migliori combinazioni fra le varie alternative per il controllo ambientale.

I due modelli sono stati saggiati sul Sandusky River in relazione all'impatto determinato dalla città di Bacyrus che conta circa 14.000 abitanti e dispone di impianto di depurazione. Gli effetti delle fonti inquinanti diffuse e puntiformi sono ben visibili sul corso d'acqua, che a valle della città diviene fonte di approvvigionamento idrico per altre cittadine.

I risultati ottenuti attraverso la simulazione con CSPSS mostrano che i criteri di qualità stabiliti per ossigeno disciolto, solidi sospesi e coliformi fecali vengono violati nel fiume a valle di Bacyrus, e che la rimozione di tutti i sovraccarichi inquinanti di origine fognaria non eliminerebbe completamente il superamento dei limiti relativi ai criteri di qualità DO e coliformi fecali; il programma COST identifica le migliori alternative per la riduzione dei carichi inquinanti.

M. G.

HISCOCK K.M., LLOYD J.W. & LERNER D.N. - 1991

Review of natural and artificial denitrification of groundwater

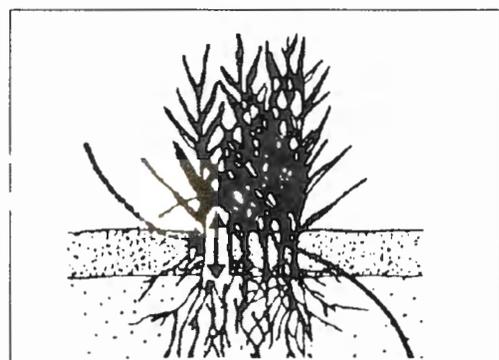
Water Research, 25: 1099-1111

[256]

Uno dei metodi per assicurare la fornitura di acque potabili a basso tenore di nitrati è quello di sfruttare il processo di denitrificazione operato dai microrganismi: gli Autori esaminano gli aspetti biochimici della denitrificazione naturale che si realizza nelle acque profonde. Appositi studi hanno evidenziato che la denitrificazione naturale avviene in maggior misura nelle falde acquifere in cui è più elevata la concentra-

zione di carbonio organico ossidabile. I processi naturali non appaiono tuttavia sufficienti a rimuovere le grandi quantità di nitrati che vanno accumulandosi nelle falde acquifere. Viene quindi presa in esame la potenzialità della denitrificazione artificiale come processo di trattamento delle acque.

Gli Autori distinguono le metodologie d'intervento "di superficie" da quelle "in situ". Le prime consi-



stono nell'installazione, sul suolo soprastante le falde, di impianti che provvedono alla denitrificazione - seguita da un trattamento secondario convenzionale di smaltimento dell'eccesso di biomassa- ed alla riaerazione. Le seconde vengono attuate con l'immissione nel sottosuolo di nutrienti attraverso uno o più pozzi di iniezione in modo che il trattamento delle acque avvenga senza estrazione delle stesse.

Nell'articolo vengono considerati i principali vantaggi e svantaggi derivanti dall'impiego di tali metodi.

Le tecniche di denitrificazione in situ appaiono vantaggiose in quanto non richiedono l'estrazione delle acque da trattare; l'efficienza di tali tecniche risulta inoltre indipendente dalle variazioni stagionali di temperatura. A fronte di questi aspetti positivi, la denitrificazione sotterranea presenta tuttavia una serie di problemi:

- possibile ostruzione dei pori del terreno causata dall'immissione dei nutrienti;
- efficacia sensibilmente inferiore a quella dei pro-

cessi di denitrificazione di superficie,

- possibile diminuzione di efficienza a causa del mescolamento in profondità fra acque trattate e non trattate;
- utilizzabilità su aree di limitata estensione.

Le tecniche di superficie mostrano invece una capacità di denitrificazione assai elevata, paragonabile -se non in certi casi superiore- a quella delle tecniche a scambio ionico attualmente impiegate. I principali svantaggi rispetto alle tecniche in situ sono rappresentati dall'esigenza di smaltimento della biomassa risultante dal trattamento e dalla necessità di estrarre in superficie le acque da trattare.

Gli Autori prevedono che in futuro le tecniche in situ potranno trovare utile applicazione per falde acquifere di ridotte dimensioni, localizzate in luoghi non agevolmente accessibili, caratterizzate da terreno poroso e scarsa profondità; in queste circostanze, i complessi impianti per la denitrificazione di superficie si rivelerebbero infatti eccessivamente costosi.

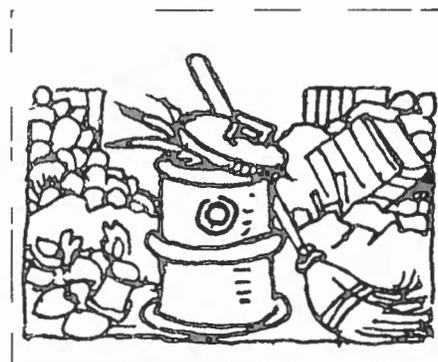
A. A.

MANIATIS K., FERRERO G. L. - 1992

Risultati e prospettive per gli impianti di compostaggio realizzati come attività dimostrative della CEE

Acqua-Aria, 10: 969-975

[257]



Dopo una breve introduzione sulle varie tecnologie disponibili per il compostaggio dei rifiuti e sulle proprietà del compost, questo articolo esamina gli aspetti tecnici dei progetti di compostaggio del Programma Dimostrativo dell'Energia della Direzione Generale per l'Energia.

