

biologia ambientale

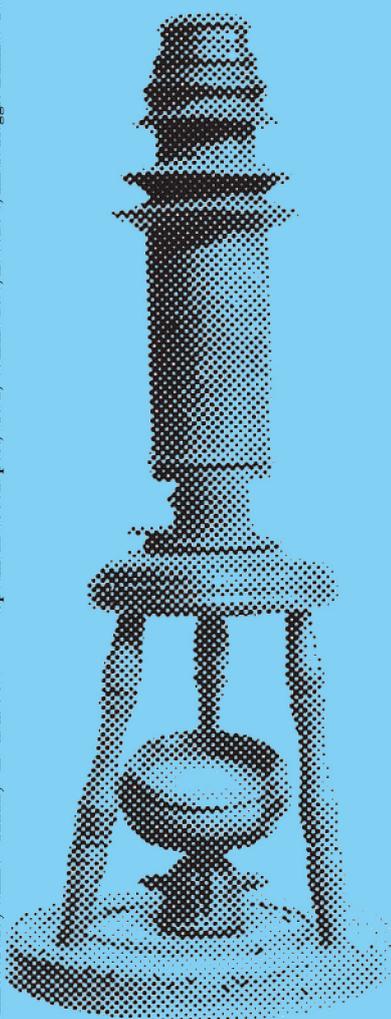
1

gennaio
febbraio
1999

BOLLETTINO C.I.S.B.A.

Spediz. in abbon. post. art. 2, comma 20/c, L. 662/96, filiale Reggio Emilia. Tassa pagata - Taxe perçue

Bimestrale, anno XIII, n. 1/1999.



SOMMARIO

| | |
|---|----|
| EDITORIALE | 1 |
| NEMATODI | 3 |
| Metodi per la ricerca e identificazione di nematodi in acque destinate al consumo umano <i>di L. Volterra, P. Formichetti & L. Mancini</i> | |
| DEPURAZIONE | 19 |
| Esperienza di disinfezione con acido peracetico di un effluente di un depuratore biologico <i>di M. Pergetti, D. Davoli, M. Gaccioli, G. Sansebastiano, R. Stecchi</i> | |
| ATTUALITÀ | 29 |
| L'Europa per la qualità delle acque <i>a cura di A. Buffagni</i> | |
| DIDATTICA AMBIENTALE | 34 |
| Esperienza di indagine sul territorio attraverso l'uso dei bioindicatori <i>di R. Carradori e B. Danesi</i> | |
| DEFLUSSO MINIMO VITALE | 37 |
| Derivazioni idriche e Deflusso Minimo Vitale. Le norme adottate dall'Autorità di bacino del Magra | |



biologia ambientale

Bollettino C.I.S.B.A. n. 1/1999

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

proprietario

Paola Manzini

(Presidente del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale)

direttore responsabile

Rossella Azzoni

REDAZIONE

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

Hanno collaborato a questo numero:

Andrea Buffagni

Riccardo Carradori

Brunella Danesi

Donatella Davoli

Paolo Formichetti

Monica Gaccioli

Laura Mancini

Mauro Pergetti

Giuliano Sansebastiano

Roberta Stecchi

Laura Volterra

Numero chiuso in redazione il 20/1/1999

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

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

Per iscriversi al **C.I.S.B.A.** o per informazioni scrivere al:

*Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale,
via Amendola 2, 42100 Reggio Emilia*

o contattare il Segretario: *Roberto Spaggiari*

tel. 0522/295460 - 0338/6252618; fax 0522/330546

e-mail: rspaggiari@re.arpa.emr.it

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

conto corrente postale n. 10833424 intestato a: CISBA, RE

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

Gli articoli originali e altri contributi vanno inviati alla Redazione: *Rossella Azzoni Gastaldi, via Cola di Rienzo, 26 - 20144 Milano*; una seconda copia cartacea, accompagnata dai file su supporto magnetico, va inviata a *Giuseppe Sansoni, c/o ARPAT, via del Patriota 2 - 54100 Massa (MS)* per via postale o tramite e-mail: *sansoni@mail.dex-net.com*

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.**

NOTA TECNICA PER I COLLABORATORI:

- Il file del testo va inviato in formato *.doc (preferibilmente salvato nella penultima versione commerciale di WinWord);
- per i grafici, inviare sempre anche la tabella dei dati di origine. Per quelli realizzati con fogli elettronici inviare il file contenente i grafici e i dati di origine (preferibilmente salvato nella penultima versione commerciale di Excel) al fine di consentire eventuali modifiche al formato volte a migliorarne la leggibilità;
- i file delle figure al tratto vanno inviati preferibilmente in formato *.TIF; quelli delle fotografie preferibilmente in formato *.JPG.

EDITORIALE



La nascita e lo sviluppo dell'ecologia sono state una diretta conseguenza dell'affermarsi, nella seconda metà dell'Ottocento, del pensiero evolucionistico di Darwin, definito da Spalding il grande ecologo, prima che questa scienza avesse un nome.

La rivoluzione darwiniana pose, infatti, l'insieme delle osservazioni ad essa precedenti in una luce ed in un contesto completamente nuovi e differenti.

Di questo furono ben consci sia Haeckel, che all'ecologia diede il nome nel 1866 e che la considerò una derivazione diretta della teoria darwiniana della selezione naturale, sia alcuni dei primi ecologi.

Alla creazione del termine ecologia non seguì, tuttavia, un rapido sviluppo della ricerca ecologica né lo stesso Haeckel –emerito zoologo, anatomo comparato ed embriologo– si dedicò a questa disciplina, ed il nuovo termine fu praticamente ignorato per più di vent'anni.

Nata centocinquant'anni prima che la degradazione dell'ambiente fosse considerata un problema preoccupante, l'ecologia avrebbe ancor oggi sufficienti ragioni per esistere anche se l'ambiente non fosse mai stato inquinato e la natura non avesse alcun bisogno di "protezione".

L'ecologo è infatti un ricercatore che vuole comprendere le relazioni che uniscono tra loro gli organismi, e quelle tra gli organismi e l'ambiente nel quale essi vivono.

Prima del 1800 non mancavano descrizioni accurate di piante e di animali e delle loro esigenze ed abitudini: tali descrizioni erano il frutto di osservazioni personali, spesso riportate insieme a informazioni trasmesse da viaggiatori non sempre affidabili. Solamente pochi erano gli Autori che vagliavano accuratamente le informazioni di altri e descrivevano fenomeni biologici osservati personalmente: fra questi Aristotele, Leonardo da Vinci e Linneo.

All'inizio dell'Ottocento le ricerche ecologiche, condotte inizialmente da botanici europei, avevano lo scopo di identificare le cause responsabili della distribuzione della vegetazione nelle diverse regioni del pianeta: è interessante notare che questi pionieri dell'ecologia si definivano naturalisti perché il neologismo ecologia non era stato ancora coniato.

È altresì interessante osservare che mentre Haeckel diede un nome ma ben poco contenuto alla nuova scienza, negli stessi anni Mendel diede contenuto alla genetica ma senza darle un nome, nome che fu poi creato da Bateson nel 1906.

Ecologia e genetica si affacciarono all'inizio del Novecento come scienze "nuove", ma già ben caratterizzate e per entrambe lo sviluppo divenne molto rapido a partire dagli anni Venti.

Solo più tardi, tuttavia, queste due scienze pressoché coetanee trovarono importanti punti di convergenza.

Questo fatto può oggi stupire se si pensa alla posizione centrale che ha nella biologia contemporanea il problema delle relazioni genotipo-ambiente.

Tale ritardo è in larga parte dipeso dal fatto che per molti anni l'ecologia ha trascurato il problema dell'evoluzione biologica, lasciandolo quasi interamente ai genetisti; la genetica, d'altra parte, si è sviluppata mostrando scarsissima attenzione per l'ambiente.

Oggi la situazione sta rapidamente mutando grazie al rigoglioso sviluppo di ricerche nei campi dell'ecologia evolutiva e della genetica ecologica, che si avvalgono dell'uso combinato di metodiche proprie della genetica e dell'ecologia di popolazione.

Metodi per la ricerca e identificazione di nematodi in acque destinate al consumo umano

Laura Volterra¹, Paolo Formichetti¹ & Laura Mancini¹

INTRODUZIONE

La presenza di metazoi nelle acque destinate al consumo umano (W.H.O., 1993) è stata accertata occasionalmente in molte realtà italiane (DOMENICHINI & MOLINARI, 1984) in special modo nelle prime fasi di applicazione del DPR 236/88 –che nella lista C4 inserisce la ricerca di protozoi ed elminti (VOLTERRA *et al.*, 1990)– nonché in successive e più mirate analisi (VOLTERRA, 1992; GALLO *et al.*, 1993; VOLTERRA, 1993; LUPI *et al.*, 1994; VOLTERRA *et al.*, 1994; DI GIROLAMO *et al.*, 1995; LUPI *et al.*, 1995). Questi studi hanno mostrato la diffusione dei nematodi tra gli “elementi figurati” (VOLTERRA & SANTAMARIA, 1993; W.H.O., 1993) evidenziabili in acque di rete in accordo con i reperti della letteratura internazionale (COBB, 1918; CHANG *et al.*, 1959; CHANG *et al.*, 1960; MACKENTHUN & KEUP, 1970; THOMBES *et al.*, 1979; GERARDI & GRIMM, 1982; MOTT *et al.*, 1983; LEVY *et al.*, 1984; LEVY *et al.*, 1986; GRAY, 1994). Il rilievo dei nematodi sugli altri invertebrati che possono essere presenti in rete è sottolineato anche negli Standard Methods, nei quali è stata predisposta una chiave tassonomica per

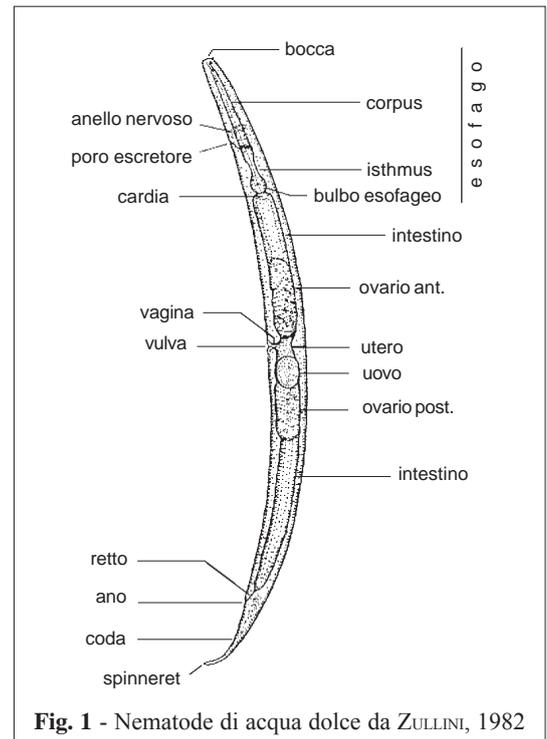


Fig. 1 - Nematode di acqua dolce da ZULLINI, 1982

la determinazione di questo taxon (APHA, 1995).

Il rinvenimento di “elementi figurati” in acque potabili pone interrogativi sul loro ruolo sanitario e sul giudizio di qualità che si può formulare per un’acqua che, pur essendo priva di germi indicatori e patogeni, contenga protozoi e metazoi a vita libera. Il rischio sanitario legato a queste presenze nelle regioni temperate è indiretto e dipende dalla loro capacità di trasportare attivamente o passivamente microrganismi patogeni od occasionalmente tali proteggendoli così da condizioni di stress ambientale, come ad esempio trattamenti disinfettivi (CHANG *et al.*, 1960; SMERDA *et al.* 1971; CURDS, 1977; NELSSON, 1987; LEVY *et al.*, 1984; LEVY *et al.*, 1986; KING *et al.*, 1988).

Su questo punto non esiste alcuna prova epidemiologica che gli elementi figurati rinvenuti in reti acquedottistiche abbiano mai causato epidemie idrotrasmesse imputabili agli agenti eziologici batterici, virali, fungini da essi potenzialmente trasportati (HANEY, 1978; GERARDI & GRIMM, 1982; GRAY, 1994). Non si può escludere però che vi possa essere un rischio sanitario per la frazione di popolazione meno immunocompetente. Il fatto che i nematodi siano organismi con stadi larvali separati da cambi di cuticola

¹ Laboratorio di Igiene Ambientale, Istituto Superiore di Sanità, Viale Regina Elena, 299 - 00161 Roma

potrebbe determinare in fase di “infestazione” delle tubazioni acquedottistiche anche allergie. Tale evenienza, che occorrerebbe verificare in laboratorio, potrebbe verificarsi anche in considerazione del ciclo generazionale dei nematodi (i Rhabditida completano un ciclo vitale da uovo a uovo in 3 giorni). Pertanto indagini sulla presenza e diffusione del fenomeno della colonizzazione di tubazioni acquedottistiche ad opera di nematodi sono auspicabili non solo per l’ indesiderabilità del problema, ma anche per il potenziale rischio igienico-sanitario.

Dagli studi effettuati su vari campioni di acqua potabile provenienti da numerosi acquedotti di regioni italiane sono emerse però molte difficoltà correlate alla mancanza di una standardizzazione dei metodi di rilevamento e alle difficoltà di utilizzo delle chiavi tassonomiche disponibili, soprattutto tenendo conto degli operatori che dovrebbero farne uso, che non sono certo esperti zoologi. Si è così pensato di proporre una metodologia di analisi dei nematodi di rete completa di una chiave tassonomica che, pur rifacendosi alla bibliografia esistente sull’argomento e al patrimonio conoscitivo di specialisti (APHA, 1995), fosse di facile impiego per gli addetti al settore acquedottistico, del Servizio Sanitario o delle ARPA.

METODOLOGIE DI RINVENIMENTO

Si deve sempre fare riferimento a grandi volumi di acqua (dai 2 ai 10 litri) che debbono essere concentrati. Tale passaggio si può eseguire per sedimentazione, centrifugazione, filtrazione ortogonale eseguita in fase statica o aspirata e filtrazione tangenziale. Animali fragili come i nematodi vengono però facilmente alterati da processi meccanici che comportano fasi di sfregamento (come nel caso della filtrazione ortogonale

GLOSSARIO (da LANZA, 1982)

Anfidio: Organo di senso pari, laterale, dell’estremità cefalica dei nematodi, a funzione chemiorecettore; può avere l’aspetto di spirale, di bastone pastorale, di fessura, di poro ecc. Particolarmente ben sviluppato nelle specie a vita libera, soprattutto marine, è più o meno ridotto, sino ad assumere ad esempio la forma di papilla, in numerose specie terrestri e in quasi tutte quelle parassite.

Apparato riproduttore prodelfo: utero anteriore

Apparato riproduttore opistodelfo: utero posteriore

Apparato riproduttore anfidelfo: utero anteriore e posteriore

Mucronato: che ha la forma di un mucrone o che termina con un mucrone

Mucrone: la punta aguzza successiva ad un restringimento, per lo più brusco di un organo o di una struttura.

nale su filtri serici di varia porosità) al momento del recupero o da aspirazione e schiacciamento o intrappolamento su membrane porose.

Per queste ragioni i sistemi che assicurano il massimo rendimento, con volumi contenuti da trattare, sono la sedimentazione in coni, la centrifugazione a bassi regimi di giri e la filtrazione ortogonale su membrane usando basse depressioni o pressione positiva. Per grandi volumi si deve ricorrere alla filtrazione tangenziale (Tab. I).

Il materiale, in ogni modo concentrato, può essere esaminato a fresco o, meglio, fissato in pochi mL di una soluzione di 10-15% di acido peracetico (o propionico) e formalina al 4-5%. In tal caso per l’osservazione microscopica il materiale deve essere filtrato

Tab. I. Vantaggi e svantaggi connessi con l’impiego di varie metodiche di concentrazione.

| | volumi | | tempo | | perdite | | alterazione del materiale | costi | |
|--|--------|---------|-------|-------|---------|---------|---------------------------|-------|-------|
| | grandi | piccoli | lungo | breve | grandi | piccole | | alti | bassi |
| Sedimentazione semplice | | + | + | | | + | - | | + |
| centrifugazione | | + | | + | | + | - | | + |
| filtrazione ortogonale su setacci sericei | + | | | + | + | | + | | + |
| filtrazione ortogonale su membrane filtranti | | + | | + | + | | + | | + |
| filtrazione tangenziale | + | | | + | | + | - | | + |

su membrana a pori cilindrici (0,45 µm) e raccolto in pochi mL di acqua distillata. L'osservazione va eseguita al microscopio stereoscopico o al microscopio rovesciato.

Per l'accertamento tassonomico i nematodi, raccolti con un capillare di vetro, devono essere posti in un vetrino da orologio contenente una soluzione di glicerina al 5% e quindi sistemati in una stufa a 40° C per 2 giorni per consentire una lenta evaporazione dell'acqua e una perfetta inclusione degli organismi nella glicerina (ZULLINI, 1982). I singoli individui, raccolti successivamente mediante una setola immanicata, sono collocati su un vetrino portaoggetti in una goccia di glicerina pura. Il materiale va coperto con un vetrino coprioggetto e sigillato con smalto da unghie. L'osservazione al microscopio per la determinazione viene eseguita a 1000 ingrandimenti.

CHIAVI TASSONOMICHE

Le chiavi tassonomiche proposte per la determinazione dei nematodi (APHA, 1995, allegato 1; ZULLINI, 1982) fanno riferimento a caratteristiche morfologiche esterne (setole, anelli, spine, etc.) e ad organi funzionali (apparato boccale, riproduttivo, etc.) non facilmente evidenziabili nonostante un corretto trattamento di fissazione e diafanizzazione del campione, condizione essenziale per dar corso all'osservazione microscopica. In figura 1 è riportato lo schema di un nematode di acqua dolce.

Tali chiavi di riferimento permettono l'identificazione dei nematodi a livello di genere; tale livello, indispensabile per studi accurati, risulta spesso non necessario e di eccessiva indagine per il tipo di utente analizzatore interessato a cogliere solo variazioni quali-quantitative della popolazione di nematodi diffusa in rete.

Si è pertanto formulata una chiave tassonomica semplificata che, partendo da quella di ZULLINI (1982), consentisse di determinare i nematodi solamente a livello di ordine e di sottordine (allegato 2). L'applicazione di una chiave così semplificata risulta senz'altro più agevole, anche se persistono sempre difficoltà nel caso di stadi giovanili di piccole dimensioni nei quali sono difficilmente osservabili alcuni caratteri. Gli stadi giovanili sono molto abbondanti nelle acque raccolte da sistemi acquedottistici, probabilmente perché rappresentano le forme meno robustamente adese

nel biofilm di rivestimento delle tubazioni e quindi quelle più facilmente asportabili con l'attrito esercitato dal flusso di acqua. Le sezioni di rete che si suppone siano afflitte dal fenomeno della colonizzazione biologica debbono essere sottoposte a campionamenti delle pellicole biologiche di rivestimento.

È comunque necessario che gli individui non vengano danneggiati dai trattamenti di concentrazione; un esame eseguito su campioni concentrati e rieluiti con vari metodi ha mostrato che i trattamenti meccanici di sedimentazione e centrifugazione sono meno lesivi della integrità somatica rispetto ai trattamenti di filtrazione. Tra questi la filtrazione tangenziale (LUPI *et al.*, 1994) è meno aggressiva di quella ortogonale (VOLTERRA *et al.*, 1994), nonostante questa tecnica sia stata usata e, in passato, si trovi riportata in lavori bibliografici (CHANG *et al.*, 1960; THOMBES *et al.* 1979K; MOTT *et al.*, 1983) (Tab. I).