Vengono presentati i progetti dimostrativi: 1) Separazione dei rifiuti e compostaggio nel Comune di Kalamata; 2) Impianto di compostaggio con recupero di calore per una produzione integrata di compost, lombrichi, piscicoltura, coltura all'aperto e da serra; 3) Utilizzazione del calore biologico da compostaggio

controllato di rifiuti agricoli mediante recupero dell'energia di condensazione dell'aria esausta; 4) Compostaggio accelerato dei rifiuti di mattatoio mescolati con rifiuti ligneo-cellulosici; 5) Sistema integrato per maturazione di compost con un processo di controllo computerizzato.

Vengono presentati i risultati disponibili dei progetti ultimati e vengono analizzati gli aspetti economici. Inoltre vengono discusse le prospettive future degli impianti di compostaggio della CEE; la relazione si conclude con alcune raccomandazioni per le esigenze future.

M. G.

SEGNALAZIONI



a cura di NINO MARTINO

TUTELA E GESTIONE DEGLI AMBIENTI FLUVIALI

Ed. WWF, serie Atti e Studi n° 8, Roma, 1992

Finalmente un volume di carattere interamente propositivo: ritenuta ormai consolidata la consapevolezza dei numerosi impatti delle opere di artificializzazione fluviale -che vengono, comunque, sintetizzati in poche pagine- il libro raccoglie contributi di vari Autori sulla corretta gestione e sul ripristino degli ambienti fluviali.

Ad un'introduzione al fiume come risorsa e agli sprechi che attualmente se ne fanno, seguono alcuni capitoli di carattere ecologico: un buon inquadramento teorico e terminologico del fiume come ecosistema, territorio e paesaggio, dei metodi di valutazione del suo stato di criticità e alcuni aspetti per un corretto governo dei fiumi (S. Malcevschi), i metodi di valutazione della qualità biologica degli ambienti fluviali (G. Sansoni) e della loro qualità ecologica, comprensiva delle fasce perifluviali (B. Maiolini).

H.M. Schiechl e H. Zeh espongono, con dovizia di foto e disegni, le tecniche costruttive dell'ingegneria naturalistica e le applicazioni estere, mentre P. Binet e F. Florineth ne presentano, rispettivamente, le esperienze italiane e quelle sui torrenti alpini, fornendo anche utili dettagli sulle caratteristiche delle specie da

impiegare e sui metodi di calcolo necessari alla progettazione degli interventi.

M. Ferri illustra una lucida sintesi dei vari tipi di passaggi per pesci. A. Agapito Ludovici sottolinea l'importanza delle lanche -pienamente rientranti nell'ecosistema fluviale- e ne presenta metodi ed esperienze di recupero. Particolarmente prodigo di accorgimenti tecnici e di disegni esplicativi è il capitolo di A. Bardi sugli interventi di gestione delle zone umide (recupero idraulico, controllo dell'interrimento, difesa della qualità delle acque, controllo e riqualificazione della vegetazione, riqualificazione faunistica, costruzione di isolotti, acquitrini, opere complementari).

Le cause antropiche del sempre più pressante problema della scarsità delle portate estive fluviali e le linee d'intervento per risolverlo sono illustrate da M. Didero, mentre E. Paris e F. Preti espongono il quadro delle conoscenze e delle discipline necessarie ad un corretto governo dei bacini idrografici.

M. Bacci e A. Nardini guidano il lettore a districarsi nel "mercato dei modelli" matematici per la previsione dell'inquinamento fluviale e C. Magliola fornisce indicazioni per affrontare l'inquinamento diffuso, con

particolare riferimento a quello di origine agricola.

Dopo i tanti volumi relativi alle aggressioni agli ambienti fluviali recensiti su *Biologia Ambientale* è un piacere segnalare su queste stesse pagine un testo che fornisce utili indicazioni pratiche ai tecnici che inten-

dono adottare un approccio più rispettoso. Il libro (219 pagine, £ 30.000) può essere richiesto alle sedi locali del WWF o, contrassegno, a: *Panda Shop, c/o WWF, via Donatello 5B- 20131 Milano (tel. 02/29404260).*

G. Sansoni

H. SCHIECHTL e R. STERN

INGEGNERIA NATURALISTICA

Manuale delle opere in terra

Ed. Castaldi, Feltre (Belluno), 1992

Negli ultimi anni si è sviluppata in larghi strati della popolazione una maggiore attenzione per la natura e per l'ambiente, nonché la preoccupazione per l'impoverimento del paesaggio. Ne deriva una sempre maggiore esigenza e importanza degli interventi costruttivi propri dell'ingegneria naturalistica, per la cui attuazione è però necessaria una formazione adeguata da parte dei tecnici e del personale addetto.

Il manuale -che segue e completa "Bioingegneria Forestale" pubblicato nel 1991 dalla stessa casa editrice- ha lo scopo di far conoscere alla cerchia più vasta possibile di esperti le modalità di intervento dell'ingegneria naturalistica e di incoraggiarne l'uso per il ripristino ambientale di paesaggi alterati da scavi, riporti, deposito di materiali, ecc.

Tutti i dati ed i riferimenti relativi all'attitudine ecologica e tecnica delle diverse piante hanno finalità pratiche. Vengono fornite indicazioni concrete per la progettazione e l'esecuzione di lavori di consolidamento da attuare nel paesaggio. Il libro offre, non solo all'ingegnere civile e al tecnico addetto alle bonifiche, ma anche al forestale e all'agricoltore, la possibilità di eseguire opere paesaggistiche più in equilibrio con l'ambiente.

Questo libro -il primo di un'opera in due volumi- sarà seguito da un testo sui lavori idraulici secondo le tecniche dell'ingegneria naturalistica. L'opera, di 174 pagine è in vendita nelle librerie (£ 48000) o può essere richiesta a: *Editrice Panfilo Castaldi, via Paradiso 27 - 32032 Feltre (BL).*

P. Resti

INDICE

Progettazione ed esecuzione

Progettazione adattata al paesaggio - Esecuzione mirata alla salvaguardia del paesaggio - Pianificazione dei lavori di ingegneria naturalistica.

Le tecniche costruttive dell'ingegneria naturalistica

Spiegazione dei termini - Funzione ed effetto - Materiali da costruzione biologici - Scelta delle specie - Inquadramento della vegetazione e provenienza delle piante - Moltiplicazione delle piante - Lavori preparatori - Scelta del metodo e del tipo costruttivo - Periodo della costruzione - Limite d'impiego - Costo delle costruzioni.

I metodi ed i tipi dell'ingegneria naturalistica

Interventi di rivestimento - Inerbimenti - Semine di manti erbosi - Semina con fiorume - Semina standard - Idrosemina - Semina a secco - Semine a mulch - Semine di piante legnose - Reti a difesa dall'erosione - Materassi seminati - Mantellate grigliate - Copertura vegetale diffusa - Interventi stabilizzanti - Talee - Graticciata - Fascinata viva - Drenaggio con fascine - Solchi con fascine vivo e piantine - Cordonata sec Praxl - Gradonate - Gradonata con impiego di latifoglie radicate - Gradonata con impiego di ramaglia viva con capacità di propagazione vegetativa - Gradonata con impiego di latifoglie radicate e ramaglia viva - Rivestimento vegetale di fossi - Palizzate - Interventi combinati - Muro a secco rinverdito, scogliera - Cuneo filtrante - Gabbionata rinverdita - Materiali geotessili rinverditi - Elementi a reticolo spaziale rinverditi - Grata viva a camera con messa a dimora di piante - Interventi complementari - Messa a dimora di piante allevate con pane di terra, in vaso o in contenitori - Traslazione di manti vegetali - Piantazione di rizomi e di cespi divisi - Piantazione di rizomi e di rizomi sminuzzati - Costruzioni particolari - Opere contro la caduta di sassi - Opere frangivento - Barriere antirumore.

Cura e manutenzione delle sistemazioni

Tavole a colori

Glossario

Bibliografia (con indicazione del settore tecnico)

G. N. BALDACCINI, A. LACCI - 1992

SEGUENDO LA CORRENTE

piccola guida all'ambiente fluviale

Provincia di Lucca, assessorato all'ambiente

A dispetto della modestia del sottotitolo, basta sfogliare qualche pagina per rendersi conto della grande cura posta nella stesura del volume, destinato al mondo della scuola come guida di facile consultazione per un primo approccio agli ecosistemi fluviali.

Per rendere immediato ed attraente l'approccio sistemico e il concetto di complessità ambientale, splendide tavole-diorama evidenziano i rapporti tra le specie e il loro ruolo all'interno dell'ecosistema.

L'ambiente fluviale viene suddiviso in tre unità (alto, medio e basso corso), ciascuna delle quali è trattata con una parte introduttiva e una raccolta di schede. La prima mostra le connessioni tra le varie componenti dell'ecosistema (ambienti e microambienti acquatici e terrestri; animali e vegetali superiori e

inferiori) mirando a far cogliere la funzione di ciascuna specie in rapporto alla funzionalità dell'intero sistema.

Un centinaio di schede illustrate descrive la miriade di adattamenti morfologici e funzionali delle singole specie (alghe, muschi, piante superiori, macroinvertebrati, anfibi, rettili, pesci, uccelli) aiutando il lettore a compiere altrettante "viste ravvicinate" in quell'ambiente unitario ricomposto nei diorama.

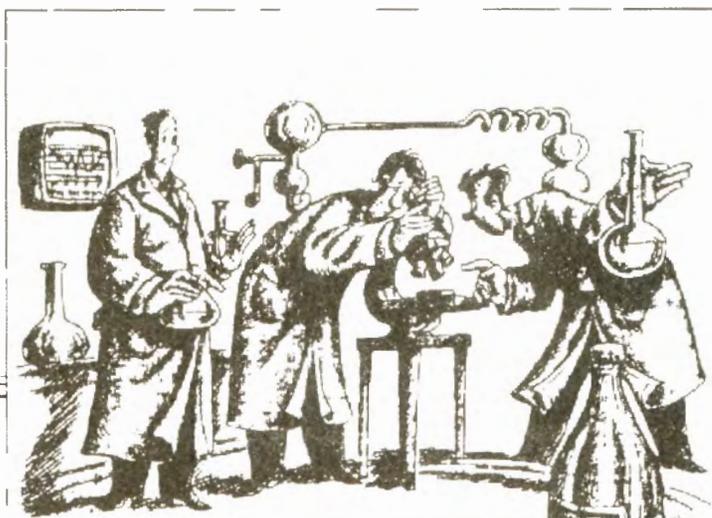
Per la serietà dell'impostazione e le pregevoli illustrazioni di R. Faleni il volumetto, nonostante il carattere divulgativo, merita un piccolo posto d'onore anche nella biblioteca del più contegnoso naturalista.

Il volume può essere richiesto all'assessorato all'ambiente della Provincia di Lucca.

P. Resti



PAGINE APERTE



Pubblichiamo la nota relativa alle problematiche metodologiche ed interpretative connesse con la caratterizzazione tossicologica degli scarichi idrici inviataci dai colleghi di Piombino, augurandoci che essa dia l'avvio ad un dibattito costruttivo

La Redazione

SAGGIO DI TOSSICITA' PER EFFLUENTI COMPLESSI

le reali possibilità attuative dei saggi multispecie in un Servizio della Prevenzione e le problematiche concernenti l'interpretazione dei dati

La lettura della nota di Guzzella e Marchetti, apparsa sul n° 5/1992 di *Biologia Ambientale*, ci ha stimolati ad alcune riflessioni che riteniamo utile esporre all'attenzione dei colleghi che si occupano, o intendono occuparsi, di saggi di tossicità su effluenti complessi.