Nella tabella 2 è riportato l'elenco delle specie di nematodi tipici dell'idrobios italiano (ZULLINI, 1982), raggruppate in ordini e sottordini. Nelle acque dolci europee sono state segnalate circa 500 specie di nematodi, ognuna con un proprio ventaglio di esigenze ambientali ed alimentari (ZULLINI, 1982). Pertanto l'elenco delle specie presenti in un dato sito può essere considerato un vettore indicativo dello stato dell'ambiente. Questi organismi possono quindi essere adoperati come bioindicatori.

In base alle attuali conoscenze, la presenza di elementi figurati appare un fenomeno esteso anche alle reti acquedottistiche alimentate da pozzi o sorgenti. L'esame dei fanghi delle vasche di calma presenti all'opera di presa o del periphyton di rivestimento che si forma sui materiali a contatto con l'acqua alla captazione può fornire indicazioni delle potenzialità di insediamento e ipersviluppo in rete. In ogni caso il controllo periodico delle acque e delle pellicole biologiche sviluppate sulle pareti dei serbatoi è una procedura da seguire per prevenire cospicue installazioni in condotta.

SIGNIFICATO E SUGGERIMENTI

La presenza di nematodi, almeno nelle acque superficiali, viene riferita come indizio di inquinamento da effluenti di impianti di depurazione (APHA, 1975). In presenza di effluenti di entità rilevante, il riscontro di nematodi anche in assenza di indicatori

Tab. 2 - Specie di nematodi riferiti come tipici dell'idrobios italiano.

Con l'asterisco sono indicati i taxa rinvenuti nelle acque potabili presenti in ZULLINI, 1982, e che sono stati segnalati anche in DI GIROLAMO *et al.*, 1995; LUPI *et al.*, 1994; QUADRI, 1985; DOMENICHINI & MOLINARI, 1984. I seguenti taxa invece non sono segnalati da ZULLINI, 1982 ma, secondo la letteratura, sono stati rinvenuti nelle acque potabili: RHABDITIDA: *Rhabditis rhabditis*, *Epidorylaimus consobrinus*, *Tylenchina* sp., *Aphelenchina* sp.

| TAXA | SPECIE |
|---|---|
| ARAEOLAIMIDA | <i>Anaplectus granulatus</i> , <i>Anonchus mirabilis</i> , <i>Aphanolaimus aquaticus</i> , <i>Aphanolaimus solitudinis</i> , <i>Chronogaster typica</i> , <i>Paraphanolaimus behningi</i> , <i>Paraplectonema pedunculatum</i> , <i>Plectus acuminatus</i> , <i>Plectus andrassyi</i> , <i>Plectus armatus</i> , <i>Plectus cirratus</i> , <i>Plectus elongatus</i> , <i>Plectus geophilus</i> , <i>Plectus palustris</i> , <i>Plectus parietinus</i> , <i>Plectus parvus</i> , <i>Plectus rhizophilus</i> , * <i>Plectus</i> sp., <i>Plectus tenuis</i> , <i>Rhabdolaimus terrestris</i> |
| CHROMADORIDA | <i>Achromadora ruricola</i> , <i>Achromadora terricola</i> , <i>Chromadorita leuckartii</i> , <i>Ethmolaimus pratensis</i> , <i>Odontolaimus aquaticus</i> , <i>Odontolaimus chlorosus</i> |
| DORYLAIMIDA sottordine MONONCHINA | <i>Anatonchus tridentatus</i> , * <i>Mononchus aquaticus</i> , <i>Mononchus truncatus</i> , <i>Mylonchulus cavensis</i> , <i>Mylonchulus sigmaturus</i> |
| DORYLAIMIDA sottordine DORYLAIMINA | <i>Aporcellaimellus obtusicaudatus</i> , <i>Dorylaimus asymphydorus</i> , <i>Dorylaimus stagnalis</i> , * <i>Eudorylaimus carteri</i> , <i>Eudorylaimus rhopalocercus</i> , <i>Laimydorus centrocercus</i> , <i>Laimydorus pseudostagnalis</i> , <i>Mesodorylaimus aberrans</i> , <i>Oxydirus oxycephaloides</i> , * <i>Paractinolaimus macrolaimus</i> , <i>Thornia steatopyga</i> |
| ENOPLIDA | <i>Ironus tenuicaudatus</i> , <i>Prismatolaimus intermedius</i> , <i>Stenonchulus troglodytes</i> , <i>Tobrilus allophysis</i> , <i>Tobrilus diversipapillatus</i> , <i>Tobrilus gracilis</i> , <i>Tobrilus grandipapillatus</i> , <i>Tobrilus helveticus</i> , <i>Tobrilus longicauda</i> , <i>Tobrilus pellucidus</i> , <i>Tobrilus stefanski</i> , <i>Tripyla filicaudata</i> , <i>Tripyla glomerans</i> , <i>Trischistoma monohystera</i> |
| MONYSTERIDA | <i>Monhystera andrassyi</i> , <i>Monhystera dispar</i> , <i>Monhystera filiformis</i> , <i>Monhystera paludicola</i> , <i>Monhystera similis</i> , <i>Monhystera stagnalis</i> , <i>Monhystera villosa</i> , <i>Monhystera vulgaris</i> , <i>Theristus flevensis</i> , <i>Theristus setosus</i> |
| RHABDITIDA sottordine CEPHALOBINA | <i>Acrobeles ciliatus</i> , <i>Acrobeloides nanus</i> , <i>Cephalobus persegnis</i> , <i>Eucephalobus striatus</i> , <i>Heterocephalobus elongatus</i> , <i>Panagrellus redivivus</i> , <i>Panagrolaimus rigidus</i> |
| RHABDITIDA sottordine DIPLOGASTRINA | <i>Acrostichus nudicapitatus</i> , <i>Butlerius micans</i> , <i>Diplogaster rivalis</i> , <i>Fictor fictor</i> , <i>Goffartia heteroceri</i> , <i>Goffartia variabilis</i> , <i>Mononchoides pulcher</i> , <i>Mononchoides ruffoi</i> , <i>Oigolaimella agilis</i> , <i>Oligolaimella carinata</i> , <i>Paraigolaimella bernensis</i> , <i>Rhabdontolaimus stigmatus</i> |
| RHABDITIDA sottordine RHABDITINA | <i>Caenorhabditis elegans</i> , <i>Cephaloboides curvicaudata</i> , <i>Cephaloboides oxycerca</i> , <i>Cruzema tripartita</i> , <i>Diploscapter coronata</i> , <i>Pellioditis dolichura</i> , <i>Pelodera punctata</i> , <i>Protorhabditis filiformis</i> , <i>Rhabditella axei</i> , <i>Rhabditoides inermiformis</i> |
| RHABDITIDA sottordine TERATOCEPHALINA | <i>Euteratocephalus palustris</i> , <i>Teratocephalus terrestris</i> |
| TYLENCHIDA | Questo ordine comprende specie terricole o legate all'apparato radicale di piante terrestri. Anche se in molti corpi d'acqua possono rappresentare anche un terzo e più dei nematodi campionabili, la loro presenza va considerata accidentale, dovuta al trascinarsi della pioggia, e comunque estranea alla biocenosi propriamente acquatica (Zullini, 1982) |

batterici segnala la presenza dello scarico e quindi della fecalizzazione del sito (APHA, 1975).

Nelle acque condottate la presenza di nematodi può svolgere il ruolo di indicatore di una colonizzazione biologica della rete legata a contaminazioni primarie (immissioni dagli ecotoni sorgivi o dalle biocenosi di acquifero) o secondarie (penetrazioni nelle tubazioni).

In passato l'interesse sui nematodi era scattato

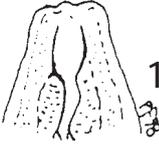
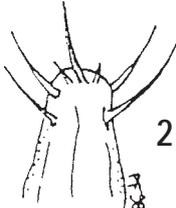
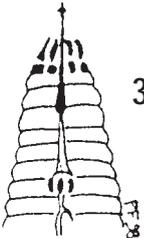
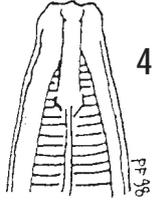
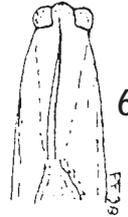
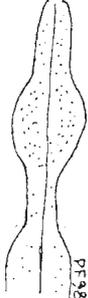
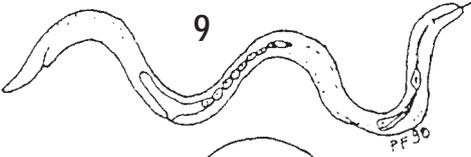
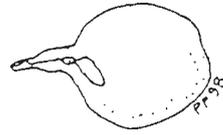
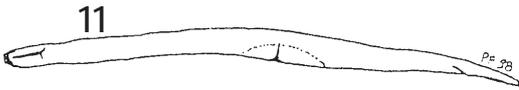
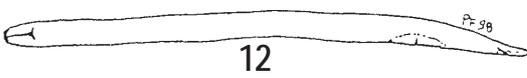
limitatamente all'uso potabile di acque superficiali, per verificare l'efficienza dei sistemi di trattamento (THOMBES *et al.*, 1979; MOTT *et al.*, 1983). Per tutte le acque che attraversano filiere di potabilizzazione l'indagine sistematica dei letti di filtrazione e del contenuto in nematodi delle acque di lavaggio è un mezzo preventivo per fare entrare in funzione sistemi integrativi di bonifica, qualora vengano superate certe soglie di attenzione.

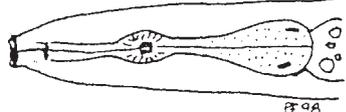
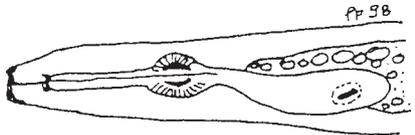
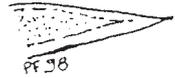
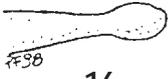
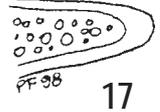
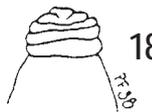
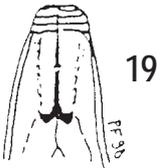
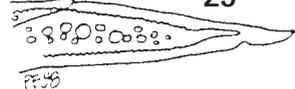
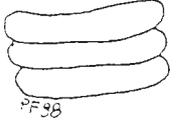
Bibliografia

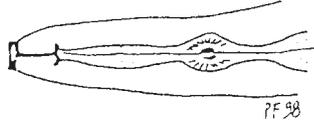
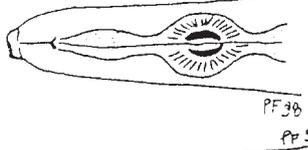
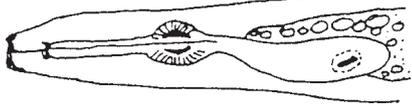
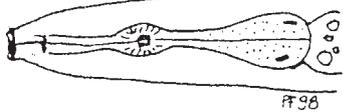
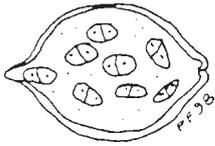
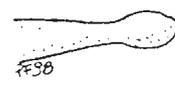
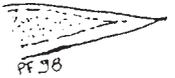
- APHA, AWWA, WPCF, 1975. Standard methods for the examination of water and waste water, Washington D. C. *American Public Health Association*, 1975.
- APHA, AWWA, WPCF, 1995. Standard methods for the examination of water and waste water, Washington D. C. *American Public Health Association*, 1995.
- COBB N. A. 1918. Filter-bed nemas: nematodes of the low filter-beds of American cities. *Contr. Sci. Nematol.* **7**: 189-212.
- CHANG S. L., AUSTIN J. H., POSTON H. W., WOODWART R. L. 1959. Occurrence of a nematode worm in a city water supply. *J. A. W. W. A.* **51**: 671-676.
- CHANG. S. L., BERG G., CLARK N. A., KABER P. W. 1960. Survival and protection against chlorination of human enteric pathogens in free-living nematodes isolated from water supplies. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* **9**: 136-142.
- CURDS C. R. 1977. Microbial interactions involving protozoa. *Soc. Appl. Bacteriol.* **6**: 69-105.
- DI GIROLAMO I., BEZZICCHERI G., BONADONNA L., ERCOLESSI M., TROTTA I., OTTAVIANI M. 1995. Nematodi in acque potabili: analisi di un caso italiano. *Ann. Ig.* **7**: 291-299.
- DOMINICHINI G. & MOLINARI F. 1984. Artropodi delle acque potabili. Atti 1° Convegno Accademia Italiana di Entomologia, 1984: 165-185.
- D. P. R. 236/88. Attuazione della direttiva CEE n. 80/778 concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano, ai sensi dell'art. 15 della Legge 16 aprile 1987 n. 183. *G. U. Repubblica Ital.*, serie gen., n. **152**, 30/6/1988.
- GALLO L., POLLI P., SARTORI R. 1993. Rapporto sulla presenza di elminti in acque potabilizzate. *Ambiente risorse e salute* **18**: 38-40.
- GERARDI M. H. & GRIMM K. J. 1982. Aquatic invaders. *Water/Engineering & Managment.* Oct. 1982: pag. 22-23.
- GRAY N. F. 1994. Drinking water quality. Problems and solutions. J. Wiley and Son. New York, 315 pp.
- HANEY P. D. 1978. Evaluation microbiological standards for drinking water. *Water Sewage works* **125**: 126-134.
- KING C. H., HOTE E. B. JR., WOOLEY R. E., PORTER K. G., 1988. Survival of coliforms and bacteriological pathogens within protozoa during chlorination. *Appl. Environ. Microbiol.* **54**: 3023-3033.
- LANZA B., 1982. Dizionario del Regno Animale. A. Mondadori Eds. pp. 705.
- LEVY R. V., CHEETAM R. D., DAVIS J., WINER D., HART F. L. 1984. Novel method for studying the public health significance of macroinvertebrates occurring in potable water. *Appl. Environ. Microbiol.* **47**: 889-894.
- LEVY R. V., HART F. L., CHEETAM R. D. 1986. Occurrence and public health significance of invertebrates in drinking water systems. *J. A. W. W. A.* **78**: 105-110.
- LUPI E., RICCI V., BURRINI D. 1994. Occurrence of Nematodes in surface water used in a drinking water plant. *J. Water STR. - Aqua* **43**: 107-112.
- LUPI E., RICCI V., BURRINI D. 1995. Recovery of bacteria in nematodes isolated from a drinking water supply. *J. Water STR. - Aqua* **44**: 212-218.
- MACKENTHUN K. M. & KEUP L. E. 1970. Biological problems encountered in in water supplies. *J. A. W. W. A.* **62**: 520-526.
- MOTT J. B., MULAMOOTTIL G., HARRISON A. D. 1983. A 13-month survey of nematodes at three water treatment plants in Southern Ontario, Canada. *Wat. Res.* **15**: 729-738.
- NELSSON J. R. 1987. Structural aspects of digestion of *Escherichia coli* in *Tetrahymena*. *J. Protozool.* **34**: 1-6.
- SMERDA S. M., JENSEN H. J., ANDERSON A. W. 1971. Escape of *Salmonellae* from chlorination during ingestion by *Pristionchulus lheritieri* (Nematoda Diplogasterinae). *J. Nematol.* **3**: 201-204.
- TOMBES A. S., ABERNATHY A. R., WELCH D. M., LEWIS S. A. 1979. The relationship between rainfall and nematode density in drinking water. *Wat. Res.* **13**: 619-622.
- VOLTERRA L. 1992. Acque potabili: aspetti gestionali e controllo di qualità. Fossombrone, giugno 1992.
- VOLTERRA L. 1993. Presenza e sopravvivenza di varie forme biologiche in acqua di rete. Convegno Acoser. Bologna, 5 novembre 1993.
- VOLTERRA L., DE MATTIA M., MARINI R., MANCINI L., FAMIGLIETTI T., MIGLIOLA M., FOCCHI RICCI N., TROTTA I., ERCOLESSI M., RICCI-M., ALIQUÒ M.R., BOTTINELLI G., VIGLIONE D., MOLINA M., SPADAFINO L., LOLINI A., SANSONI G. 1990. Microbiologia dell'acqua potabile. I parametri C4 - D.P.R. 25/5/88. *Biol. It.* **20** (7/8): 42-47.
- VOLTERRA L. & SANTAMARIA F. 1993. Nematodi delle acque con particolare riguardo a quelle potabili. *Ing. Amb.* **22**: 200-202.
- VOLTERRA L., BERLOTTI A., GALLO L. 1994. Ecosistema rete. *Ing. Sanit.* 1994 (in stampa).
- W.H.O. 1993. Guidelines of drinking water quality. 2nd ed. Geneve: WHO, 1993
- ZULLINI A. 1982. Nematodi. Guida per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. *CNR AQ/1/190*.

ALLEGATO 1

CHIAVE DI RICONOSCIMENTO DEI NEMATODI DI ACQUA DOLCE

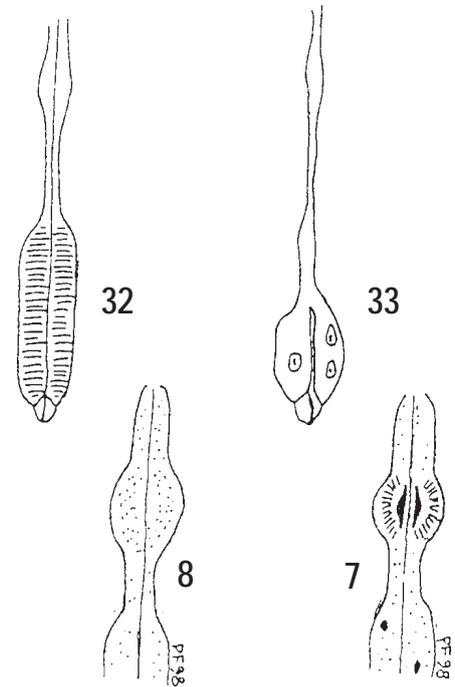
| | | | | | |
|---|--|----|---|----|---|
| 1 | Setole cefaliche indistinte o assenti (fig. 1) | 2 |  | 2 |  |
| | Setole cefaliche assenti, ma presenza di appendici cefaliche simili a setole | 64 | | | |
| | Setole cefaliche presenti (fig. 2) | 69 | | | |
| 2 | Stiletto presente (fig. 3) | 3 |  | 4 |  |
| | Stiletto assente (fig. 4) | 38 | | | |
| 3 | Base dello stiletto bordata o con protuberanze (fig. 5) | 4 |  | 6 |  |
| | Bordo dello stiletto con protuberanze assenti (fig. 6) | 29 | | | |
| 4 | Bulbo della faringe con valvole (fig. 7) | 5 |  | 8 |  |
| | Bulbo della faringe senza valvole (fig. 8) | 22 | | | |
| 5 | Femmine anguilliformi (fig. 9) | 6 |  | 10 |  |
| | Femmine rigonfie (fig. 10) | 21 | | | |
| 6 | Vagina a metà del corpo (fig. 11) | 7 |  | 12 |  |
| | Vagina nell'ultimo terzo del corpo (fig. 12) | 14 | | | |

| | | | | |
|----|--|----|--|---|
| 7 | Esofago non sovrapposto all'intestino (fig. 13) | 8 |  | 13 |
| | Esofago sovrapposto all'intestino (fig. 14) | 11 |  | 14 |
| 8 | Stiletto lungo meno di 50 µm | 9 | <i>Dolichodorus</i> | |
| | Stiletto più lungo di 80 µm | | | |
| 9 | Parte terminale del corpo appuntita (fig. 15) | 10 | <i>Tetylenchus</i> |  |
| | Parte terminale del corpo non appuntita | | | |
| 10 | Parte terminale del corpo globosa (fig. 16) | | <i>Psilenchus</i> |  |
| | Parte terminale del corpo mai globosa né appuntita (fig. 17) | | <i>Tylenchorhynchus</i> |  |
| 11 | Labbro sporgente (fig. 18) | 12 |  | 13 |
| | Labbro appiattito (fig. 19) | |  | |
| 12 | Stiletto massiccio, lungo 40-50 µm (fig. 20) | | <i>Hoploaimus</i> |  |
| | Stiletto sottile, lungo più di 90 µm (fig. 21) | | <i>Belonolaimus</i> |  |
| 13 | Corpo lungo 0,5-1 mm; punta del corpo non mucronata | | <i>Radopholus</i> | |
| | Corpo lungo 2-3 mm; punta del corpo di solito mucronata | | <i>Hirschmanniella</i> | |
| 14 | Cuticola fortemente anulata, stiletto allungato | 15 | | |
| | Cuticola non fortemente anulata, stiletto corto | 17 | | |
| 15 | Rivestimento cuticolare assente (fig. 22) | 16 | <i>Hemicycliophora</i> |  |
| | Rivestimento cuticolare presente (fig. 23) | | |  |
| 16 | Anelli con spine cuticolari presenti (fig. 24) | | <i>Criconema</i> |  |
| | Anelli lisci, senza spine cuticolari (fig. 25) | | <i>Criconemoides</i> |  |

| | | | | |
|----|--|---|---|-----------|
| 17 | Posizione a corpo morto allungata Posizione a corpo morto a spirale | 18 <i>Helicotylenchus</i> |  | 26 |
| 18 | Bulbo della faringe distinto ma non pronunciato (fig. 26) Bulbo della faringe ben sviluppato (fig. 27) | 19 <i>Aphelenchoides</i> |  | 27 |
| 19 | Esofago sovrapposto all'intestino (fig. 14) Esofago non sovrapposto all'intestino (fig. 13) | 20 <i>Titylenchus</i> |  | 14 |
| 20 | Bulbo e valvole piccoli; stiletto di solito gracile Bulbo, valvole e stiletto ben sviluppati; labbro appiattito | <i>Ditylenchus</i> <i>Pratylenchus</i> |  | 13 |
| 21 | Femmine con corpo soffice, bianco, con uova interne scarse o assenti Femmina con corpo in una cisti rigida di color marrone, di solito con molte uova interne (fig. 28) | <i>Meloidogyne</i> <i>Heterodera</i> |  | 28 |
| 22 | Stiletto corto (meno di 100 µm) Stiletto lungo (più di 100 µm) | 23 <i>Xiphinema</i> | | |
| 23 | Stiletto complesso Stiletto semplice | 24 25 | | |
| 24 | Stiletto con parte anteriore ad arco Stiletto con parte dorsale ispessita | <i>Diphtherophora</i> <i>Tylencholaimellus</i> |  | 29 |
| 25 | Protuberanze dello stiletto allungate (fig. 29) Protuberanze dello stiletto arrotondate (fig. 30) | 26 27 |  | 30 |
| 26 | Parte finale del corpo filiforme (fig. 31) Parte finale del corpo arrotondata (fig. 16) | <i>Autolaimoides</i> <i>Enchodelus</i> |  | 31 |
| 27 | Parte finale del corpo arrotondata (fig. 16) Parte finale del corpo appuntita (fig. 15) | 28 <i>Nothotylenchus</i> |  | 16 |
| | | |  | 15 |

28
Base dell'esofago allungata (fig. 32)
Base dell'esofago ovale (fig. 33)

Tylencholoaimus
Doryllium

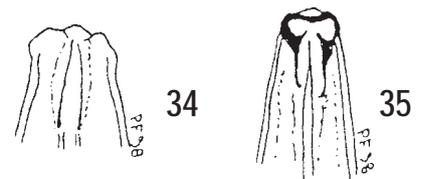


29
Valvole del bulbo faringeo assenti (fig. 8)
Valvole del bulbo faringeo presenti (fig. 7)

30
37

30
Pareti della cavità boccale non ricoperte di cuticola (fig. 34)
Pareti della cavità boccale ricoperte di cuticola (fig. 35)

Actinolaiminae



31
Esofago con parte basale ingrossata
Esofago uniforme

32
Oionchus

32
Quarto o quinto posteriore dell'esofago ingrossato
e a forma di bulbo ovale
Terzo posteriore dell'esofago ingrossato

33
36

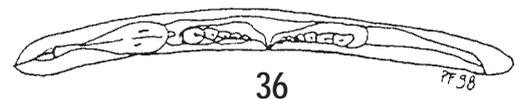
33
Stiletto in asse e posizionato al centro
Stiletto non in asse, originantesi da un dente della cavità boccale

Campydora

34
Gonadi appaiate; vagina di solito vicina
al centro del corpo (fig. 36)
Gonade singola posteriore alla vagina;
vagina anteriore al centro del corpo

35

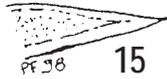
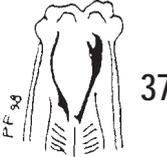
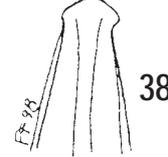
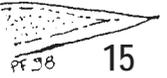
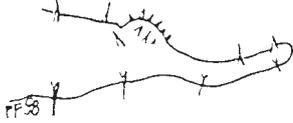
Tyleptus



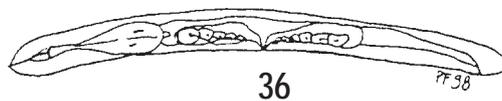
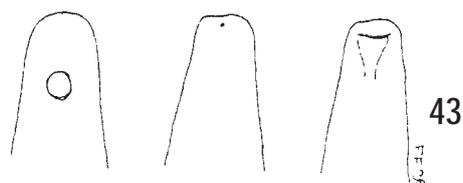
35
Stiletto sottile (fig. 21)
Stiletto non sottile (fig. 20)

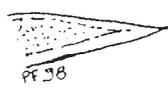
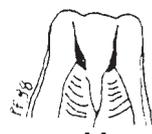
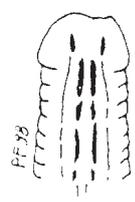
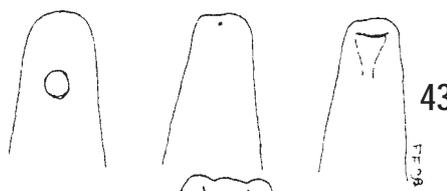
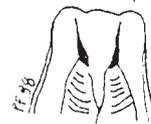
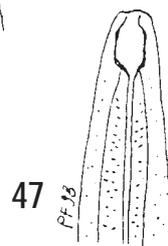
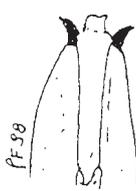
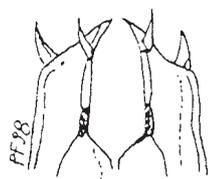
Leptonchus
Dorylaimoides



| | | | |
|----|---|---------------------|---|
| 36 | Stiletto in asse ed in posizione centrale | Dorylaiminae | |
| | Stiletto non in asse, originantesi da un dente della cavità boccale | <i>Nygolaimus</i> | |
| 37 | Parte terminale del corpo appuntita (fig. 15) | <i>Seinura</i> |  |
| | Parte terminale del corpo arrotondata (fig. 16) | <i>Aphelenchus</i> |  |
| 38 | Denti presenti e prominenti (fig. 37) | 39 |  |
| | Denti assenti, piccoli e indistinti (fig. 38) | 50 |  |
| 39 | Esofago senza espansione nella regione media | 40 | |
| | Esofago espanso nella regione media | 49 | |
| 40 | Parte terminale del corpo appuntita o affusolata (fig. 15) | 41 |  |
| | Parte terminale del corpo arrotondata (fig. 16) | 47 |  |
| 41 | Parte terminale del corpo del maschio senza setole (fig. 39) | 42 |  |
| | Parte terminale del corpo del maschio con setole (fig. 40) | <i>Oncholaimus</i> |  |
| 42 | Cavità boccale provvista di dentelli (fig. 41) | 43 |  |
| | Cavità boccale sprovvista di dentelli (fig. 42) | 45 |  |
| 43 | Dentelli sparsi o posti in file longitudinali | 44 | |
| | Dentelli posti in file trasversali | <i>Mylonchulus</i> | |
| 44 | Dentelli posti su una nervatura longitudinale nella cavità boccale | <i>Prionchulus</i> | |
| | Dentelli sparsi nella cavità boccale | <i>Sporonchulus</i> | |
| 45 | Dente rivolto anteriormente | 46 | |
| | Dente rivolto posteriormente | <i>Anatonchus</i> | |
| 46 | Dente nella parte basale della cavità orale | <i>Iotonchus</i> | |
| | Dente nella parte anteriore della cavità orale | <i>Mononchus</i> | |

- 47
Cavità orale con un dente apicale o mediale prominente **48**
Cavità orale con piccoli denti basali ***Bathyodontus***
- 48
Cavità orale con 3 denti, senza piccoli denti basali;
ghiandole caudali che si aprono terminalmente ***Enoplocheilus***
Cavità orale con dente anteriore largo e con piccoli denti basali;
ghiandole caudali che si aprono ventralmente ***Mononchulus***
- 49
Regione labiale con un'armatura a forma di "nervatura" ***Mononchoides***
Regione labiale senza un'armatura a forma di "nervatura" ***Diplogaster***
- 50
Esofago con espansione basale **51**
Esofago cilindrico **60**
- 51
Esofago senza l'espansione nella regione mediana **52**
Esofago con espansione mediana **55**
- 52
Anfidi distinti (fig. 43) **53**
Anfidi indistinti **54**
- 53
Pareti della cavità orale anteriormente rigonfie e con denti minuti ***Microlaimus***
Pareti della cavità orale senza denti e con lati dritti e appuntiti ***Leptolaimus***
- 54
Cavità orale con 3 ispessimenti bastoncelliformi ***Rhabdolaimus***
Cavità orale senza ispessimenti bastoncelliformi ***Monochromadora***
- 55
Gonadi appaiate (fig. 36) **56**
Gonade singola **58**
- 56
Pareti della cavità orale diritte, "amalgamate" **57**
Pareti della cavità orale separate, non diritte ***Alloionema***
- 57
Metacorpo moderatamente dilatato;
cavità orale non troppo allungata ***Rhabditis***
Metacorpo cilindrico e allungato; cavità orale allungata ***Cylindrocorpus***



| | | | | | |
|----|---|-----------|-----------------------|---|--|
| 58 | Parte terminale del corpo appuntita (fig. 15) | | | | |
| | Parte terminale del corpo bruscamente conica | 59 | <i>Cephalobus</i> |  | |
| 59 | Parte anteriore della cavità orale allargata (fig. 44) | | <i>Panagrolaimus</i> |  | |
| | Cavità orale stretta (fig. 45) | | <i>Eucephalobus</i> |  | |
| 60 | Cavità orale assente o indistinta | 61 | | | |
| | Cavità orale distinta | 63 | | | |
| 61 | Regione labiale stretta, dente assente | 62 | | | |
| | Regione labiale allargata, denticoli piccoli nella cavità orale | | <i>Trypila</i> |  | |
| 62 | Apertura degli anfidri a forma di larga fessura (fig. 43) | | <i>Amphidelus</i> |  | |
| | Apertura degli anfidri a forma di piccolo poro (fig. 44) | | <i>Alaimus</i> |  | |
| 63 | Cavità orale lunga e stretta (fig. 46) | | <i>Cryptonchus</i> |  | |
| | Cavità orale ampia e poco profonda (fig. 47) | | <i>Bathyonchus</i> | | |
| 64 | Corpo simmetrico | 65 | | | |
| | Corpo asimmetrico portante una serie di protuberanze su un lato | | <i>Bunonema</i> | | |
| 65 | Appendici labiali non complesse (fig. 48) | 66 | | | |
| | Appendici labiali complesse (fig. 49) | 68 | | | |
| 66 | Appendici laterali delle labbra a forma di spina e dirette lateralmente | | <i>Diploscapter</i> |  | |
| | Appendici laterali delle labbra non a forma di spina e dirette lateralmente | 67 | | | |
| 67 | Papille o setole a forma di spina (fig. 50) | | <i>Macrolaimus</i> |  | |
| | Appendici delle labbra "pendenti" e appuntite anteriormente | | <i>Teratocephalus</i> |  | |
| 68 | Appendici delle labbra biforcute e frangiate complessivamente (fig. 49) | | <i>Acrobeles</i> |  | |
| | Appendici delle labbra membranose e a forma di ali | | <i>Wilsonema</i> | | |

69
 Setole post-cefaliche assenti **70**
 Setole post-cefaliche presenti **92**

70
 Stiletto assente **71**
 Stiletto presente **91**

71
 Denti assenti, piccoli o indistinti **72**
 Denti di solito presenti, prominenti **85**

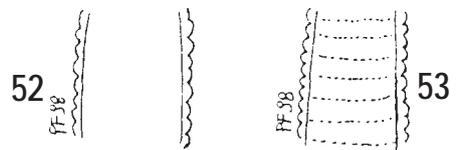
72
 Esofago con espansioni basali **73**
 Esofago cilindrico **82**

73
 Anfidi ovali, a spirale o a forma di staffa (fig. 51) **74**
 Anfidi circolari **80**



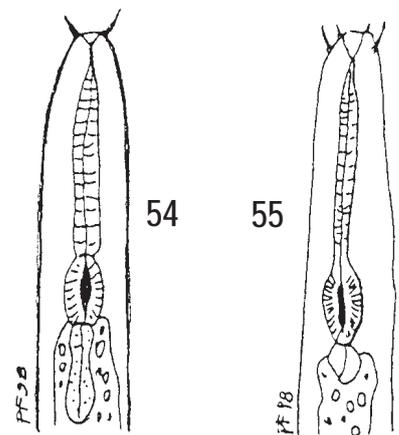
74
 Anfidi a spirale **75**
 Anfidi non a spirale **79**

75
 Punteggiatura cuticolare assente (fig. 52) **76**
 Punteggiatura cuticolare presente (fig. 53) **78**

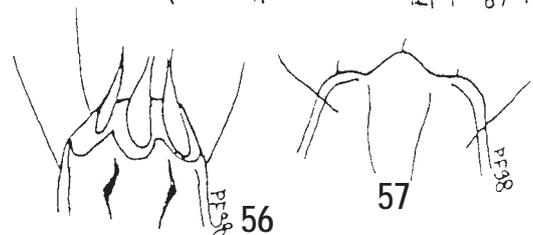


76
 Bulbo esofageo senza valvole **77**
 Bulbo esofageo con valvole **Plectus & Anaplectus**

77
 Valvola esofago-intestinale allungata (fig. 54) **Paraplectonema**
 Valvola esofago-intestinale raccorciata (fig. 55) **Paraphanolaimus**



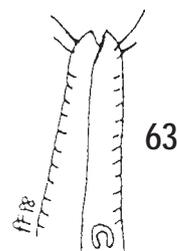
78
 Regione labiale espanse (fig. 56) **Euteratocephalus**
 Regione labiale non espanse (fig. 57) **Ethmolaimus**



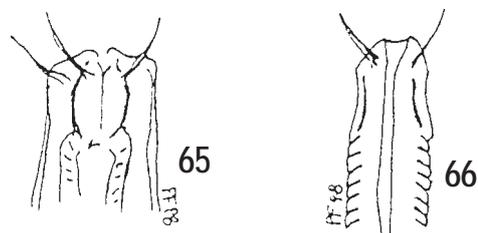
79
Anfidi ovali *Greenenema*
Anfidi a forma di staffa *Chronogaster*

80
Valvola esofago-intestinale raccorciata **81**
Valvola esofago-intestinale allungata *Desmolaimus*

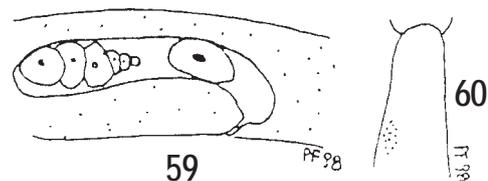
81
Poro escretore e grande ghiandola
escretrice presenti (fig. 63) *Domorganus*
Poro escretore e grande ghiandola
escretrice assenti *Monhystera*



82
Cavità orale ampia e poco profonda, cospicua; (fig. 65)
parte finale del corpo filiforme *Prismatolaimus*
Cavità orale stretta, allungata, incospicua (fig. 66) **83**



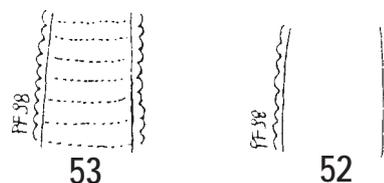
83
Gonade singola (fig. 59) *Cylindrolaimus*
Gonadi appaiate (fig. 60) **84**



84
Anfidi incospicui *Tripyla*
Anfidi cospicui *Aphanolaimus*

85
Quinto o sesto terminale dell'esofago a forma di bulbo ovale **86**
Esofago cilindrico; cavità orale con grossi denti *Ironus*

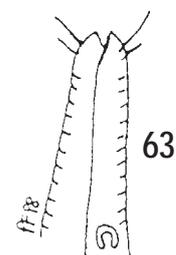
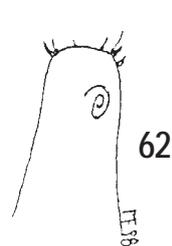
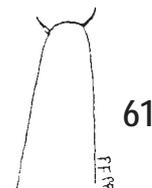
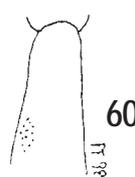
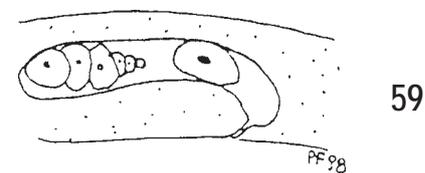
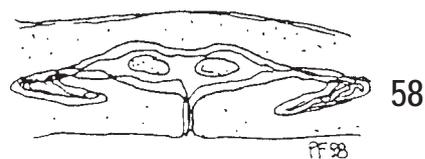
86
Punteggiatura cuticolare presente (fig. 53) **87**
Punteggiatura cuticolare assente (fig. 52) **89**



87
Anfidi non a spirale **88**
Anfidi a spirale *Achromadora*

88
Presenza di 4 file longitudinali di ispessimenti cuticolari *Chromadora*
Assenza di file longitudinali di ispessimenti cuticolari *Prochromadorella*

| | | |
|---|-------------------------|--|
| 89 | | |
| Anfidi distinti | 90 | |
| Anfidi indistinti | <i>Butleirus</i> | |
| 90 | | |
| Gonade femminile doppia; anfidi ad uncino (fig. 58) | <i>Anonchus</i> | |
| Gonade femminile singola; anfidi circolari (fig. 59) | <i>Monhystrella</i> | |
| 91 | | |
| Regione labiale anulata, non "in rilievo" | <i>Atylenchus</i> | |
| Regione labiale liscia, "in rilievo" | <i>Eutylenchus</i> | |
| 92 | | |
| Esofago con espansione basale | 93 | |
| Esofago cilindrico | 98 | |
| 93 | | |
| Punteggiatura cuticolare presente; anfidi non circolari | 94 | |
| Punteggiatura cuticolare potrebbe essere presente; anfidi circolari | 97 | |
| 94 | | |
| Ocelli presenti (fig. 60) | 95 | |
| Ocelli assenti (fig. 61) | 96 | |
| 95 | | |
| Cavità orale con 3 denti di uguali dimensioni | <i>Chromadorina</i> | |
| Cavità orale con almeno un grosso dente | <i>Punctodora</i> | |
| 96 | | |
| Cuticola con file laterali longitudinali di punteggiature | <i>Hypodontolaimus</i> | |
| Cuticola senza differenziazioni laterali | <i>Chromadorita</i> | |
| 97 | | |
| Bulbo esofageo con valvole | <i>Prodesmodora</i> | |
| Bulbo esofageo senza valvole | <i>Odontolaimus</i> | |
| 98 | | |
| Anfidio posto anteriormente nel corpo (fig. 62) | 99 | |
| Anfidio posto posteriormente nel corpo (fig. 63) | <i>Bastiania</i> | |
| 99 | | |
| Anfidio a spirale | <i>Paracyatholaimus</i> | |
| Anfidio a coppa o poco evidente ("scuro") | 100 | |
| 100 | | |
| Denti della cavità stomale grossi | <i>Oncholaimus</i> | |
| Denti della cavità stomale piccoli | <i>Tobrilus</i> | |