Nel nostro Servizio si è adottato già da alcuni anni un approccio di tipo multispecifico alla valutazione della tossicità degli scarichi idrici industriali, utilizzando quali organismi test forme appartenenti a vari livelli trofici. Vorremmo pertanto riferire le nostre esperienze che, insieme alle indicazioni risolutive delle difficoltà incontrate, -peraltro abbastanza facilmente superabili- ci ha permesso di focalizzare quali siano, a

nostro avviso, i veri problemi che possono sorgere nell'affrontare, con un saggio multispecie, la realtà del controllo tossicologico degli effluenti complessi.

Premettiamo che nella zona di nostra competenza la quasi totalità degli scarichi industriali è costituita da effluenti a concentrazione salina paragonabile a quella dell'acqua di mare. Questo fatto è stato, naturalmente, determinante nella scelta delle specie test, ma non ha spostato affatto quelli che sono e -a nostro giudizio- rimangono i reali termini della questione.

Nell'approntamento del saggio multispecie si è ritenuto opportuno utilizzare vertebrati, crostacei, alghe e batteri. Chiaramente, le difficoltà maggiori si sono presentate nella messa a punto del test di ittios-

sicità, difficoltà peraltro di ordine prevalentemente logistico e che affliggono chiunque si cimenti con un tale tipo di test. Ma, dal momento che per le acque di scarico a rilevante componente salina non ci sono ancora indicazioni normative sulla specie da utilizzare (!), si sono seguite le indicazioni di Marchetti e Calamari sulla possibile utilizzazione di *Poecilia reticulata*, opportunamente acclimatata all'acqua di mare. Il reperimento, il mantenimento e l'acclimatazione di questa specie non pongono problemi di alcun genere: in qualsiasi laboratorio, ancorché con modesti spazi a disposizione, si può eseguire -ad un costo irrilevante- tale test di ittiotossicità.

Per quanto riguarda gli altri saggi, ci siamo rivolti al sistema Microtox™ ed, inoltre, abbiamo utilizzato l'alga verde unicellulare *Dunaliella tertiolecta* ed il crostaceo *Artemia salina*. Il mantenimento di *D. tertiolecta* pone difficoltà facilmente superabili, il Microtox utilizza batteri in fase liofila e per *Artemia salina* sono disponibili kit o, comunque, organismi in fase cistica, di facilissima conservazione e utilizzazione.

Non ci soffermeremo su questa batteria di test di uso quotidiano nel nostro Servizio, se non per affermare che i problemi dell'esecuzione di tutti i saggi, sia dai punti di vista dell'ottimizzazione, della ripetibilità, dell'affidabilità, sia da quelli dell'economicità e del favorevole rapporto tempo/operatore, sono normali problemi di gestione riscontrabili in qualsiasi attività di laboratorio che utilizza metodi batteriologici o biotossicologici e quindi metodi tipici dei laboratori dei P.M.P.

Difficoltà di ben maggiore spessore si presentano invece quando si vanno ad interpretare i dati di una batteria di test e quando ci si accinge a produrre un risultato. Dalla nota di Guzzella e Marchetti traspare l'indicazione degli Autori a compiere una "scelta di necessità". Essi infatti, pur affermando che «... possono essere risolte solo adottando una ulteriore alternativa, che è quella dei saggi multispecie ...», propongono un solo saggio semplificato (nel caso specifico, la *Daphnia*), in quanto la soluzione dei saggi multispecie sarebbe «... però consentita a pochi laboratori nell'attuale situazione italiana ...» Ci permettiamo chiaramente di dissentire, per tutto quanto prima detto, da questa affermazione.

Riteniamo invece che si debba esaminare quella

parte della questione che può, essa sì, mettere in serio imbarazzo chi esegue test multispecie: l'interpretazione dei dati e l'espressione di un risultato. E' infatti ben difficile (e nella nostra esperienza ciò è accaduto solo rare volte) che i risultati -trattandosi di saggi effettuati su effluenti complessi e diluiti da acque di processo- concordino pienamente tra di loro.

Vogliamo porre all'attenzione dei colleghi dei PMP e dei colleghi universitari e dell'IRSA questo argomento di riflessione: il saggio multispecie può, in genere, essere eseguito nei laboratori biotossicologici dei PMP, superando normalissime difficoltà tecniche e logistiche, tranne -e su questo punto concordiamo pienamente- ove si volesse eseguire il test di ittiotossicità con *Salmo gairdnerii* (o *Liza aurata* per gli ambienti salini).

Sarebbe oltremodo opportuno, quindi, da parte degli Istituti di riferimento, indicare la batteria dei test, o perlomeno gli anelli della catena trofica da utilizzare nella batteria -sia per scarichi a normale componente salina, sia per quelli ad elevata componente- ed elaborare un sistema di interpretazione dei dati che permetta di esprimere il risultato in forma oggettiva e chiara, possibilmente con un unico riferimento numerico comprensivo anche dei vari sistemi di misura adottati, come LC₅₀, EC₅₀, percentuale di mortalità o di sopravvivenza.

Mario Bucci e Giancarlo Sbrilli - Servizio Multizonale di Prevenzione Ambientale, USL 25, Piombino (LI)



organismi resistenti alle basse disponibilità di ossigeno disciolto.