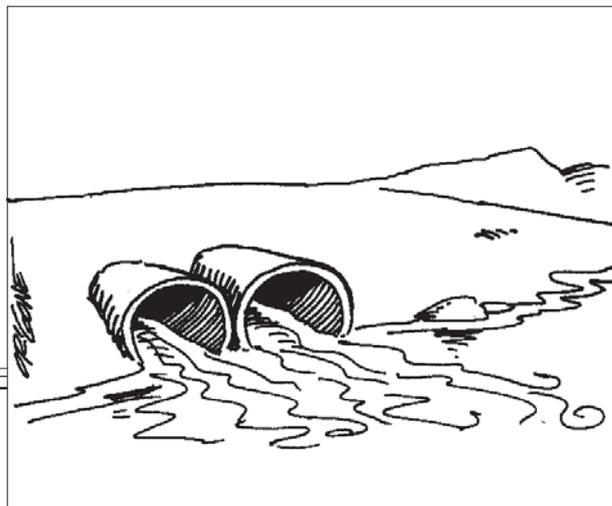


ALLEGATO 2

CHIAVE ANALITICA PER IL RICONOSCIMENTO
DEGLI ORDINI E SOTTORDINI DEI NEMATODI ITALIANI

| | | | |
|----|---|---|-----------|
| 1 | Stiletto boccale a lume sottilissimo e con 3 nocche emisferiche basali più o meno evidenti | TYLENCHIDA | |
| | Apparato boccale di altro tipo | | 2 |
| 2 | Cavità boccale priva di stiletto | | 3 |
| | Cavità boccale con stiletto a lume più o meno ampio e privo di nocche basali | DORYLAIMIDA sottordine DORYLAIMINA | |
| 3 | Anfidio solitamente ben visibile, a forma circolare, ellittica o a spirale | | 4 |
| | Anfidio solitamente poco visibile, a forma di tasca o di poro, o non visibile | | 7 |
| 4 | Ovario prodelfo; distanza della vulva dall'estremità anteriore del corpo (espressa in percentuale della lunghezza corporea) quasi sempre maggiore a 60%; esofago cilindrico e muscoloso | MONYSTERIDA | |
| | Ovari di regola anfidelfi; distanza della vulva dall'estremità anteriore del corpo (espressa in percentuale della lunghezza corporea) inferiore a 60%; esofago non cilindrico (talora cilindroide, ma esile e difficilmente distinguibile dall'intestino) | | 5 |
| 5 | Bocca priva di dentelli | ARAEOLAIMIDA (tranne il genere <i>Rhabdolaimus</i>) | |
| | Bocca con uno o più dentelli | | 6 |
| 6 | Sete cefaliche assenti; lunghezza totale del corpo inferiore a 0,5 mm; tubo boccale lungo e sottile con tre dentelli anteriori; anfidio difficilmente visibile | ARAEOLAIMIDA (solo il genere <i>Rhabdolaimus</i>) | |
| | Sete cefaliche presenti; cavità boccale di altro tipo | CHROMADORIDA | |
| 7 | Esofago allargato posteriormente in un bulbo | | 8 |
| | Esofago cilindrico | | 1 |
| 8 | Tubo boccale composto da più pezzi cilindrici sovrapposti; esofago privo o quasi di rigonfiamento mediano; maschi senza borsa copulatrice | | 9 |
| | Cavità boccale fatta di un unico tubo oppure ampia e munita di dentelli; esofago con rigonfiamento mediano o con bulbo mediano | | 10 |
| 9 | Capo fortemente marcato da 6 incisure; ovario prodelfo o anfidelfo | RHABDITIDA sottordine TERATOCEPHALINA | |
| | Capo non inciso, o recante tre appendici più o meno sviluppate; ovario prodelfo | RHABDITIDA sottordine CEPHALOBINA | |
| 10 | Cavità boccale tubolare; a metà esofago vi è un rigonfiamento ma non un vero bulbo; maschi con borsa copulatrice | RHABDITIDA sottordine RHABDITINA | |
| | Cavità boccale tubolare o ampia e munita di denti; esofago con due bulbi: uno mediano muscolare e con apparato valvolare, ed uno terminale ghiandolare; borsa copulatrice assai ridotta o assente | RHABDITIDA sottordine DIPLOGASTRINA | |
| 11 | Setole cefaliche presenti | ENOPLIDA | |
| | Setole cefaliche assenti | DORYLAIMIDA sottordine MONONCHINA | |

DEPURAZIONE



Esperienza di disinfezione con acido peracetico di un effluente di un depuratore biologico

Pergetti Mauro¹, Davoli Donatella¹, Gaccioli Monica¹, Sansebastiano Giuliano², Stecchi Roberta³

RIASSUNTO

Attraverso una sperimentazione effettuata in campo è stata valutata l'efficacia di disinfezione dell'acido peracetico nei confronti dei principali indicatori (batterici e virali) di inquinamento fecale. La ricerca ha evidenziato che un dosaggio di 2 mg/l è in grado di garantire il raggiungimento dei requisiti imposti per lo scarico in acque superficiali mentre è necessario utilizzare dosaggi di 6 mg/l per il rispetto dei limiti per la balneazione.

Parole chiave:

disinfezione, acido peracetico, indicatori fecali, acqua di scarico

INTRODUZIONE

Attraverso il normale processo depurativo (trattamenti primari e fanghi attivi) si ottiene un buon abbattimento, quantificabile in 1 o 2 unità logaritmiche, del carico batterico patogeno (PASSINO, 1983); ciò, però, non consente il raggiungimento dei limiti imposti dalla normativa vigente sia per lo scarico in acque superficiali che per la balneazione o l'uso irriguo (Tab. I)

Infatti, dati carichi medi in ingresso di coliformi totali compresi tra 10^6 e $10^9/100$ ml, il numero di coliformi in uscita da un depuratore –pur con la piena efficienza di tutte le fasi di trattamento– varierà tra 10^4 e 10^7 .

Per il raggiungimento degli standard di accettabilità occorre sottoporre i reflui depurati a trattamenti di disinfezione. Il sistema di disinfezione ideale dovrebbe poter garantire la massima efficacia, essere incapace di originare sottoprodotti indesiderati o nocivi, essere di facile applicabilità e possibilmente avere un costo contenuto di gestione e di investimento.

¹ AGAC, Reggio Emilia

² Istituto di Igiene, Università degli Studi di Parma

³ Air Liquide Italia, Milano

Tab. I - Limiti normativi relativi alle acque di scarico

| | scarico in acque superficiali L. 319/76 | balneazione DPR 8/6/82 | uso irriguo Del. 4/2/77 |
|-----------------------|--|---------------------------|----------------------------|
| coli totali /100ml | 20000 | 2000 | 2 o 20* |
| coli fecali/100ml | 12000 | 100 | |
| strepto fecali /100ml | 2000 | 100 | |

* dipende dal tipo di coltura

Gli agenti disinfettanti maggiormente utilizzati per le acque di scarico sono alcuni composti del cloro, in particolare l'ipoclorito di sodio, i raggi ultravioletti e l'acido peracetico.

L'ipoclorito, pur essendo uno dei disinfettanti a minor costo, ha uno scarso potere battericida (non essendo attivo contro le spore) e porta alla produzione di molte sostanze tossiche e cancerogene. Inoltre è stata evidenziata la comparsa di interferenze sull'efficacia disinfettante dovute alla presenza di solidi sospesi (PUZZARINI, 1997).

La disinfezione con raggi ultravioletti presenta ottime caratteristiche. Nel Nord America già da diversi anni tale tecnica è utilizzata nella disinfezione di reflui di origine domestica (PARROTTA e BEKDASH, 1998). I dati ricavati dalla letteratura dimostrano la sua efficacia nei confronti dei batteri indicatori di contaminazione fecale quali i coliformi fecali; inoltre non induce formazione di prodotti secondari e presenta un basso costo di esercizio, comparabile a quello dell'ipoclorito (BLATCHLEY, *et al.*, 1996). Gli inconvenienti dell'irraggiamento con UV sono la mancanza di batteriostasi –che ha come conseguenza la ricrescita batterica per fotoriattivazione– e i bassi rendimenti di disinfezione in presenza di torbidità dell'effluente.

L'acido peracetico (PAA) è un potente agente antimicrobico già impiegato in numerosi settori quali l'industria alimentare e farmaceutica; solo recentemente è stato utilizzato nel campo della depurazione. Il prodotto che viene utilizzato commercialmente si ottiene per reazione tra perossido d'idrogeno e acido o anidride acetica; si tratta di una reazione di equilibrio che conduce ad una miscela costituita da acido peracetico e perossido d'idrogeno oltre che da acido acetico, acqua e stabilizzanti. Non è possibile utilizzare acido peracetico puro in quanto estremamente instabile e sensibile alla temperatura.

L'efficacia di questo disinfettante è dovuta all'azione ossidante che nei microrganismi altera o

distrugge diverse strutture vitali quali proteine, membrana plasmatica, alcuni enzimi del metabolismo e il DNA, provocando la loro inattivazione.

I dati ricavati dalla letteratura scientifica, riguardanti sperimentazioni condotte sugli effluenti dei depuratori, dimostrano l'efficacia di tale disinfettante per quanto riguarda i principali indicatori batteriologici considerati dalla legge Merli.

In particolare si sono ottenuti abbattimenti degli indicatori fecali variabili dalle 2 alle 3 unità logaritmiche con concentrazioni di acido peracetico comprese tra 1 e 6 mg/l e con tempi di contatto di 5-30 minuti (LEFEVRE *et al.*, 1992; CAVADORE *et al.*, 1993; ANDREOTTOLA *et al.*, 1996; PUZZARINI, 1997).

L'acido peracetico è completamente biodegradabile e sembrerebbe incapace di formare sottoprodotti sconosciuti o indesiderati, ma non sono ancora noti i derivati che possono formarsi in seguito alle reazioni che avvengono tra l'ossidante e la matrice organica presente nell'effluente. Per questo motivo alcuni autori consigliano, come misura estremamente cautelativa, di effettuare un pretrattamento di filtrazione e/o chiariflocculazione prima di procedere alla disinfezione (MANDRA *et al.*, 1996).

Nel presente lavoro vengono illustrati i risultati di un'indagine sperimentale sulla disinfezione di acque reflue con acido peracetico condotta presso un impianto di depurazione sito in località Bosco di Scandiano, in provincia di Reggio Emilia.

MATERIALI E METODI

L'impianto oggetto di studio (Fig. 1) tratta acque di origine domestica ed è costituito da comparti di sollevamento, grigliatura, dissabbiatura, disoleatura, ossidazione biologica (fanghi attivi ad aerazione prolungata) e sedimentazione secondaria; di qui gli scarichi vengono inviati alla vasca di disinfezione, anche se attualmente questo trattamento non viene imposto dall'autorità di controllo. La portata me-

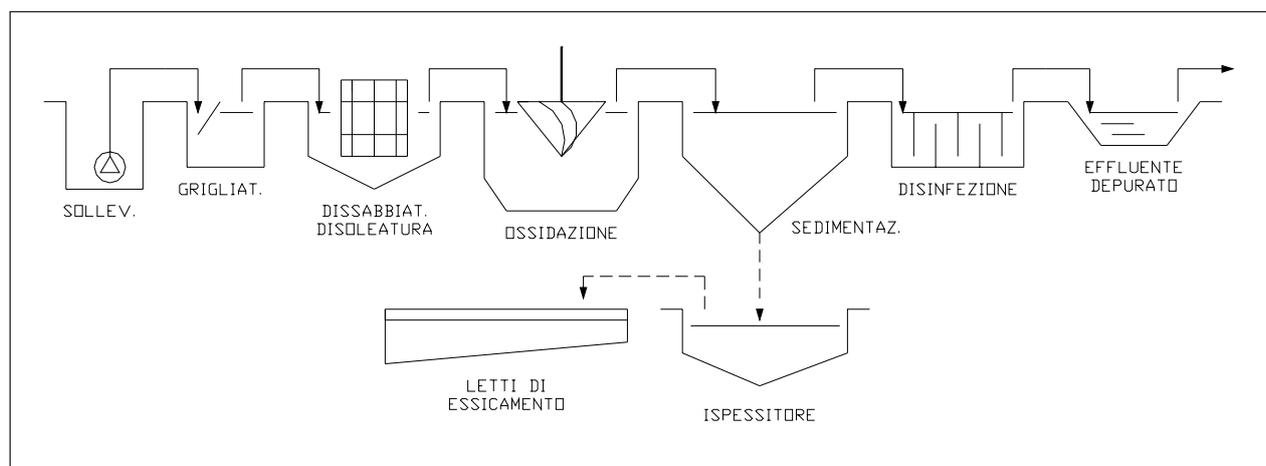


Fig. 1 - Schema dell'impianto di depurazione utilizzato per la sperimentazione

dia dell'impianto è di circa 1800 m³/d.

Le prove di disinfezione sono state effettuate per circa 4 mesi; si è provveduto ad installare un serbatoio di stoccaggio dal quale, attraverso una pompa dosatrice, il prodotto veniva dosato all'uscita del sedimentatore nel canale di collegamento con la vasca di disinfezione. Per la sperimentazione è stata utilizzata una soluzione commerciale (Bactipal 15 23) a base di acido peracetico e perossido di idrogeno nelle seguenti proporzioni: acido peracetico al 15% (p/p) e perossido di idrogeno al 23% (p/p). Il bacino di disinfezione garantiva un tempo di residenza di circa 25 minuti.

La sperimentazione è iniziata con un dosaggio di 6 mg/l di acido peracetico; successivamente si è ridotto il prodotto utilizzato sino a raggiungere la concentrazione di 1 mg/l.

Ai differenti dosaggi, con una frequenza settimanale o bisettimanale, venivano prelevati campioni estemporanei in ingresso e in uscita dalla vasca di disinfezione; il prelievo in uscita veniva ritardato di 25 minuti.

Sui campioni prelevati venivano determinati temperatura, pH, COD, solidi sospesi, potenziale redox e torbidità (IRSA-CNR, 1994). Sono inoltre stati effettuati prelievi in bottiglie sterili, con aggiunta di tiosolfato sodico per neutralizzare il disinfettante residuo, per la ricerca di coliformi totali, coliformi fecali e streptococchi fecali mediante la tecnica delle membrane filtranti (IRSA), di *Escherichia coli* (su terreno Coli ID), di batteriofagi anti *Escherichia coli* (metodo di Grabow) e delle salmonelle (UNICHIM,

1994). La sperimentazione, iniziata nel mese di ottobre 1996, è proseguita fino al gennaio 1997.

RISULTATI E DISCUSSIONE

I risultati della sperimentazione sono riportati sinteticamente nelle tabelle II e III.

I valori di inquinamento microbico misurati nell'effluente non disinfettato sono in linea con quanto trovato da altri Autori (SPAGGIARI *et al.*, 1991; FARNETTI *et al.*, 1992; LEFEVRE *et al.*, 1992; BUONAFEDE *et al.*, 1991): i coliformi totali variano da 10⁶ a 10⁵/100 ml, i coliformi fecali da 10⁵ a 10⁴/100 ml, gli streptococchi fecali da 10⁴ a 10²/100 ml.

Il dosaggio di acido peracetico (PAA) ha determinato un aumento del potenziale di ossido riduzione abbastanza evidente, anche se non molto correlato alla quantità aggiunta; di contro, le variazioni di pH sono risultate significative solo ai dosaggi maggiori.

L'utilizzo di acido peracetico porta come conseguenza l'incremento di COD; esso, infatti, in acqua si decompone rapidamente in acido acetico, acqua e ossigeno.

L'acido acetico, che è una sostanza rapidamente biodegradabile, comporta un incremento di COD di circa 2,8 mg/mg PAA. Le variazioni di COD misurate durante l'esperienza hanno oscillato nell'intervallo - 36 ÷ 42 mg/l; questa differenza è sicuramente in parte legata al tipo di campionamento (istantaneo) e non imputabili interamente, soprattutto per l'incremento positivo, all'acido peracetico (Fig. 2).

Tab. II - Parametri chimici misurati in ingresso e in uscita dal bacino di disinfezione.

| Campione | T.Q. | | | | | | | TRATTATO | | | | | |
|----------|------|-------------------|-------|-------------|------|----------|----------|---------------|-----|-------------|------|----------|----------|
| | Data | Dosaggio PAA mg/l | pH | P. redox mV | T °C | MST mg/l | COD mg/l | Torbidità NTU | pH | P. redox mV | T °C | MST mg/l | COD mg/l |
| 01/10/96 | 0 | 8,03 | 150 | 18,4 | 2,5 | 21,5 | 0,66 | 7,99 | 160 | 18,3 | 1,5 | 24,5 | 0,65 |
| 12/11/96 | 6 | 7,82 | 149 | 15 | 15 | 48 | 1,5 | 7,32 | 336 | 14,8 | 3 | 85 | 2,2 |
| 19/11/96 | 6 | 7,48 | 165,4 | 15,1 | 6 | 55 | 6 | 7,29 | 372 | 15,7 | 6 | 97 | 1,2 |
| 15/10/96 | 5,8 | 7,45 | 198 | 19,9 | 6 | 34 | 2,1 | 7,3 | 354 | 16,8 | 1 | 39 | 1,4 |
| 22/10/96 | 5,6 | 7,58 | 177,5 | 16,4 | 8 | 45,5 | 1 | 6,58 | 362 | 16,2 | 7 | 58 | 0,15 |
| 11/12/96 | 5,6 | 7,37 | 253 | 11,2 | 52 | 70,5 | 1,8 | 7,18 | 387 | 10,3 | 54 | 84,5 | 2,5 |
| 16/12/96 | 5,2 | 7,52 | 173 | | 3,5 | 55 | | 7,51 | 245 | | 3,56 | 46 | |
| 03/12/96 | 5 | 7,65 | 127 | 11 | 5,2 | 54 | 2,2 | 7,5 | 362 | 12,5 | 3,6 | 86 | 1,3 |
| 27/11/96 | 4,9 | 7,6 | 142,5 | 11,3 | 2 | 46 | | 7,6 | 376 | 11 | 4 | 91 | |
| 17/12/96 | 4,7 | 7,48 | 161 | 10,6 | 5,5 | 82 | 2,1 | 7,28 | 389 | 10,5 | 4,7 | 46,5 | 2 |
| 04/11/97 | 3 | 7,46 | 142,3 | 15,2 | 5 | 46 | 1,5 | 7,45 | 247 | 14,7 | 5 | 49 | 0,7 |
| 15/01/97 | 2,7 | 7,76 | 140 | 9 | 20 | 89 | | 7,82 | 289 | 9,01 | 23 | 84 | |
| 21/01/97 | 2,7 | 7,52 | 160 | 9,9 | 5,7 | 27 | 0,55 | 7,42 | 380 | 9,7 | 13,5 | 71 | 1 |
| 28/01/97 | 2,4 | 7,68 | 110 | 10,1 | 16 | 26 | 0,62 | 7,62 | 351 | 10,5 | 15 | 50 | 1,01 |
| 22/01/97 | 2,2 | 7,53 | 145,5 | 10,8 | 7 | 23 | 0,7 | 7,35 | 383 | 10,8 | 8 | 40 | 1,2 |
| 29/01/97 | 1,3 | 7,62 | 157,7 | 10,1 | 8 | 23 | 1,3 | 7,68 | 260 | 10,5 | 3 | 27 | 1,2 |
| 30/01/97 | 1,1 | 7,78 | 160,7 | 10,2 | 5 | 28 | 1,2 | 7,57 | 208 | 10 | 4 | 28 | 1,2 |

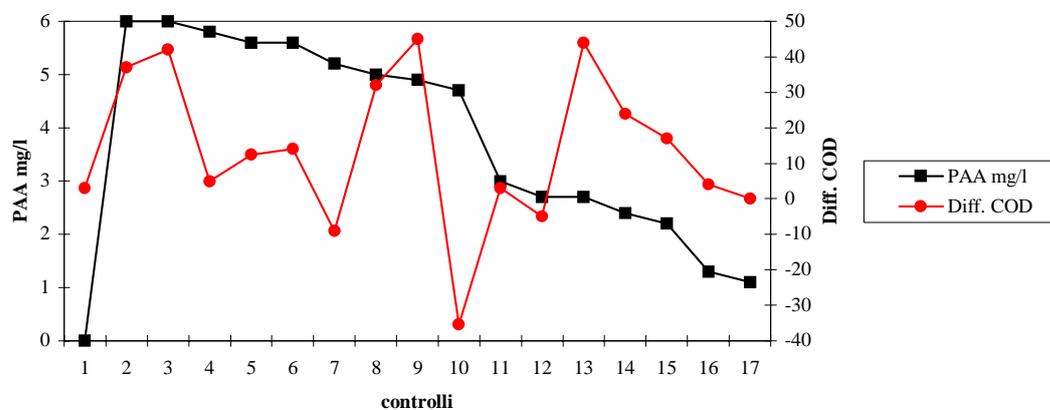


Fig. 2 - Variazione di COD misurata tra ingresso disinfezione e uscita disinfezione ai differenti dosaggi di acido peracetico.