Già a 10 giorni si osserva, nelle zone più esposte alla corrente, una colonizzazione da parte di Efemerotteri mobili, facilmente soggetti a "drift" e ben rappresentati nella stazione a monte di questa. In particolare, risulta abbondante il genere *Baëtis*, meno legato al substrato degli altri Efemerotteri, mentre *Choroterpes*, dominante nella staz. 1 e frequentatore della faccia inferiore dei ciottoli (ove maggiormente si manifesta l'anossia), compare solo sporadicamente. Ben rappresentati sono i Chironomidi del gruppo *C. thummi plumosus*, notoriamente resistenti a forti condizioni anossiche; questi, non osservati nel precedente campionamento e rarissimi a monte, hanno rapidamente colonizzato l'ambiente lasciato scoperto dalle specie concorrenti. A soli 190 giorni dall'evento inquinante si registra quindi una discreta rioccupazione dei microambienti lotici e un recupero dalla 5ª alla 3ª C.Q.

Dopo 25 giorni dallo scarico, anche gli Idropsichidi, ben rappresentati a monte, rioccupano la staz. 2, mentre gli Efemerotteri si affermano ulteriormente: discrete abbondanze di *Baëtis* e *Caenis*, presenza consolidata di *Choroterpes* e comparsa di *Ecdyonurus*. Tra i Ditteri, più numerosi, *C. thummi plumosus* è ancora più abbondante del precedente rilevamento.

Dopo 40 giorni anche *Ecdyonurus* si afferma stabilmente e si rinvergono tre generi di Odonati. Nonostante la presenza, ancora abbondante ai bordi, di cruschetto e di anossia, le acque sono inseribili nella 2ª C.Q.

Anche nella staz. 2A l'anossia e la presenza di cruschetto sono ben evidenti, soprattutto ai margini dell'alveo bagnato, durante tutti i rilevamenti. A 10 giorni dallo scarico l'unico taxon presente con un discreto numero di individui è quello dei Chironomidi, col gruppo *C. thummi plumosus* ancor più rappresentato che nella staz. 2; le 10 U.S. considerabili per il calcolo dell'E.B.I. consentono, comunque, l'inserimento in 3ª C.Q. A 25 giorni si rinvergono abbondanti Idropsichidi e aumentano gli Efemerotteri mentre diminuiscono i Coleotteri e non si catturano più Tabanidi e Tubificidi; a 40 giorni scompaiono i Colcotteri mentre la qualità ambientale resta sostanzialmente invariata.

La staz. 2B non subisce sostanziali modifiche nei tre campionamenti, mantenendosi nella 3ª C.Q.

Nella staz. 2C, a 10 giorni dallo scarico, è possibile osservare piccoli pesci perfettamente vitali; la comunità macrobentonica consente l'inserimento in 3ª classe; è da segnalare, in questo rilevamento, la cattura di diverse neanidi di Efemerotteri attribuite al genere *Baëtis* e l'assoluta assenza di ninfe dello stesso genere. E' ipotizzabile che il primo impatto dello scarico abbia eliminato tutti gli stadi larvali di *Baëtis* da questa stazione, ma che rapidamente (dopo soli 10 giorni), cessate le condizioni più critiche, l'ambiente sia stato colonizzato da neanidi (particolarmente soggette a drift) provenienti da monte o schiuse in loco; la colonizzazione delle ninfe, invece, procederebbe più gradualmente da monte a valle. Dopo il primo rilevamento questa stazione è stata sottoposta a risistemazione idraulica con conseguente allargamento dell'alveo bagnato (20 m) e profondità uniforme (5 cm). A questo motivo è presumibilmente attribuibile la diminuzione di U.S. del secondo rilevamento. A 40 giorni dallo scarico, ed a circa 30 dalla risistemazione, comunque, il nuovo substrato è abbondantemente colonizzato da alghe filamentose ed il popolamento macrobentonico può considerarsi rappresentativo della qualità ambientale. Le U.S. sono raddoppiate, con la comparsa di Colcotteri, di un Odonato e di nuovi Efemerotteri; la stazione risulta di 2ª C.Q.

Nella staz. 3 si nota un certo miglioramento tra il primo rilevamento, a 5 giorni dallo scarico, e l'ultimo eseguito in questa stazione, a 25 giorni dallo scarico. E' possibile quindi che la forte tossicità delle sostanze sversate nel fiume abbia manifestato un certo impatto sull'ecosistema acquatico anche alla distanza di 1500 metri dal punto di immissione: solo dopo oltre un mese dallo scarico, la ferita lasciata nella comunità dei macroinvertebrati risulta risanata.

Nella staz. 4, posta circa 3000 m a valle dello scarico (non riportata nello schema sintetico dei risultati), i due campionamenti eseguiti, a 10 e a 25 giorni dall'evento, hanno mostrato popolamenti del tutto simili tra loro e a quello rilevato l'estate precedente: 12 U.S., E.B.I. = 8, C.Q. = IIª.

La forte tossicità dell'ammoniaca, presente in elevate concentrazioni nei liquami suinicoli, è probabilmente responsabile della improvvisa moria ittica osservata il giorno dopo lo scarico. La quantità e la distribuzione dei pesci morti, trascinati dalla corrente

e depositati lungo le rive del fiume, nonché gli effetti osservati sulle comunità dei macroinvertebrati bentonici, inducono a ritenere che la moria sia stata totale per un tratto di 500 m a valle dello scarico; oltre questa distanza, la diluizione dell'ammoniaca e la sua ossidazione a composti molto meno tossici (nitrati) dovrebbero aver consentito la sopravvivenza o la fuga dei pesci.

Sul macrobentos l'impatto dello scarico è ancora evidente a 1500 m dallo scarico mentre non è più rilevabile a 3 km. Non potendo fuggire dall'habitat in cui si trovano, se non per trasporto passivo, la maggioranza di questi organismi, oltre all'effetto tossico diretto dell'ammoniaca, ha risentito profondamente della riduzione di ossigeno indotta dalla degradazione della elevata componente organica dello scarico che si manifesta, in particolar modo, sul fondo ed ai bordi del corso d'acqua, ove si accumulano i sedimenti organici.

La ricolonizzazione, per drift dalle stazioni a monte, per nuove schiuse o per migrazione da lanche laterali non colpite dagli effetti dello scarico, è stata graduale, ma rapida, a partire sia dalle stazioni immediatamente a valle dello scarico (più esposte al drift) che da quelle più lontane (meno colpite dagli effetti devastanti dello scarico).

Notevole è il recupero manifestato dalla stazione più esposta agli effetti immediati dello scarico (staz. 2), senz'altro favorito dalla presenza di una comunità discretamente equilibrata a monte: a 5 giorni dallo scarico i pochissimi organismi presenti consentono di classificare fortemente inquinato l'ambiente (E.B.I. = 2; C.Q. = V^a); bastano, però, soli altri 5 giorni per recuperare quattro punti di E.B.I. e due C.Q.; occorre poi un altro mese per riavvicinarsi all'equilibrio originario della comunità.

Nel tratto compreso tra 200 e 500 m a valle dello scarico, invece, ancora dopo 40 giorni la comunità macrobentonica non ha raggiunto l'equilibrio preesistente.

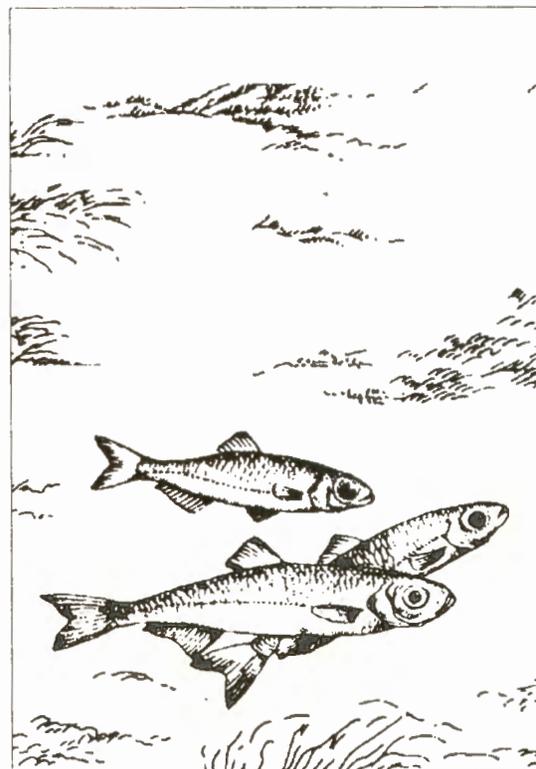
Sono ben note le difficoltà di valutazione economica del danno prodotto da uno scarico inquinante, a causa dei numerosi parametri in gioco, difficilmente quantificabili. Se il danno ittico può essere valutato con una certa approssimazione, risulta aleatorio tradurre in lire, ad esempio, la diminuita capacità autodepurativa del corso d'acqua o il rischio sanitario deri-

vante dall'eventuale utilizzo idropotabile del corso d'acqua.

Per la valutazione del danno ecologico derivante da eventi inquinanti Zanetti e Loro hanno recentemente suggerito il criterio -certamente arbitrario, ma, ai fini pratici, credibile- di valutare in un milione di lire il declassamento di un punto di E.B.I. per ogni tratto di 500 m e per ogni mese di persistenza.

Applicando al caso in esame questo criterio e semplificando l'effetto osservato in un declassamento di due unità di E.B.I., per un mese e per un tratto fluviale di 1500 m, si ottiene una valutazione del solo danno ecologico di 6 milioni di lire. Se, soggettivamente, la visione diretta dell'ecatombe ittica suscitava l'idea che la comunità vivente fosse infinitamente più preziosa, una valutazione meno impulsiva dell'evento può consentire di ritenere accettabile questa cifra. Il danno ittico e quello derivante da altri utilizzi dell'acqua vanno, naturalmente, considerati a parte e calcolati con altri criteri.

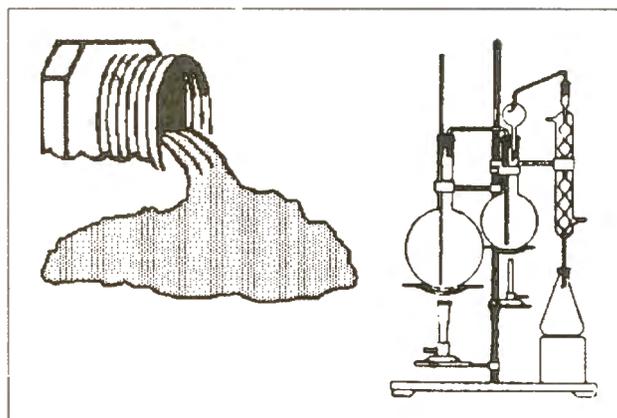
*Roberto Merloni, Ivano Belletti, Giancarlo Quintabà
Regione Emilia Romagna - USL 39, Cesena (FO)*



UNITA' SANITARIA LOCALE N. 25



SERVIZIO MULTIZONALE DI
PREVENZIONE AMBIENTALE
PIOMBINO



Convegno

TRATTAMENTO E CONTROLLO DELLE ACQUE REFLUE CIVILI ED INDUSTRIALI

San Vincenzo (Piombino, LI), Riva degli Etruschi

2 aprile 1993

PROGRAMMA DEI LAVORI:**Dr. Torri**

Acque reflue civili ed industriali. Trattamenti e controlli con riferimento al territorio di competenza del S.M.P.A. USL 25.

Dr. Bucci

Impatto delle acque reflue sull'ambiente marino.

Dr. Battaglini

Problematiche igienico sanitarie legate allo smaltimento delle acque usate.