Tab. III - Parametri microbiologici misurati in ingresso e in uscita dal bacino di disinfezione e % di abbattimento.

| Data | Dosaggio PAA mg/l | Colif. totali UFC/100ml | | Abb. % | Colif. fecali UFC/100ml | | Abb. % | Strept. fecali UFC/100ml | | Abb. % | E. coli UFC/100ml | | Abb. % | Batteriofagi UFC/100ml | | Abb. % |
|----------|----------------------|----------------------------|--------|-----------|----------------------------|-------|-----------|-----------------------------|-------|-----------|----------------------|-------|-----------|---------------------------|-----|-----------|
| | | T.Q. | U | | T.Q. | U | | T.Q. | U | | T.Q. | U | | T.Q. | U | |
| 01/10/96 | 0 | 109000 | 414000 | 0,0 | 93000 | 98000 | 0,0 | 18000 | 19000 | 0,0 | 67000 | 73000 | 0,0 | 500 | 711 | 0,0 |
| 12/11/96 | 6 | 143000 | 100 | 99,9 | 33000 | 100 | 99,6 | 700 | 10 | 99,1 | 12000 | 100 | 99,1 | 100 | 0 | 100,0 |
| 19/11/96 | 6 | 108000 | 100 | 99,9 | 83000 | 200 | 99,7 | 2000 | 10 | 99,5 | 43000 | 0 | 100,0 | 380 | 4 | 98,9 |
| 15/10/96 | 5,8 | 240000 | 900 | 96,2 | 84000 | 100 | 99,8 | 2600 | 75 | 97,1 | 26000 | 100 | 99,6 | 260 | 8 | 96,9 |
| 22/10/96 | 5,6 | 610000 | 100 | 99,9 | 46000 | 100 | 99,7 | 4200 | 10 | 99,7 | 28000 | 100 | 99,6 | 540 | 1 | 99,8 |
| 11/12/96 | 5,6 | 264000 | 77500 | 70,6 | 54000 | 200 | 99,6 | 7000 | 51 | 99,2 | 19000 | 10 | 99,9 | 1208 | 214 | 82,2 |
| 16/12/96 | 5,2 | 22000 | 3500 | 84,1 | 6000 | 200 | 96,6 | 800 | 170 | 78,7 | 1000 | 100 | 90,0 | 989 | 127 | 87,1 |
| 03/12/96 | 5 | 580000 | 100 | 99,9 | 3450 | 300 | 91,3 | 1400 | 10 | 99,2 | 32000 | 0 | 100,0 | 9 | 1 | 89,0 |
| 27/11/96 | 4,9 | 264000 | 100 | 99,9 | 249000 | 600 | 99,7 | 9100 | 10 | 99,8 | 28000 | 100 | 99,6 | 60 | 2 | 96,6 |
| 17/12/96 | 4,7 | 120000 | 1000 | 99,1 | 5000 | 100 | 98,0 | 1400 | 10 | 99,2 | 6500 | 100 | 98,4 | 690 | 7 | 98,9 |
| 04/11/97 | 3 | 310000 | 5400 | 98,2 | 26000 | 200 | 99,2 | 500 | 10 | 98,0 | 17000 | 100 | 99,4 | 360 | 24 | 93,3 |
| 15/01/97 | 2,7 | 585000 | 16000 | 97,0 | 87000 | 534 | 99,0 | 17000 | 900 | 94,7 | 60500 | 400 | 99,0 | 460 | 0 | 100,0 |
| 21/01/97 | 2,7 | 1080000 | 580 | 99,9 | 102500 | 100 | 99,9 | 7000 | 100 | 98,5 | 42000 | 100 | 99,7 | 140 | 0 | 100,0 |
| 28/01/97 | 2,4 | 345000 | 6734 | 98,0 | 151000 | 166 | 99,8 | 23000 | 50 | 99,7 | 97000 | 67 | 99,9 | 380 | 20 | 94,7 |
| 22/01/97 | 2,2 | 1050000 | 2500 | 99,7 | 86000 | 100 | 99,4 | 55000 | 0 | 100,0 | 32000 | 0 | 100,0 | 19 | 0 | 100,0 |
| 29/01/97 | 1,3 | 750000 | 63500 | 91,5 | 58500 | 7267 | 87,5 | 4200 | 2100 | 50,0 | 75500 | 1834 | 97,5 | 240 | 33 | 86,2 |
| 30/01/96 | 1,1 | 510000 | 155000 | 69,0 | 80000 | 45500 | 43,1 | 9350 | 5800 | 37,9 | 42000 | 8134 | 80,6 | nr | 163 | |

Durante la sperimentazione non sono state effettuate misurazioni del disinfettante residuo nell'effluente dal depuratore (acido peracetico e acqua ossigenata); non è possibile pertanto stimare se durante i 25 minuti di permanenza nei bacini di disinfezione avvenisse la completa decomposizione del prodotto o se dopo tale periodo esistesse ancora il rischio di sversare acqua contenente un forte ossidante potenzialmente pericoloso per l'ambiente idrico.

Nella figura 3 sono riportati gli abbattimenti dei principali indicatori batteriologici: coliformi totali, coliformi fecali, streptococchi fecali. Il primo dato riportato nel grafico si riferisce ad un controllo precedente l'inizio del dosaggio di acido peracetico (dosaggio 0 mg/l); in questo controllo l'abbattimento è stato indicato 0 perché i valori in uscita risultavano

essere uguali o superiori a quelli in entrata. Fino a dosaggi di 2 mg/l gli abbattimenti di tutti e tre gli indici risultano elevati (dalle 2 alle 3 unità logaritmiche), tranne tre casi in cui si registrano efficienze di abbattimento non uniformi dei parametri batteriologici.

Nelle figure 4, 5 e 6 sono considerati i valori in uscita rispettivamente di coliformi totali, coliformi fecali e streptococchi fecali. Risulta ancora evidente come, fino ad un dosaggio di 2 mg/l di PAA, sono rispettati i valori limite dettati dalla legge 319/76 relativa allo scarico in acque superficiali. Per quanto riguarda i coliformi totali, nel quinto controllo è stato registrato un valore superiore al limite di legge; in questo controllo è però da segnalare un alto valore di solidi sospesi nell'effluente che probabilmente, come

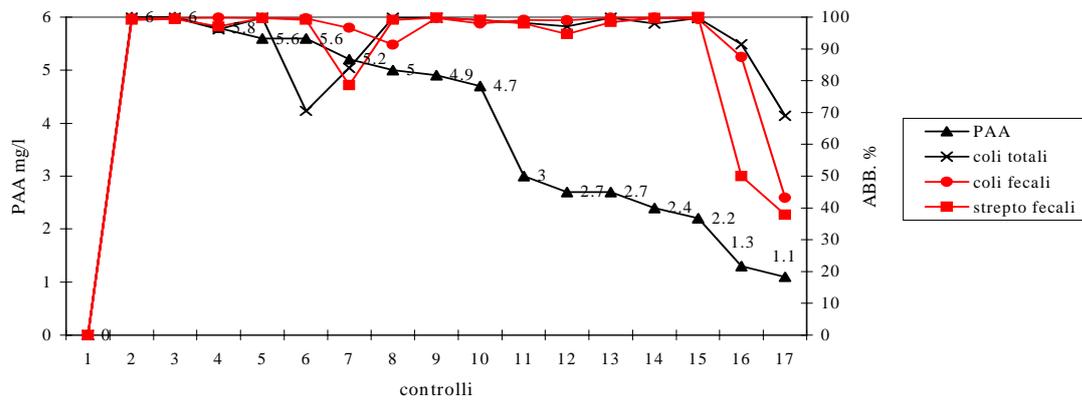


Fig. 3 - Abattimenti di coliformi totali, coliformi fecali e streptococchi fecali misurati ai vari dosaggi di disinfettante.

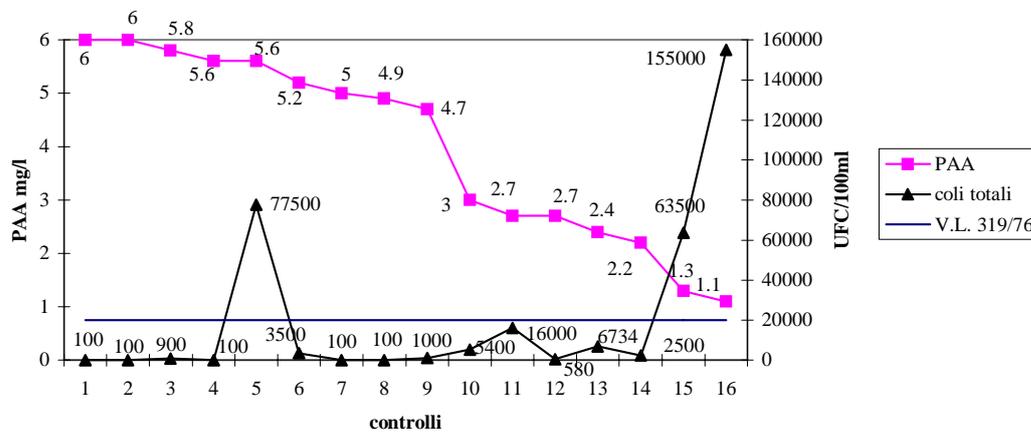


Fig. 4 - Valori di coliformi totali misurati in uscita dal bacino di disinfezione ai diversi dosaggi di acido peracetico.

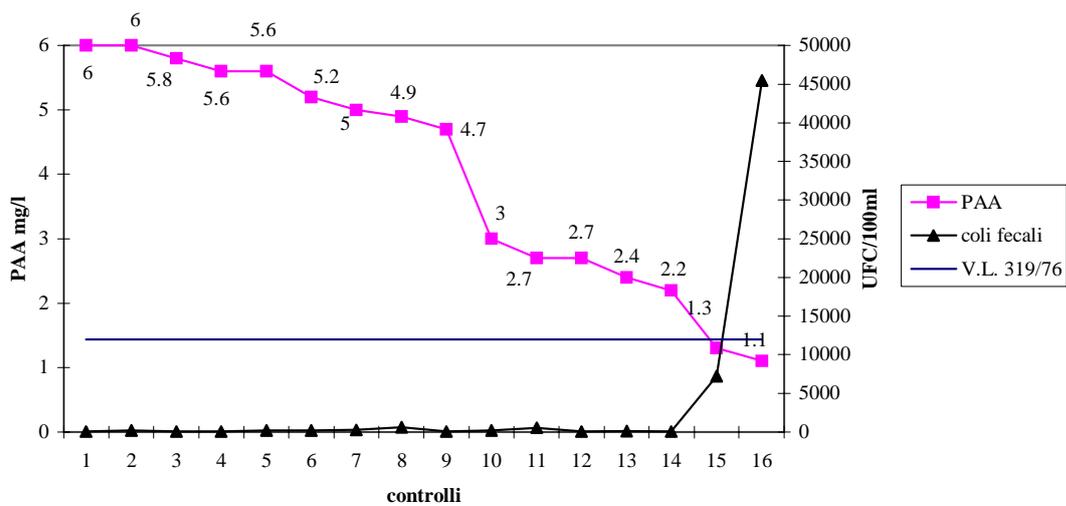


Fig. 5 - Valori di coliformi fecali misurati in uscita dal bacino di disinfezione ai diversi dosaggi di acido peracetico.

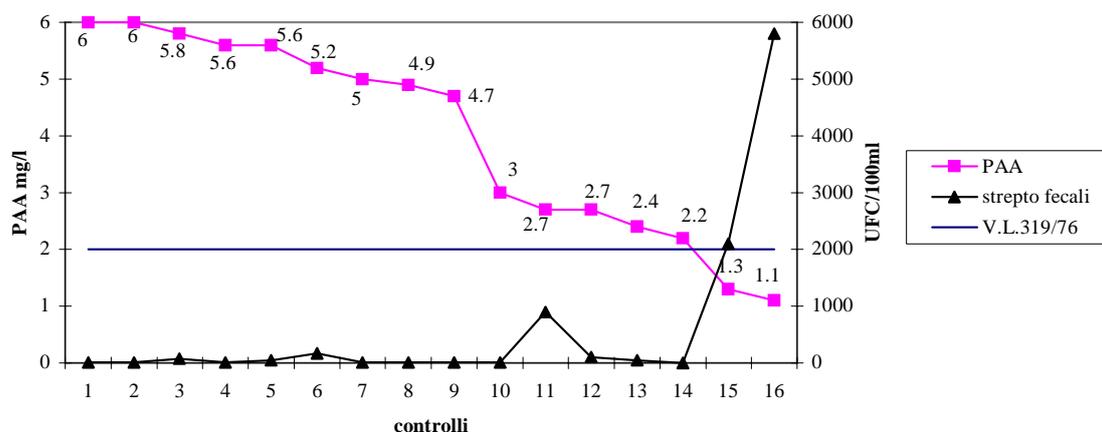


Fig. 6 - Valori di streptococchi fecali misurati in uscita dal bacino di disinfezione ai diversi dosaggi di acido peracetico.

segnalato da vari Autori (VILLA e OTTAVIANI, 1993; ANDREOTTOLA *et al.*, 1996), interferisce col processo di disinfezione. Il rispetto dei limiti per la balneazione sembra, invece essere garantito solo dai dosaggi più elevati (6 mg/l).

I risultati ottenuti con le quantità di disinfettante saggiato sono comunque molto distanti dagli standard indicati dalla Delibera del Comitato Interministeriale 4/2/77 All. 5/77, che fissa a 2 o 20 coliformi totali/100 ml, a seconda del tipo di coltura, il limite massimo per il riutilizzo agricolo delle acque depurate.

Dato che sempre di più si sta diffondendo la convinzione che la ricerca dei coliformi totali sia poco indicativa, sia per la scarsa specificità del metodi microbiologici, sia perché molti organismi coliformi totali sono di fatto batteri di tipo ambientale e quindi

senza alcun significato sanitario (LECLERC, 1990), le nuove tendenze internazionali si orientano sull'utilizzo di nuovi parametri. In particolare potrebbe essere molto interessante la ricerca di *Escherichia coli*, organismo fecale specifico, sensibile e con comportamento quasi simile a quello dei batteri patogeni. Dalla figura 7 è evidente come anche per questo parametro si registri una notevole diminuzione di efficienza di abbattimento per dosaggi inferiori ai 2 mg/l. A dosaggi superiori i valori misurati in uscita sono sempre inferiori alle 500 UFC/100 ml e quasi sempre inferiori o uguali a 100 UFC/100 ml.

Confrontando questi risultati con gli standard di accettabilità degli Organismi Internazionali (U.S.E.P.A., W.H.O.) che prevedono per l'uso irriguo un limite di 1000 coliformi fecali/100 ml, è

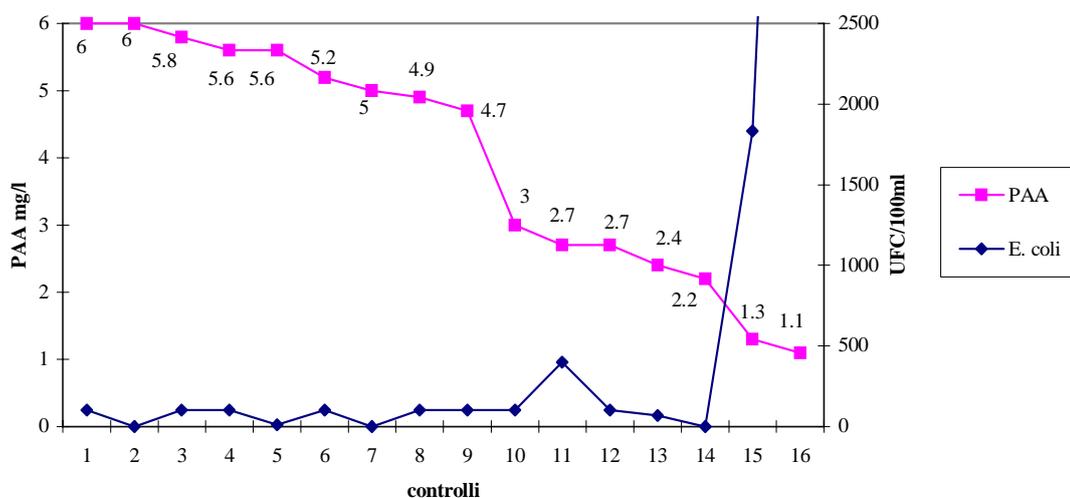


Fig. 7 - Valori di *Escherichia coli* misurati in uscita dal bacino di disinfezione ai diversi dosaggi di acido peracetico.

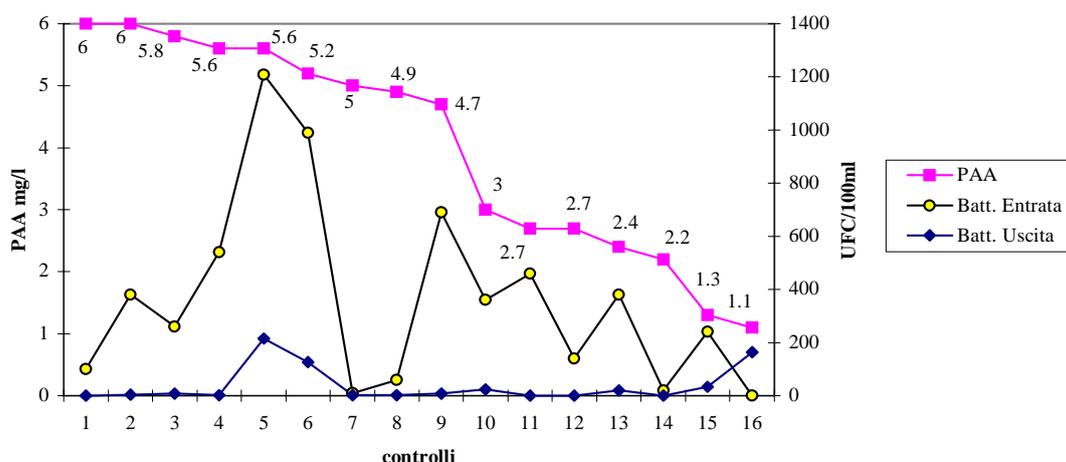


Fig. 8 - Valori di Batteriofagi misurati in uscita dal bacino di disinfezione ai diversi dosaggi di acido peracetico.

evidente come queste performance sarebbero raggiungibili con dosaggi di appena 2 mg/l di PAA e senza trattamenti preliminari di filtrazione.