Dr. Bacci

Misure degli effetti degli inquinanti sui sistemi acquatici.

Dr. Breccia

Nuove tecnologie per le vasche biologiche nella depurazione delle acque civili ed agricole.

TAVOLA ROTONDA**ASPETTI NORMATIVI**

Dr. Narese - Responsabile del Servizio Ambiente della Regione Toscana

Dr. Giampietro - Magistrato di cassazione Add. Uff. Leg. Ministero di Grazia e Giustizia

Dr. Federico - Procuratore della Repubblica, Procura della repubblica di Grosseto

Per informazioni:

Dr. Mario Bucci
Servizio Multizonale
di Prevenzione Ambientale
S.S. 398 loc. Montegemoli
57025 Piombino (LI)
Tel. 0565/67807; Fax 276472

1-3 aprile 1993



Per informazioni:
Archeo Congressi
 via F. Minniti 45 - Lecce
 Tel. e fax:
 0832/342750 - 342751

ECOLOGIA DELL'AMBIENTE E QUALITÀ DELLA VITA

Santa Cesarea Terme - Lecce

Politecnico di Milano
 Facoltà di Ingegneria

26-30 Aprile 1993

Corso di aggiornamento

COMPATIBILITÀ AMBIENTALE DEI PIANI DI DIFESA IDROGEO- LOGICA E DEI PIANI DI RISANA- MENTO DELLE ACQUE

Milano

Programma preliminare:

- 1- **Aspetti normativi e metodologici**
 Normativa nazionale e regionale; coordinamento di piani settoriali nell'ambito di un piano di bacino; metodologie di valutazione di impatto ambientale applicate ai piani; esempio di valutazione di compatibilità di un piano.
- 2- **La gestione delle risorse idriche nell'ambito della pianificazione di bacino: aspetti generali.**
 Riflessi della legge 1 maggio 1989, n. 183, nella pianificazione di settore; difesa idraulica del territorio; regolazione dei deflussi; portata minima ecologica; uso multiplo delle acque (classi e standards di qualità); qualità delle acque nei serbatoi.
- 3- **La gestione delle risorse idriche nell'ambito della pianificazione di bacino: impatto degli interventi.**
 Approvvigionamento idropotabile da acque sotterranee e superficiali; reti di drenaggio urbane: aspetti qualitativi e quantitativi; limiti allo scarico degli impianti di depurazione; bonifiche ed irrigazione; applicabilità di modelli di qualità fluviale; disciplina delle attività estrattive.
- 4- **La difesa del territorio: impatto degli interventi**
 Recupero della qualità delle acque sotterranee; sistemazione dei versanti; sistemazione degli alvei; interventi idraulici-forestali.
- 5- **Sintesi delle interazioni**
 Aspetti quantitativi; aspetti qualitativi.
- 6- **Monitoraggio e gestione dati ambientali**
 Il telerilevamento dei dati ambientali; la cartografia italiana: stato di fatto; la gestione informatica dei dati territoriali.

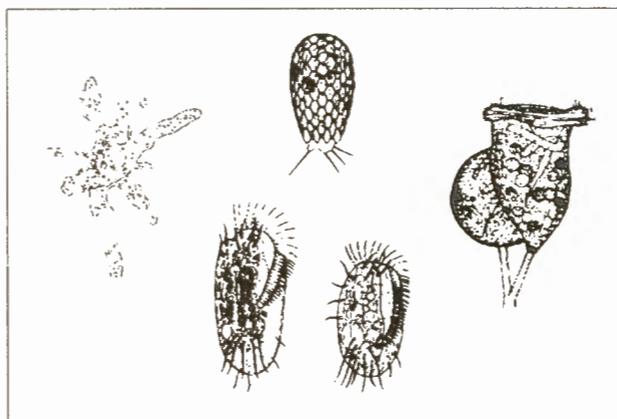


Per informazioni:

D.I.I.A..R.
 piazza Leonardo da Vinci, 32
 Milano
 Tel. 02/23996226; Fax 23996298

UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PARMA

A.G.A.C.
AZIENDA
GAS
ACQUA
CONSORZIALE
REGGIO EMILIA



Corso di formazione e aggiornamento professionale

ANALISI DELLA MICROFAUNA E APPLICAZIONE DELL'INDICE BIOTICO DEL FANGO (SBI) NELLA STIMA DI EFFICIENZA DEI FANGHI ATTIVI

Nuovo insediamento universitario, viale delle Scienze, Parma
24-28 maggio 1993

Scopo del corso è mettere a disposizione di coloro che operano nel controllo e nella gestione degli impianti a fanghi attivi le più moderne tecniche di identificazione, classificazione e conteggio dei microrganismi (microfauna) che colonizzano il fango attivo.

Costituiranno inoltre argomento del corso la ricerca delle possibili cause di scorretto funzionamento e le principali strategie di intervento che si evidenzieranno dall'analisi microscopica. In particolare verrà illustrato ed applicato lo Sludge Biotic Index (SBI), un nuovo metodo obiettivo in grado di fornire valutazioni numeriche sull'efficienza biologica di depurazione, sulla base della struttura in specie della microfauna.

Le innovazioni apportate dal nuovo metodo sono tali da rendere il corso estremamente utile anche a coloro che già utilizzano la microfauna per il controllo di efficienza dei fanghi attivi.