Non è stato possibile valutare l'attività disinfettante nei confronti delle salmonelle in quanto non sono mai state isolate, neppure nell'acqua non trattata.

Per valutare l'efficacia del PAA nei confronti di un rischio di tipo virale si è valutata la presenza di batteriofagi anti *E. coli*; nella figura 8 sono riportati i valori, sia in entrata che in uscita dall'impianto, e i dosaggi di PAA.

Gli abbattimenti osservati sono stati sempre elevati per dosaggi superiori ai 2 mg/L, a parte due controlli. Una riduzione nell'efficienza di abbattimento è stata registrata in presenza di alte concentrazioni di solidi sospesi e nel controllo successivo (in questo caso accompagnata da analoga riduzione nell'abbattimento degli Streptococchi fecali) in corrispondenza di un basso valore di potenziale di ossido riduzione del refluo disinfettato. Si potrebbe in quest'ultimo caso ipotizzare un dosaggio di disinfettante inferiore a quello definito.

VALUTAZIONE DEI COSTI

Il costo di esercizio relativo alla sola disinfezione dell'acqua reflua del depuratore di Bosco con acido peracetico è stato determinato considerando le seguenti voci di costo:

- reattivi chimici
- energia elettrica
- materiali per la manutenzione ordinaria

- personale per la conduzione e la manutenzione
- ammortamento tecnico delle opere civili e idrauliche, di quelle elettriche ed elettromeccaniche applicate al caso specifico in esame.

I costi per unità di acqua reflua trattata al variare del dosaggio di acido peracetico sono mostrati nella Tab. IV.

In considerazione dei risultati ottenuti –che hanno evidenziato come un dosaggio di 2 mg/l di acido peracetico sia in grado di garantire il rispetto dei limiti batteriologici di Tab. A della legge 319/76– il costo di esercizio derivante dalla fase di disinfezione risulta essere di 42 £/m³.

A puro titolo di esempio si confrontano tali costi con quelli che si avrebbero utilizzando dei sistemi di disinfezione alternativi, quali l'ipoclorito di sodio e i raggi ultravioletti (Tab. V).

Tab. IV - Costi di esercizio stimati per la disinfezione con acido peracetico

| dosaggio di ac. peracetico | 2 mg/l | 4 mg/l | 6 mg/l |
|---|--------|--------|--------|
| costo del reattivo chimico £/m ³ | 24 | 48 | 72 |
| costo globale di esercizio £/m ³ | 42 | 66 | 90 |

Tab. V - Costi di esercizio stimati per la disinfezione con ipoclorito di sodio e raggi U.V.

| sistema di disinfezione | costo globale di esercizio (£/m ³) |
|---|--|
| ipoclorito di sodio (5mg/l Cl ₂) | 25 |
| ipoclorito di sodio (10mg/l Cl ₂) | 31 |
| raggi U.V. | 33 |

La determinazione dei costi di esercizio della disinfezione tiene in considerazione quanto detto in precedenza. Le informazioni riguardanti il dosaggio di radiazione ultravioletta necessaria per il trattamento dell'acqua reflua del depuratore di Bosco (e quindi la potenza delle lampade) sono stati forniti dalle ditte costruttrici, mentre per quanto riguarda l'ipoclorito si è fatto riferimento agli intervalli di dosaggio normalmente utilizzati (PASSINO, 1983).

Il sistema più economico è quello che prevede l'impiego dell'ipoclorito di sodio, per il quale comunque sono da tenere presenti due aspetti negativi:

- formazione di sottoprodotti nocivi (organoalogenati);
- difficoltà nel rispetto del limite del cloro libero residuo ai dosaggi richiesti.

Per quanto concerne l'uso dei raggi ultravioletti si è fatto riferimento alla buona qualità dell'effluente in termini di solidi sospesi e torbidità.

Al fine di confrontare più in dettaglio le diverse soluzioni analizzate, si riportano nella Tab. VI i valori delle singole voci di costo.

Da tale quadro si evidenziano i seguenti aspetti:

- per l'acido peracetico incide negativamente il costo del prodotto chimico;
- per i sistemi con raggi ultravioletti hanno una certa incidenza i materiali, con particolare riferimento al cambio annuale delle lampade, e l'ammortamento tecnico dell'impianto conseguente ad un più oneroso investimento.

CONCLUSIONI

La sperimentazione effettuata ha messo in luce che il raggiungimento degli standard per lo scarico in acque superficiali è assicurato da un dosaggio di circa 2 mg/l in condizioni di normale funzionamento

Tab. VI - Ripartizione dei costi di disinfezione relativi ai tre sistemi analizzati

| | ac. perac. 2 mg/l | NaClO 5 mg/l | U.V. |
|---------------------------------------|----------------------|-----------------|-----------|
| reattivi chimici £/m ³ | 24 | 7 | - |
| energia elettrica £/m ³ | 1 | 1 | 5 |
| materiali £/m ³ | 2 | 2 | 8 |
| personale £/m ³ | 3 | 3 | 3 |
| ammortamento tecnico £/m ³ | 12 | 12 | 17 |
| TOTALE £/m³ | 42 | 25 | 33 |

dell'impianto studiato. A questi dosaggi non si osservano variazioni significative di pH e l'aumento di COD è compatibile con lo scarico. Inoltre l'eventuale residuo di disinfettante, visto il dosaggio contenuto, non dovrebbe comportare un aumento del rischio ambientale. Il modesto abbattimento dei coliformi totali misurato in corrispondenza di un alto valore di solidi sospesi sembra indicare una interferenza di questi ultimi sul processo di disinfezione, anche se la riduzione dell'efficienza di abbattimento dei coliformi totali e dei batteriofagi anti *E. coli* non è stata accompagnata da un simile comportamento degli altri indicatori batteriologici controllati. LEFEVRE *et al.* (1992) hanno peraltro verificato che l'acido peracetico può essere usato con risultati eccellenti anche in presenza di solidi sospesi (>100 mg/l); anche BUONAFEDE *et al.* (1991) riportano che la dinamica di abbattimento non risente dell'eventuale presenza di solidi sospesi.

MANDRA *et al.* (1996), invece, sottolineano come la filtrazione dell'effluente migliori sensibilmente la cinetica di disinfezione, incrementando il rendimento di abbattimento dei principali indicatori fecali di circa una unità logaritmica (U.L.).

Per il rispetto dei limiti delle acque di balneazione, invece, sembra necessario raggiungere dosaggi di 6 mg/l. Con questi dosaggi, però, può risultare non indifferente l'apporto di sostanza organica al refluo trattato; infatti l'incremento teorico che ne deriverebbe (circa 18 mg/l di COD) può essere letto anche come un incremento di entità simile in termini di BOD₅, essendo le sostanze organiche aggiunte costituite da acido acetico e quindi da sostanze rapidamente biodegradabili. Chiaramente si tratta di un apporto organico difficilmente sopportabile in previsione del limite di BOD₅ di 25 mg/l imposto dalla nuova Direttiva CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane (271/91CEE).

Per quanto riguarda l'efficacia dell'acido peracetico i risultati ottenuti in questa sperimentazione sono abbastanza in linea con quanto ottenuto da altri Autori.

LEFEVRE *et al.* (1992) hanno misurato abbattimenti di circa 2 U.L. di coliformi fecali e streptococchi fecali con dosaggi di PAA di circa 5-6 mg/l e tempi di contatto di 30', in accordo con quanto verificato nelle nostre prove in campo (abbattimento medio

coliformi fecali 98%; abbattimento medio streptococchi fecali 96%). Anche BUONAFEDE *et al.* (1991) hanno ottenuto, con un reattore pilota che garantiva un tempo di contatto di 25', abbattimenti di circa 2 U.L. di coliformi e streptococchi con un dosaggio di 6 mg/l; nelle prove industriali, però, i risultati sono stati migliori raggiungendo anche 3-4 unità logaritmiche con tempi di residenza di soli 12'. Un abbattimento di 2 U.L. è stato ottenuto da CAVADORE *et al.* (1993) con uguali tempi di residenza ma con dosaggi di 1,3 mg/l senza effettuare alcuna filtrazione dell'effluente.

MANDRA *et al.* (1996) hanno ottenuto, invece, abbattimenti di 3 U.L. di coliformi fecali con dosaggi di 5 mg/l e tempi di contatto di 30'.

Analizzando congiuntamente le prestazioni otte-

nute ed i costi, per cercare di effettuare un bilancio costi-benefici, si può affermare che già gli attuali limiti vigenti sulle acque di scarico comportano degli oneri abbastanza elevati.

Per il raggiungimento di questi standard, comunque, l'acido peracetico può essere considerato un disinfettante adeguato, in quanto non causa formazione di sottoprodotti e allo stesso tempo non risente dei fenomeni di fotoriattivazione enzimatica (riaggiustamento del danno genetico che avviene in presenza di luce nel campo del visibile) segnalati a carico della disinfezione con raggi U.V..

Adottando limiti più severi, come ad esempio quelli indicati per il riuso irriguo, l'impiego dell'acido peracetico potrebbe, invece, risultare economicamente non compatibile con gli attuali livelli tariffari.

Bibliografia

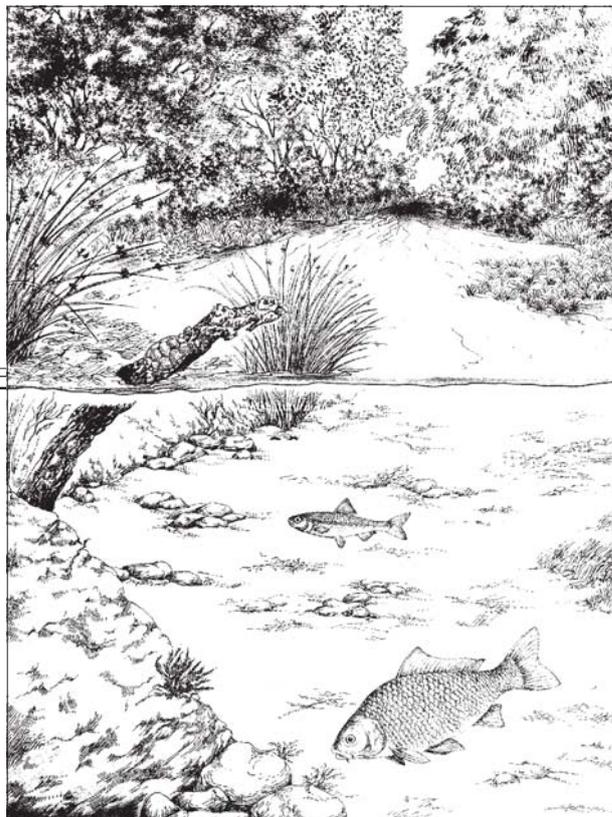
- ANDREOTTOLA G., BERTOLA P., ZIGLIO G., 1996. Indagine sperimentale comparata sulla disinfezione di acque reflue urbane con ozono e acido peracetico. *Ingegneria ambientale*, **25**: 200-206.
- BALDRY M.G.C., FRENCH M.S., 1990. Disinfection of municipal wastewater with peracetic acid: the English experience. *Eau Industrie* **137**: 42-44.
- BALDRY M.G.C., FRENCH M.S., 1991. The activity of Peracetic Acid on Sewage Indicator Bacteria and Viruses. *Wat. Sci. Tech* **24**:353-357.
- BUONAFEDE R., PUZZARINI P., PIROLA F., 1991. Disinfezione delle acque reflue con acido peracetico e loro riutilizzo in fertirrigazione. In Atti del Convegno Acque reflue e fanghi, Milano: 154 - 171.
- CAVADORE A., MASSA G., BIENTINESI P., 1993. La disinfezione delle acque di scarico dell'impianto di depurazione di Cesenatico. *Inquinamento* **3**: 74-77.
- FARNETI A., ANGELUCCI F., BARBARESI U. E DELL'ONTE P., 1992. Igienizzazione di acque di scarico umane depurate ai fini del loro utilizzo agronomico. In Atti del Convegno Acque reflue e fanghi, Milano: 140-153.
- IRSA-CNR. Metodi analitici per le acque: 318-327.
- LECLERC H., 1990. Indicateurs bacteriens et controle de qualité des eaux minerales naturelles. *Rivista Italiana d'Igiene* **5-6**: 67-74.
- LEFEVRE F., AUDIC J. M., FERRAND F., 1992. Peracetic acid disinfection of secondary effluents discharged off coastal seawater. *Wat. Sci. Tech.* **25**: 155- 164.
- MANDRA V., LAZAROVA V., DUMONTIER N., AUDIC J.M., 1996. Etude comparative de la disinfection des eaux residuales urbaines par l'acide peracetique, l'irradiation UV et l'ozone. In Eaux Residuales Urbaines Conference n° 61, Paris.
- PARROTTA M.J., BEKDASH F., 1998. UV disinfection of small groundwater supplies. *Journal A.W.W.A.*, **2**: 71 - 81.
- PASSINO R., 1983. La conduzione degli impianti di depurazione delle acque di scarico. Ed. Scientifiche A. Cremonese, Roma.
- PUZZARINI P., 1997. Esperienze di disinfezione presso l'impianto di Cervia. In Atti del Convegno Scientifico Depurazione e disinfezione delle acque - L'acido peracetico e la balneabilità, Ispra: 86-96.
- SPAGGIARI R., BASSOLI M., CARLETTI C., FOLLONI G. E FRANZONI C., 1991. Valutazione di indicatori microbici in un impianto di depurazione comunale. In Biological Approach to sewage treatment process: current status and perspectives, P. Madoni ed.: 131-134.
- VILLA L., OTTAVIANI M., 1993. Caratteristiche microbiologiche delle acque reflue civili, problemi igienici. Necessità di un approccio integrato. In Atti del Convegno Acque reflue e fanghi, Milano: 19-28.

ATTUALITÀ

L'Europa per la qualità delle acque

RESOCONTO SULL'ATTIVITÀ DEL COMITATO TECNICO CEN/TC 230 "WATER ANALYSIS",
15-18 GIUGNO 1998, PENICHE, PORTOGALLO

A cura di *Andrea Buffagni*¹



INTRODUZIONE

In Europa hanno sede due enti di normazione internazionale, l'International Organisation for Standardisation (I.S.O.) e l'European Committee for Standardisation (C.E.N.).

Il Comitato Tecnico TC 230 "Water Analysis" dell'European Committee for Standardisation (CEN) è nato nel 1990 con alcuni obiettivi immediati prioritari; tra questi:

- verificare i documenti ISO esistenti e definire delle priorità per la loro analisi
- elaborare i metodi necessari per poter seguire le linee guida EC sull'acqua destinata a uso umano
- elaborare metodi per parametri complessi
- elaborare metodi per parametri di particolare interesse per gli Stati membri.

Definite le priorità, alcuni gruppi di lavoro hanno iniziato la loro attività. Ad esempio, nel 1991 esistevano 24 tematiche di lavoro (work items) richieste dal DG XI, principalmente relative alla lista EC delle sostanze pericolose, per una sola delle quali non è ancora stato concluso il lavoro programmato. Contemporaneamente, sono stati pubblicati oltre 50 Norme Europee e l'attività sta proseguendo, spesso con la guida dell'ISO, per la preparazione di norme giudicate di massima priorità. Dal 1990 si sono svolti, Peniche incluso, 14 Meeting CEN/TC 230, con delegati in rappresentanza di 14 Paesi europei.

Al Comitato Tecnico CEN 230 (CEN/TC 230) afferiscono tre gruppi di lavoro: Metodi fisici e chimici (WG 1), Metodi biologici (WG 2) e Metodi microbiologici (WG 3). Ognuno di questi gruppi di lavoro è a sua volta suddiviso in sottogruppi specifici (Task Groups) dedicati alle singole tematiche di interesse.

Nell'ambito dei Meeting CEN, i TG sono i primi a riunirsi; una volta conclusi i dibattiti al loro interno, le risoluzioni prodotte vengono proposte e discusse all'interno dei WG; infine, si realizza l'incontro dei

¹ Istituto di Ricerca Sulle Acque - C.N.R., Via della Mornera 25, 20047 Brugherio (MI), e-mail: buffagni@server-mi.irsa.rm.cnr.it

delegati afferenti a tutti i gruppi nel corso della riunione del TC, con la discussione delle risoluzioni prodotte nei WG e l'approvazione di quelle generali.

MEETING DI PENICHE, PORTOGALLO, 15-18 GIUGNO 1998: CEN/TC 230 "WATER ANALYSIS"

Il Meeting si è svolto nell'arco di quattro giornate di lavoro e i TG che si sono riuniti sono i seguenti:

Mercurio (WG 1/TG 7)

Parathion (WG 1/TG 7)

Classificazione biologica (WG 2/TG 1)

Alghe bentoniche e macrofite (WG 2/TG 3)

Componente ittica (WG 2/TG 4)

Caratteristiche dei corpi idrici (WG 2/TG 5)

Conta batterica (WG 3/TG 1)

Pseudomonas aeruginosa (WG 3/TG 2)

Staphylococchi (WG 3/TG 3)

Enterovirus (WG 3/TG 4).

Successivamente, si sono quindi riuniti i tre WG e il TC.

Lo scrivente è stato contattato in qualità di esperto per contribuire come rappresentante dell'Italia al gruppo "Caratteristiche dei corpi idrici (WG 2/TG 5)" e ha partecipato a tutti gli incontri relativi ai Metodi biologici (TC 230/WG 2/ TG 1-5) e alle sessioni comuni (TC 230 e TC 230/WG 2).

**TEMA CENTRALE DEL CEN/TC 230/WG2
"BIOLOGICAL METHODS": LA PROPOSTA DI
DIRETTIVA UE SULLA QUALITÀ ECOLOGICA DELLE ACQUE**

Tutti i sottogruppi di lavoro (TG) attualmente attivi relativi ai Metodi biologici (TC 230/WG 2/ TG 1-3-4-5) sono finalizzati all'identificazione e alla normazione di metodi utili per lo studio delle componenti biologiche presenti nella Proposta di Direttiva UE sulla qualità ecologica delle acque. Tale proposta, che è in discussione ormai da qualche anno e ha subito numerose modifiche rispetto alla prima versione presentata, sembra essere prossima alla fase di approvazione; è infatti possibile che nell'arco di qualche mese essa venga approvata dalla Comunità Europea e che possa trovare applicazione già dall'inizio del 1999.

Essa, nella versione più recente disponibile nel momento in cui il Meeting si è svolto, datata 4 giugno



1998, è stata quindi al centro del dibattito nei primi incontri dei delegati. Si è in particolare posta l'attenzione su alcune definizioni e sulla terminologia proposte all'interno della Direttiva; tra queste, da notare il cambiamento operato passando dai concetti di 'High quality', 'Good quality' etc. a quelli di 'High status', 'Good status' etc. In termini generali, pur avendo la necessità di produrre in tempi brevi norme europee, si è rilevato come sia difficoltoso orientarsi in base alla proposta di Direttiva, per i suoi continui – e a volte sostanziali – mutamenti e per la carenza, in alcuni casi, di precise definizioni.