Docenti:

Prof. Paolo Madoni - Istituto di Ecologia, Università di Parma (direttore del corso)

Prof. Carmen Tellez - Dipartimento di Microbiologia, Facoltà di Biologia, Università Complutense, Madrid

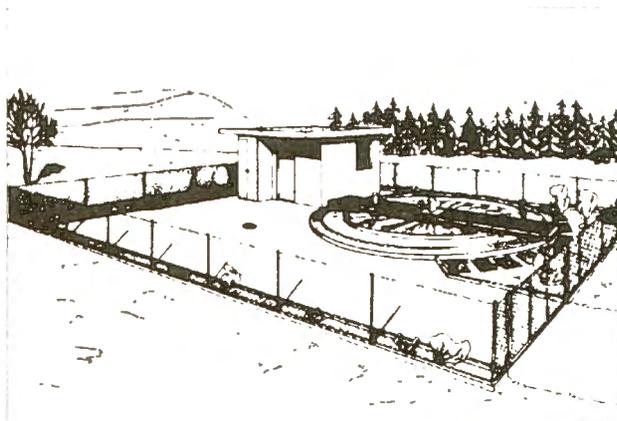
Dr. Donatella Davoli - AGAC, Reggio Emilia

Per informazioni:

Prof. Paolo Madoni
(Segreteria Corso di Formazione)
Istituto di Ecologia, Università
Viale delle Scienze - 43100 Parma
Tel. 0521/905622
Fax 0521/905665

UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PARMA

A.G.A.C.
AZIENDA
GAS
ACQUA
CONSORZIALE
REGGIO EMILIA



Corso di formazione e aggiornamento professionale

CARATTERIZZAZIONE DELLA BIOMASSA IN SISTEMI BIOLOGICI DI TRATTAMENTO

Nuovo insediamento universitario, viale delle Scienze, Parma
4-8 ottobre 1993

Negli ultimi anni si è verificato un rapido sviluppo delle conoscenze sui sistemi biologici di trattamento dei liquami. In particolare, la ricerca è stata finalizzata alla comprensione dei meccanismi coinvolti nei processi di rimozione dei nutrienti (nitri-denitrificazione e defosfatazione) e dei comportamenti patologici degli impianti a fanghi attivi (washout di solidi, rising, pin-point, ashing, bulking, foaming).

Scopo del corso è quello di fornire ad operatori e gestori di impianti le conoscenze e gli strumenti necessari per seguire i processi di rimozione di azoto e fosforo e identificare i problemi legati a patologie del fiocco di fango attivo, prerequisite essenziale per affrontarne correttamente la risoluzione.

Il corso verterà in lezioni teoriche ed esercitazioni pratiche di laboratorio; ampio spazio sarà dedicato alla discussione di differenti problematiche e di possibili strategie di intervento.

Docenti:

Prof. Paolo Madoni - Istituto di Ecologia, Università di Parma (direttore del corso)

Dr. Paola Butelli - DIIAR, Politecnico di Milano

Dr. Donatella Davoli - AGAC, Reggio Emilia

Ing. Mauro Pergetti - AGAC, Reggio Emilia

Per informazioni:

Prof. Paolo Madoni
(Segreteria Corso di Formazione)
Istituto di Ecologia, Università
Viale delle Scienze - 43100 Parma
Tel. 0521/905622
Fax 0521/905665



Fonti delle illustrazioni:

- pag. 3: *Computerworld Italia*, n. 26, 1989.
- pag. 5: Atti giornata di studio "Saggio di tossicità con Daphnia".
Quaderni IRSA n. 93, 1991.
- pag. 11: *Gardenia*, nn. 70 e 75, 1990.
- pag. 14: MOURIER, WINDING. *Guide des petits animaux sauvages de nos maisons et jardins*.
Ed. *Delachaux et Niestlé*, Paris, 1979.
- pag. 15: Progetto AREA.
Ed. *Garbini*, 1990.
- pag. 24: AA.VV. Dal Calambrone alla Burlamacca.
Ed. *Nistri-Lischi*, Pisa, 1983.
- pag. 25: *Alimentazione e Consumi*, Periodico bimestrale di informazione della Provincia di Milano, n. 2, 1988.
- pag. 26: *Il Mare*, n. 24, dic. 1989.
- pag. 27 (1*): depliant giornata di studio "Presentazione del saggio di tossicità con Daphnia", Milano, 29 ottobre 1991.
- pag. 27 (2*): catalogo articoli per laboratorio.
- pag. 28: *Lavoro e Salute*, n. 9/10, 1990.
- pag. 29: W.J. MITSCH, S.E. JORGENSEN (Eds.). *Ecological engineering*.
J. Wiley & Sons, New York, 1989.
- pag. 30: *Qui Milano*, a. II, n. 4, giugno 1990.
- pag. 31: N. MARTINO (a cura di). *Tutela e gestione degli ambienti fluviali*.
WWF, Roma, 1992.
- pag. 33: G.N. BALDACCINI, A. LACCI. *Seguendo la corrente. Piccola guida all'ambiente fluviale*.
Provincia di Lucca, 1992.
- pag. 34: *Corriere Salute*, suppl. al *Corriere della Sera*, 10/2/1992.
- pag. 35: AA.VV. Dal Calambrone alla Burlamacca.
Ed. *Nistri-Lischi*, Pisa, 1983.
- pag. 36: *Ambiente, Risorse, Salute*, n. 72.
- pag. 38: G.N. BALDACCINI, A. LACCI. *Seguendo la corrente. Piccola guida all'ambiente fluviale*.
Provincia di Lucca, 1992.
- pag. 39: Catalogo "Soffieria Scientifica", Milano.
- pag. 41: H. STREBLE, D. KRAUTER. *Atlante dei microrganismi acquatici*.
Ed. *F. Muzzio*, Padova, 1984.
- pag. 42: L. MASOTTI. *Depurazione delle acque*.
Ed. *Calderini*, Bologna, 1991.

Supplemento al n. 1/2 anno XXII del periodico mensile "La Provincia di Reggio Emilia"
Spedizione in abbonamento postale - gruppo III, 70%
Autorizzazione Tribunale di Reggio Emilia n. 175 del 25.1.1965