È inoltre stata evidenziata la potenziale utilità che l'applicazione simultanea di metodologie relative a diverse componenti biologiche potrebbe avere, in ambito di ricerca, nel chiarire maggiormente le situazioni osservabili nella fascia di confine tra uno 'stato' biologico e l'altro. A questo proposito, anche per offrire ai metodi biologici maggiore credito in ambito politico e decisionale, è stato riconosciuto come sia essenziale un approccio statistico per discriminare tra i diversi 'stati ecologici' (Risoluzione 1, Peniche-1 CEN/TC 230/WG 2/TG 1).

**ATTIVITÀ DEL GRUPPO "METODI BIOLOGICI",
CEN/TC 230/WG 2**

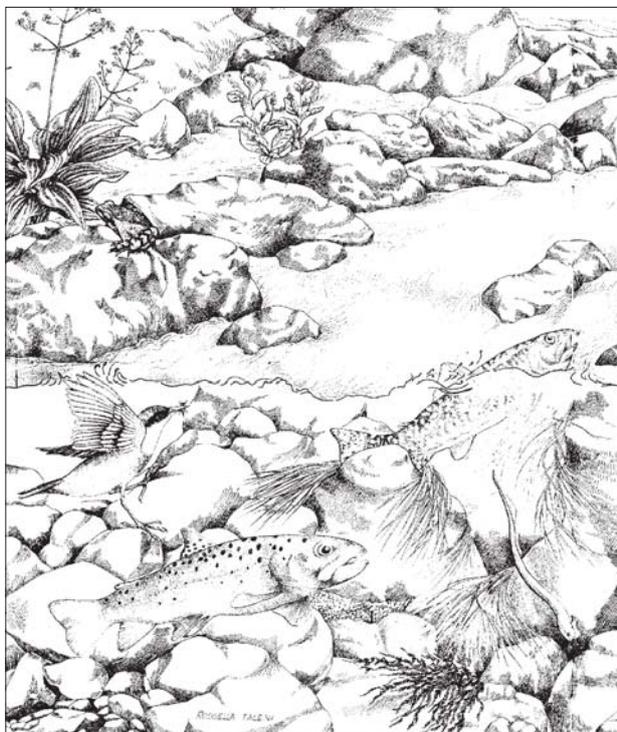
CLASSIFICAZIONE BIOLOGICA (WG 2/TG 1)

CHAIR: A.W. DAVIES, BSI

L'attività del TG 1, il primo gruppo a riunirsi, è stata incentrata inizialmente sui documenti ISO TC 147/SC 5/WG 6/N7E e N8E (CEN TC 230/WG2/TG 1/N55E e N56E) relativi alla Classificazione biologica dei fiumi: Linee guida per l'interpretazione (Parte

I) e per la presentazione (Parte II) di dati di qualità biologica basati sugli organismi macrobentonici.

L'attenzione è quindi stata posta sulla terza parte, in via di realizzazione, concernente la definizione del significato biologico delle classi (e dei rispettivi colori) del sistema di classificazione adottato nelle parti I e II. La base per tale interpretazione è stata ricercata nell'ultima versione disponibile dell'Allegato V della "Framework Directive" sulla qualità ecologica delle acque della EC. I tre requisiti di riferimento per quanto riguarda la fauna bentonica sono stati esaminati e si è osservato come esistano alcuni sostanziali cambiamenti rispetto alle versioni precedentemente esaminate. Ad esempio, non si parla più di 'composizione specifica' ma di 'composizione tassonomica'; ciò, pur sottraendo dettaglio all'informazione da acquisire, rende di fatto realizzabile il lavoro di analisi delle biocenosi raccolte, impensabile, nella maggior parte dei casi, a livello specifico. Va però ricordato come il riferirsi ad un non meglio precisato 'livello tassonomico/taxon' possa lasciare la possibilità, a chi condurrà il monitoraggio di controllo (i.e. i vari paesi della EU), di eludere in qualche caso la realizzazione di studi realmente più informativi di quanto già oggi venga effettuato.



Nel testo della Direttiva resta inoltre da precisare come definire il grado di allontanamento dalle condizioni di riferimento: aggettivi quali "slight" (usato per un "good status") o "moderately" (utilizzato per un "moderate status") non sono infatti sufficientemente esaurienti per garantire un'applicazione uniforme della Direttiva.

Tra le risoluzioni adottate dal TG 1 (TG 1/N56), oltre a quelle che hanno interesse più generale e che verranno brevemente elencate in un successivo paragrafo, è importante ricordare come sia ritenuto necessario condurre una fase di ricerca preliminare (per la quale sono in preparazione alcuni progetti) per definire l'approccio statistico da utilizzare, che si rivelerà utile anche per l'esame delle altre componenti biologiche.

ALGHE BENTONICHE E MACROFITE (WG 2/TG 3)

CHAIR: P. HALE, BSI

Il lavoro del TG 3 è iniziato con l'esame delle problematiche concernenti le alghe bentoniche e, in particolare, con l'accettazione di alcuni documenti proposti relativi alla fase di campionamento, previa una loro lieve modificazione sulla base di quanto emerso durante il dibattito. Le norme CEN che verranno prodotte sia per le alghe bentoniche sia per le macrofite saranno organizzate in tre parti: campionamento e pretrattamento, acquisizione dati e classificazione, aspetti di qualità del campionamento e dell'analisi.

Anche il TG 3, come il TG 1, ritiene necessario condurre un lavoro di ricerca preliminare sulle Diatomee bentoniche, in questo caso specificatamente finalizzato ad un esercizio di intercalibrazione. Durante il dibattito è emerso un generale consenso sull'eventualità di utilizzare indici diatomici a livello generico (e più in generale l'informazione fornita dall'identificazione generica delle Diatomee), pur salvaguardando la possibilità di effettuare un'identificazione specifica nel caso di studi più approfonditi.

COMPONENTE ITTICA (WG 2/TG 4)

CHAIR: G. DAVE, SIS

Il TG 4, relativo al monitoraggio della fauna ittica, è all'inizio della sua attività e si concentrerà



inizialmente sull'identificazione di metodi per la raccolta di pesci mediante pesca elettrica. A questo riguardo, è stato organizzato un workshop in Svezia per il 16-18 settembre 1998, durante il quale verranno prese in rassegna, da esperti europei del settore, i diversi aspetti della problematica; ogni Paese interessato dovrebbe far pervenire agli organizzatori (Prof. Goran Dave, Dep. of Zoophysiology, Göteborg, Sweden), possibilmente in tempi brevi, i nominativi di eventuali ricercatori o delegati interessati all'iniziativa e i titoli di argomenti di particolare interesse.

CARATTERISTICHE DEI CORPI IDRICI (WG 2/TG 5) **CHAIR: P. BOON, BSI**

Il gruppo TG 5, al suo primo incontro, ha iniziato i lavori sulla base della proposta di Direttiva Quadro sulle acque della EU. Nel corso del dibattito, è stato evidenziato come, all'interno della Direttiva, mentre nel caso del "High status" siano effettivamente riportate delle definizioni, esse risultino assenti per gli altri "stati" ("Good" e "Moderate"); diversamente, sono presenti riferimenti allo stato di qualità delle componenti biologiche che gli elementi idromorfologici dovrebbero essere in grado di supportare.

Tali riferimenti non sono stati ritenuti sufficienti per garantire un'efficace e standardizzata applicazione della Direttiva, e il TG 5 si è quindi proposto come obiettivo iniziale quello di ampliare le definizioni di 'status' relative agli aspetti idromorfologici dei corsi d'acqua (Risoluzione 1, Peniche-1 CEN/TC 230/WG 2/TG 5).

Esse si riferiscono in particolare al regime idrologico, alla continuità dell'asta fluviale e alle sue caratteristiche morfologiche; il TG 5 ha inoltre rico-

nosciuto la necessità di considerare anche altre caratteristiche idromorfologiche non incluse nella Direttiva.

Per giungere alla definizione di un approccio europeo unitario per la valutazione di tali caratteristiche, è attualmente in corso la raccolta di sintesi nazionali effettuate dai vari Paesi sui sistemi di caratterizzazione fisica dei corsi d'acqua, ove giudicati di rilevante interesse e sviluppati su scala nazionale o regionale.

Per lo stesso motivo, è stato programmato un incontro per il mese di novembre, durante il quale rappresentanti dei Paesi europei che hanno sviluppato approcci originali esporranno brevemente e valuteranno le caratteristiche di tali sistemi, per giungere ad una bozza di documento da discutere nel prossimo Meeting CEN. Il TG 5 dovrà inoltre fornire, per i nuovi standard prodotti da tutti i sottogruppi afferenti al WG 2, le definizioni di riferimento per le caratteristiche idromorfologiche.

CONSIDERAZIONI DI CARATTERE GENERALE O COMUNI AI DIVERSI TG

METODI BIOLOGICI (CEN/TC 230/WG 2) **CHAIR E. VINDIMIAN, AFNOR**

Il gruppo di lavoro WG 2 ha riconosciuto la necessità di sviluppare un approccio statistico per la classificazione biologica dei corsi d'acqua e, a tal fine, ritiene indispensabile lo svolgimento di attività di ricerca ad hoc prima di operare la definizione di riferimenti (Risoluzioni 1, 13, 14, 15, Peniche-1-13-14-15 CEN/TC 230/WG 2). Il WG 2 ha proposto la costituzione di un nuovo sottogruppo di lavoro (TG) per esaminare specificatamente gli aspetti generali di qualità dei dati relativi ai metodi elaborati da tutti i TG e quindi a tutte le forme di monitoraggio ecologico (Ris. 5).

L'attività dei vari sottogruppi è attualmente concentrata sulle acque correnti, ma nel corso del WG 2 si è attestato che nel prossimo futuro dovranno essere sviluppati metodi normati per il monitoraggio in acque lentiche, in linea con quanto riportato nella proposta di Direttiva Quadro sulle acque (Ris. 16).

Nel corso dell'incontro comune ai delegati dei tre gruppi di lavoro (WG), chimico-fisico, biologico e

microbiologico (CEN TC 230, Chair S. Schmidt, DIN), sono state apportate lievi modifiche alla denominazione di alcune tematiche di lavoro e alle date previste per la stesura delle norme.

Inoltre, vi è stato dibattito sull'eventualità di chiedere un rinnovo del segretariato del DIN, prossimo alla conclusione del suo mandato, con infine la convergenza sulla necessità di attendere la decisione degli organi competenti degli Stati membri, senza dover pervenire ad alcuna presa di posizione comune in sede di comitato tecnico (TC). Il prossimo Meeting del CEN TC 230 avrà luogo dal 6 al 16 aprile 1999 a l'Aia, in Olanda, in concomitanza con l'analogo Meeting ISO.

POSIZIONE E PROSPETTIVE DELL'ITALIA IN AMBITO CEN

L'Italia, pur essendo uno dei più importanti Stati europei, ha partecipato di rado, e spesso con un solo delegato, alle attività del CEN TC 230 "Water analysis".

Le tematiche relative all'analisi delle acque e al monitoraggio biologico rivestono però, anche in Italia, un ruolo di assoluto rilievo sia nell'ambito delle attività di ricerca, sia nel periodico controllo dello stato di qualità dell'ambiente. Ciò è ad esempio testimoniato dal recente impegno in ambito nazionale per la messa a punto di una Legge Quadro italiana sulle acque, che vorrebbe ispirarsi all'analoga Direttiva attualmente in discussione in ambito europeo. Questa "Framework Directive" dell'Unione Europea, indipendentemente dai tempi richiesti per la sua approvazione, sarà infine vincolante per gli Stati membri, che dovranno procedere al suo recepimento.

Il gruppo CEN TC 230/WG 2 si sta occupando della normazione dei metodi necessari per la sua applicazione e, in tempi brevi, i singoli Stati saranno quindi tenuti ad adattare o abbandonare parte dei metodi e delle norme già messe a punto su scala nazionale. È quindi auspicabile, se ci si propone di mantenere in uso metodologie e approcci analitici ritenuti idonei e per i quali sono già presenti sul territorio le competenze e la strumentazione necessarie, promuovere nelle sedi adatte le proprie strategie

nazionali.

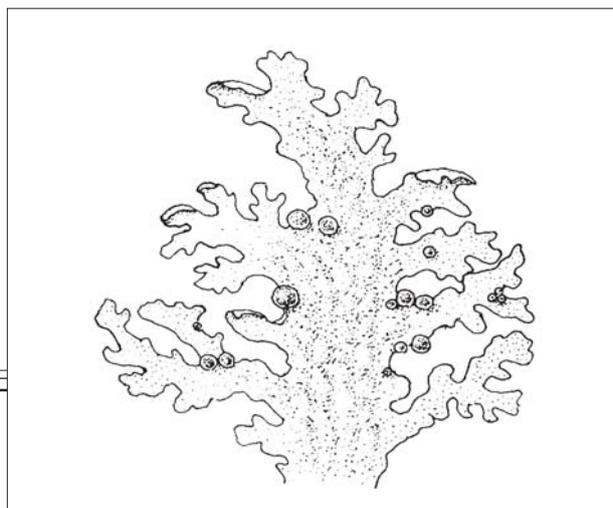
Nel caso in cui si desideri introdurre nuove metodologie o promulgare nuove norme applicative (come la citata legge quadro), è ancor più necessaria una convergenza verso quanto sia in corso di realizzazione nelle sedi internazionali dell'Unione Europea. I Meeting del Comitato Europeo di Normazione rappresentano uno degli ambiti più appropriati per riportare e promuovere quanto già messo a punto nei singoli Paesi e per partecipare alla selezione e alla stesura dei metodi che dovranno essere applicati in tutti gli Stati membri. Paesi come il Regno Unito, la Francia, la Germania, l'Olanda, etc. sono di norma presenti con un elevato numero di delegati e di specialisti nei vari gruppi di lavoro, che espongono e promuovono quanto realizzato o utilizzato sul proprio territorio.

La presenza e il "peso" dell'Italia sono invece pressoché inesistenti, almeno per quanto riguarda l'analisi delle acque. In un futuro assai prossimo anche l'Italia dovrà applicare metodi normati per soddisfare le richieste di nuove normative europee, senza però avere partecipato alla loro stesura e dovendone "subire" repentinamente l'introduzione.

Per poter rivestire un ruolo più attivo da oggi in avanti, è quindi ipotizzabile una maggiore presenza dell'Italia e di delegati italiani nei gruppi CEN (o ISO), mediante l'impegno costante dell'Ente Nazionale Italiano di Unificazione (UNI), degli istituti deputati alla messa a punto di metodi nazionali per l'Italia (es. I.R.S.A. - C.N.R.) e delle Agenzie Per l'Ambiente (ANPA, ARPA e APPA).



DIDATTICA AMBIENTALE



Esperienza di indagine sul territorio attraverso l'uso dei bioindicatori

Riccardo Carradori¹ e Brunella Danesi²

INTRODUZIONE

Nell'anno scolastico 1997/1998 un gruppo di studenti del Liceo Scientifico Amedeo duca d'Aosta di Pistoia, coordinato da un docente di scienze naturali e con la consulenza scientifica di un biologo esperto sull'uso degli indicatori biologici, ha realizzato un lavoro sullo stato ambientale del territorio. I risultati sono stati resi pubblici attraverso una mostra fotografica e una conferenza – dibattito tenutasi all'interno della scuola; durante l'incontro è stato presentato il Cd-rom *Pistoia e le sue acque: la Brana* realizzato in Explorer 4 dagli allievi; la versione a stampa è in attesa di pubblicazione da parte dell'Assessorato all'Ambiente del Comune di Pistoia.

Il lavoro è una testimonianza, facilmente ripetibile, di un modo diverso di affrontare la formazione superiore dove, attualmente, il lavoro sul campo è abbastanza episodico quando non del tutto assente. Infatti esiste il rischio, una volta terminati gli studi, di avere acquisito una formazione del tutto astratta e si può avere la convinzione che la cultura sia solo trasferimento del contenuto di un certo numero di libri nella memoria e non riguardi, invece, l'uso

delle mani, né incida sui comportamenti individuali e di gruppo.

Per permettere agli studenti di fare esperienze sul campo, i coordinatori dell'attività hanno deciso di utilizzare i metodi biologici perché:

- forniscono facili chiavi di lettura dell'ambiente nelle sue diverse componenti;
- stimolano sia l'attività individuale dei ragazzi che la coordinazione con gli altri componenti del gruppo;
- necessitano di un minimo impegno economico da parte dell'istituzione scolastica, richiedendo una dotazione strumentale ridotta;
- pur essendo di realizzazione relativamente semplice, il metodo è rigoroso per cui gli studenti possono appropriarsi abbastanza rapidamente della metodologia e compiere un lavoro sperimentalmente corretto;
- forniscono dati in tempi brevi che possono essere messi a confronto, per verificarne la correttezza, con quelli ottenuti dalle istituzioni preposte al controllo della qualità ambientale;
- permettono la concreta osservazione di un ecosistema e delle sue trasformazioni;
- in prospettiva potrebbero essere utilizzati come validi strumenti per una fattiva collaborazione delle scuole alla

¹ Biologo libero professionista; Via Spontini, Pistoia

² Insegnante di Scienze Naturali; Liceo Scientifico Viale Adua, Pistoia

gestione e programmazione ambientale.

Mediante l'utilizzo dei metodi biologici è possibile apprezzare le conseguenze dell'inquinamento anche da parte di chi si avvicina alle problematiche ambientali per la prima volta. Dal punto di vista didattico questo tipo di analisi mette bene in luce concetti ecologici importanti quali quelli dell'adattamento e distribuzione degli organismi, della regolazione e dell'omeostasi.

Il lavoro è stato svolto esclusivamente in orario extra scolastico, e, per non creare disagio alla normale attività curricolare, gli incontri, che avevano una cadenza settimanale, erano fissati al termine delle lezioni. Per le uscite sul territorio sono stati utilizzati giorni di vacanza. I venti ragazzi coinvolti appartenevano a classi diverse e hanno aderito spontaneamente alla proposta dell'insegnante; alcuni di loro avevano già partecipato al gruppo ambiente nei precedenti anni scolastici.

METODI DI INDAGINE

Con brevi lezioni essenziali, sono stati spiegati il significato e l'uso dei bioindicatori ed è stata fornita agli studenti una bibliografia di base sull'argomento. Il gruppo ha discusso il campo di intervento; durante questi incontri preliminari sono scaturite molte curiosità, idee, proposte; alla fine è stato deciso di monitorare un fiume della zona.

La scelta del fiume da studiare è avvenuta attraverso lo studio preliminare del territorio pistoiese, fatto tramite l'esame di carte topografiche che i ragazzi stessi si sono fatti carico di procurare.

È stata discussa l'opportunità di individuare un torrente che attraversasse la città e avesse una portata sufficientemente costante nel corso dell'anno. È stato scelto di studiare il corso della Brana, un torrente caro agli abitanti della città sulle cui sponde si concentrano buona parte delle attività produttive: il vivaismo e la piccola industria.

Uno studente si è incaricato di fare una ricerca sulla regimazione delle acque della zona nel corso dei secoli.

Tutte le attività sul campo sono state svolte dagli studenti riuniti in gruppi e ciascuna esperienza è stata condotta da uno stesso gruppo su più stazioni, in modo da poter discutere e verificare la correttezza dei dati acquisiti. Ogni ragazzo si è scelto gli incarichi che gli erano più congeniali, quali condurre ricerche teoriche sulla storia del territorio, acquisire dati tramite Internet, cercare in biblioteca l'etimologia di alcuni termini, fare disegni, vignette, o mappe, fotografare le zone più significative, scrivere al computer le relazioni riassuntive di ciascuna attività.

Per la valutazione della qualità dell'ambiente fluviale è stato scelto il metodo R.C.E.-2. Si tratta di un indice fisionomico che è costituito da una serie di domande. Alle possibili risposte che vengono date sulla base dell'analisi della tipologia del corso d'acqua e delle rive, viene attribuito un punteggio. La somma di tutte le risposte fornisce un nume-

ro a cui è associato un giudizio di qualità.

È stata disegnata al computer una mappa del fiume, utilizzando un programma di grafica (*Photo editor*) e uno scanner. Durante la prima uscita sul territorio è stato fatto un sopralluogo lungo il corso d'acqua, per stabilire i punti più significativi su cui poter compilare le schede di osservazione. Sono state identificate sette stazioni, dalla sorgente fino al punto di immissione della Brana nel torrente Calice.

La compilazione delle schede è stata affidata agli studenti, suddivisi in gruppi. I dati raccolti sono stati riportati sulla cartina ed è stata scritta la relazione riassuntiva del lavoro svolto; contemporaneamente sono state inviate lettere via internet al *news group* di ecologia per cercare altre scuole che svolgessero attività confrontabili alla nostra.

Stimolare gli studenti a seguire *news group* a carattere scientifico, dove esperti e persone comuni dibattono sui più svariati argomenti, è molto proficuo dal punto di vista didattico in quanto i ragazzi sono in genere molto interessati all'utilizzo di nuove tecnologie. Scrivere e ricevere lettere potenzialmente da tutto il mondo è un'esperienza molto gratificante; nello stesso tempo imparano a comunicare meglio in inglese e sono informati su importanti temi scientifici da persone qualificate. Molti *news group*, infatti, sono seguiti attivamente da scienziati che credono che questa nuova forma di comunicazione possa favorire una divulgazione scientifica di buon livello.

Per esaminare il grado di inquinamento delle acque del torrente è stato utilizzato il metodo I.B.E., basato sull'analisi della comunità di macroinvertebrati.

Durante un'uscita sul campo è stato mostrato come prelevare correttamente gli organismi e come utilizzare le chiavi dicotomiche per la determinazione degli animali. Scelte le stazioni dove effettuare i campionamenti, i ragazzi si sono divisi in gruppi, a ciascuno dei quali sono stati forniti gli strumenti necessari per operare il prelievo.

Gli organismi sono stati inizialmente suddivisi grossolanamente in base al loro aspetto e poi classificati con la supervisione dei docenti, utilizzando guide e microscopi binoculari. È stata questa la fase del lavoro che ha richiesto un tempo continuativo più lungo. Dall'elaborazione dei dati è emerso un quadro abbastanza sconcertante delle condizioni del torrente, che ha mostrato segni di sofferenza già in prossimità della sorgente.

Per avere un quadro più completo della qualità ambientale, il gruppo ha deciso di procedere anche all'esame dell'aria nelle zone circostanti la Brana; si è scelto di utilizzare il metodo dello *Sporobolomyces roseus*, un lievito che cresce spontaneamente sulle foglie di ortica. Il numero di colonie di *Sporobolomyces* decresce proporzionalmente all'aumentare dell'inquinamento dell'aria ed è risultato particolarmente sensibile alla percentuale di SO₂. Le ricadute didattiche di questa attività sono state innumerevoli: l'os-

servazione della riproduzione asessuata, il ciclo vitale delle muffe e dei lieviti, il concetto di colonia e di clone.

I prelievi, effettuati per due volte (in dicembre e aprile), hanno fornito risultati di difficile interpretazione; questo fatto è stato didatticamente molto utile, perché ha evidenziato che nel lavoro sperimentale non esistono dei "fatti incontrovertibili" e che, soprattutto quando si esaminano fenomeni biologici, le variabili da analizzare possono essere diverse. Ha permesso di verificare come, effettivamente, la ricerca proceda per problemi che aprono la strada a nuove esperienze, a loro volta in grado di creare i presupposti per nuove indagini.

In questo caso la discussione dei dati ha permesso di ipotizzare che i diversi gradi di inquinamento osservati potessero essere influenzati anche dai venti prevalenti, o dalle precipitazioni meteorologiche per cui i ragazzi si sono mossi nelle due direzioni facendo ricerche via Internet di agrometeorologia.

CONCLUSIONI

L'esperienza, di per sé interessante dal punto di vista scientifico, è stata molto positiva anche per quanto riguarda la didattica: gli studenti, a cui era stato spiegato che il lavoro doveva avere di per sé una valenza autograticificante e che non erano previsti sconti sull'attività curricolare, hanno tutti lavorato, ognuno secondo le proprie attitudini, con grande entusiasmo, rivelando abilità alle quali la scuola tradizionale generalmente non dà alcun peso. Molti di loro sanno usare il computer sicuramente meglio degli adulti, conoscono e sanno utilizzare i programmi di scrittura, di impaginazione e di grafica. Opportunamente stimolati, si sanno muovere all'interno delle istituzioni per acquisire informazioni ed esprimere le loro opinioni.

Far lavorare i ragazzi su un problema reale, su un'attività sperimentale di cui non si sanno in anticipo i risultati, è molto formativo, in quanto gli studenti imparano a vedere i problemi, a utilizzare con precisione protocolli di ricerca standardizzati, correggere eventuali errori sperimentali, apportare le necessarie modifiche, interpretare i dati, sospendere il giudizio quando i risultati ottenuti sono ambigui.

La presentazione del lavoro attraverso la costruzione di un ipertesto e un pubblico dibattito, in cui gli studenti stessi erano i relatori, è stato un altro momento interessante dal punto di vista didattico. I ragazzi hanno abbracciato con entusiasmo il progetto di promuovere un incontro con la cittadinanza. Si sono gettati sull'iniziativa mostrando grande disponibilità e sacrificando anche giorni festivi per discutere la scelta del materiale, esporre le relazioni e preparare i cartelloni che illustravano il lavoro. Al momento dell'incontro hanno esposto il lavoro con disinvoltura, presentando i dati in modo chiaro e conciso e scegliendo in modo oculato le parti del cd rom che meglio illustravano l'esperienza.

Forse, però, l'aspetto migliore di tutto il lavoro va ricercato nel tipo di rapporti umani che un'attività di questo genere riesce a creare: sia in laboratorio che nel lavoro sul campo *si sta bene*: nessuno, compresi i coordinatori dell'attività, sbadiglia o ha l'aria di chi vuol essere altrove e si creano all'interno del gruppo rapporti di amicizia e collaborazione solidi e duraturi.

Indubbiamente si tratta di un lavoro che ha impegnato molto i coordinatori, non tanto nella stesura del progetto, che si è andato costruendo e precisando *in itinere*, quanto nella sua organizzazione. Si è trattato di rivedere relazioni, lettere, grafici e tabelle, aiutare nella scansione delle immagini, suggerire il modo migliore per esporre il lavoro prodotto. Il tutto in tempi di lavoro che si aggiungevano a quelli di routine. Probabilmente sarebbe stato necessario che anche altri insegnanti della scuola si interessassero e collaborassero all'iniziativa.

Aiuto e collaborazione è stata offerta dall'ARPAT di Pistoia, che ha messo a disposizione i suoi dati; i risultati ottenuti dagli studenti sono praticamente sovrapponibili a quelli ottenuti da professionisti che lavorano nelle istituzioni; anche l'incontro con la cittadinanza è stata un'esperienza positiva: la partecipazione è stata al di sopra di ogni aspettativa e molti degli intervenuti hanno mostrato interesse per il lavoro, mettendo anche a disposizione materiale sull'argomento.

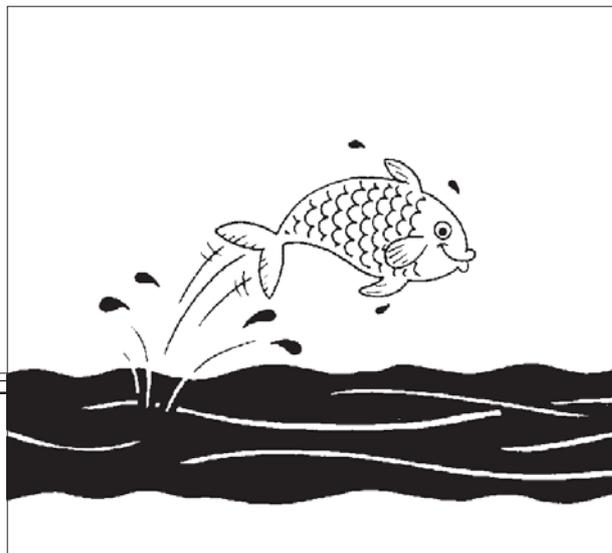
Nel presente anno scolastico è stato iniziato un nuovo lavoro sperimentale sull'ambiente –che verrà attuato con la collaborazione dell'Università di Pisa, dell'Università di Siena e dell'Assessorato all'Ambiente del Comune di Pistoia– con la prospettiva di mettere in piedi un osservatorio ambientale permanente all'interno della scuola che vada non solo al di là delle singole discipline e delle singole classi, ma che offra anche un concreto aiuto alle istituzioni per il monitoraggio dell'ambiente della città favorendo l'apertura della scuola sul territorio. In questo contesto anche gli studenti più anziani, una volta acquisite le necessarie competenze, possono svolgere azione di sensibilizzazione e di tutoraggio per gli studenti più giovani.

Bibliografia essenziale

- CARRADORI R., RASO A., 1996. Gli indicatori biologici. *Associazione centro di documentazione Pistoia*, 88 pagg.
- DOWDING, P., RICHARDSON D.H.S., 1990. Leafyeasts as indicator of air quality in Europe. *Environmental Pollution*, **66**: 223-235.
- GHETTI P.F., 1997. Indice biotico esteso (I.B.E.). *Provincia Autonoma di Trento*, 222 pagg.
- SILIGARDI M., MAIOLINI B., 1993. L'inventario delle caratteristiche ambientali dei corsi d'acqua alpini. *Biologia ambientale*, **2**: 18-24.

DEFLUSSO MINIMO VITALE

Gli interessati possono richiedere la documentazione originale all'Autorità di bacino del Magra, via Paci 2 - 19038 Sarzana (SP), tel. 0187 691104, fax 0187 622182.



Derivazioni idriche e Deflusso Minimo Vitale

Le norme adottate dall'Autorità di bacino del Fiume Magra

Con la delibera n. 37 del 23 novembre 1998 l'Autorità di bacino interregionale del Fiume Magra ha adottato il Progetto di Piano Stralcio "Tutela dei corsi d'acqua interessati da derivazioni idriche" e le relative misure di salvaguardia. L'interesse delle norme adottate sta innanzitutto nella loro effettiva rispondenza al titolo: insomma, se in molti casi le Autorità di bacino si pongono sostanzialmente in continuità con i vecchi uffici del Genio Civile e dei loro modi di operare, in questo caso la "tutela dei corsi d'acqua" è stata effettivamente perseguita.

Il dibattito sul Deflusso Minimo Vitale rende di particolare attualità e interesse la divulgazione delle norme adottate dall'Autorità di bacino del Magra, delle quali si riporta un'ampia sintesi richiamandone in questo corsivo gli elementi più rilevanti.

1. Il rilascio in alveo di un deflusso minimo vitale (DMV) costante è stato ritenuto insufficiente poiché condurrebbe ad un regime idrologico innaturale che non rispecchia le variazioni stagionali della portata e non rispetta i cicli vitali degli organismi acquatici ad esse legate. Nella formula di calcolo del DMV è stato perciò introdotto l'obbligo della modulazione della portata.

2. Per porre un limite sopportabile allo sfruttamento delle risorse idriche sono stati adottati alcuni accorgimenti:

- nella formula di calcolo del DMV è stato introdotto il fattore Lunghezza che penalizza (con obblighi di rilascio più elevati) le derivazioni con restituzione delle acque a notevole distanza dall'opera di presa. Con questa azione di indirizzo viene orientata la localizzazione delle derivazioni nelle situazioni più vocate (nei corsi d'acqua con maggiore pendenza o con portata più elevata);

- è stato fissato un limite alla densità di derivazioni e sono state vietate quelle "in serie", nelle quali le acque restituite da una derivazione vengono subito prelevate dalla successiva;
- sono stati dichiarati "indisponibili" alle derivazioni i tratti superiori dei principali corsi d'acqua e quelli ricadenti in aree di elevato pregio naturale (es. siti di interesse comunitario).

3. Gli obblighi di rilascio sono tra i più elevati del panorama internazionale. Il DMV di base varia infatti da 4,4 a 5,2 l/s-kmq mentre il DMV effettivo (DMV di base più modulazione della portata) varia da 5,8 a 9,8 l/s-kmq. Si tratta dunque di portate che si scostano decisamente dagli obblighi imposti dalla stragrande maggioranza delle concessioni attuali (2-3 l/s-kmq).

4. In corrispondenza di ogni sbarramento è prescritta la realizzazione di rampe di risalita per l'ittiofauna e l'installazione di misuratori di portata le cui letture istantanee siano visibili direttamente dal pubblico.

5. Per le derivazioni irrigue è stato adottato un apposito metodo di calcolo del DMV, consegnato in modo tale che negli anni siccitosi si abbia un "sacrificio ecologico" all'incirca pari a quello produttivo.

6. Anche le derivazioni esistenti devono adeguarsi, sia pure gradualmente, agli stessi requisiti delle nuove derivazioni.

Con questo insieme organico di misure (alle quali si aggiunge l'obbligo della progettazione ambientale dei lavori fluviali: vedi *Biologia Ambientale*, n. 2/1998) l'Autorità di bacino del Magra si pone all'avanguardia nella tutela ambientale in campo nazionale. Non resta che augurarsi che l'esempio venga presto seguito da altre Autorità di bacino e operare affinché ciò si realizzi.

OBIETTIVI GENERALI DEL PROGETTO DI PIANO STRALCIO

Nel passato le derivazioni idriche sono state realizzate con scarsa considerazione per l'impatto indotto sull'ecosistema fluviale, tanto che non sono infrequenti situazioni in cui il tratto di corso d'acqua compreso tra la derivazione e la restituzione si presenta quasi completamente asciutto per buona parte dell'anno. Le concessioni esistenti nel bacino del Magra sono state per lo più rilasciate in epoca remota: i profondi mutamenti sociali ed ambientali da allora intervenuti e il nuovo quadro normativo imponevano una verifica di opportunità e una nuova regolamentazione dell'intera materia. Tale verifica era particolarmente urgente considerato che le richieste di nuove concessioni ad uso idroelettrico prevedevano di derivare portate (ca. 16.000 litri/sec) dello stesso ordine di grandezza di quelle attuali (19.500 l/s).

Nel Bacino del fiume Magra sono presenti numerose derivazioni da acque superficiali. Le più consistenti sono quelle idroelettriche che si concentrano nella parte alta del bacino, principalmente in Lunigiana; numerose e in alcuni casi consistenti sono le derivazioni ad uso irriguo che si concentrano nella parte medio bassa del bacino.

Derivazioni esistenti e richieste di nuove derivazioni nel bacino del Magra

| N° | stato attuale | dimensioni ¹ | uso | portata ² |
|-----|-----------------|-------------------------|---------------|----------------------|
| 8 | esistenti | piccole | idroelettrico | 5.500 |
| 3 | esistenti | grandi | idroelettrico | 14.000 |
| 168 | esistenti | piccole | irriguo | 1.700 |
| 1 | esistenti | grandi | irriguo | 2.750 |
| 21 | nuove richieste | piccole | idroelettrico | 14.800 |
| 1 | nuove richieste | grandi | idroelettrico | 1.400 |

¹ piccole e grandi derivazioni, come definite all'art. 1 del D.L. 12/7/93 n. 275

² portata complessiva media prelevata (l/s)

Considerato che molte delle concessioni esistenti venivano a scadere e considerata la consistente pressione di richieste di nuove concessioni idroelettriche, l'Autorità di bacino deliberava il 30 dicembre 1996 misure di salvaguardia, vietando per 12 mesi (poi prorogati per altri 12 mesi) il rinnovo delle concessioni esistenti (che potevano continuare i prelievi autorizzati in regime di *prorogatio*) e il rilascio di nuove concessioni superiori a 15 l/s per utilizzi diversi da quelli del consumo umano.

Nel piano stralcio adottato il 23.11.98 un particolare impegno è stato rivolto alla quantificazione dei rilasci necessari a garantire il deflusso minimo vitale, inteso come portata in grado di consentire non solo la vita biologica dei corsi d'acqua, ma anche la pluralità degli habitat e la funzionalità a lungo termine degli interi

sistemi fluviali.

Anche il piano stralcio riguarda derivazioni con portata uguale o superiore a 15 l/sec; in tal modo, oltre a comprendere la totalità di quelle ad uso idroelettrico, viene compreso anche il 75 % delle portate prelevate ad uso irriguo e l'82 % delle portate prelevate per altri usi. Vengono rimandate a successivi approfondimenti problematiche meno prioritarie (es. derivazioni minori, captazioni idropotabili, ecc.).

Il Piano Stralcio persegue il "razionale" utilizzo delle acque al fine di non compromettere sensibilmente altri usi e di salvaguardare la funzionalità degli ecosistemi fluviali. L'Autorità di Bacino intende conseguire tali obiettivi attraverso i seguenti principali tipi di misure:

- l'individuazione di alcuni tratti fluviali da mantenere nelle condizioni di massima naturalità possibile e, pertanto, indisponibili per nuove derivazioni;
- una limitazione alla densità massima ammissibile di derivazioni idriche;
- una regolamentazione dei rilasci volta a garantire un DMV adeguato a valle di ogni opera di derivazione;
- l'individuazione di prescrizioni generali per il contenimento dell'impatto ambientale (es. passaggi per pesci in corrispondenza degli sbarramenti) e per la trasparenza della gestione.

I criteri adottati per la definizione dei rilasci atti a garantire il deflusso minimo vitale negli alvei sottesi dalle derivazioni si differenziano in base a due categorie principali: derivazioni ad uso non irriguo e derivazioni ad uso irriguo.

I criteri adottati nei due casi sono diversi e tengono conto della necessità di prefigurare condizioni di compatibilità fra i diversi utilizzi e fra questi e la salvaguardia di un ambiente fluviale che ancora oggi mantiene spiccate caratteristiche di naturalità. I criteri adottati vanno, tra l'altro, nella direzione di individuare e promuovere tecniche di ottimizzazione nella gestione delle risorse e di efficienza nell'esercizio e manutenzione degli impianti. Il progetto di Piano, elaborato tenendo conto delle osservazioni verbali e scritte avanzate dalle parti sociali in più occasioni (incontri appositi, presentazioni pubbliche), contiene inoltre prescrizioni relative alla realizzazione di passaggi per i pesci, all'installazione di misuratori di portata e alle modalità di gestione delle dighe in condizioni di piena.

PRINCIPALI IMPATTI DELLE DERIVAZIONI

Le principali conseguenze idrauliche delle derivazioni da acque superficiali sono la riduzione quantitativa della portata che defluisce nel corso d'acqua e l'alterazio-

ne delle sue variazioni naturali; il regime idrologico nel tratto di corso d'acqua sottostante alla derivazione avviene infatti solitamente modesto e costante, con repentini aumenti di portata in occasione delle piene.

La riduzione dei deflussi amplifica l'impatto ambientale esercitato dagli scarichi inquinanti nei corsi d'acqua, sia riducendo la capacità diluitoria, sia riducendo la capacità depurante.

Il potenziamento sinergico tra riduzione della portata e aumento della concentrazione degli inquinanti induce condizioni di stress sui popolamenti ittici, rendendoli più vulnerabili alla diffusione di malattie batteriche, fungine, virali e parassitarie.

Gli sbarramenti delle opere di presa rappresentano spesso un ostacolo insuperabile per l'ittiofauna che viene così frammentata in popolamenti geneticamente isolati, con compromissione del pool genetico specifico.

Alla riduzione della portata fluente in alveo consegue una riduzione di velocità della corrente che favorisce la sedimentazione dei solidi sospesi: ne derivano l'occlusione degli interstizi del substrato (con la scomparsa di numerosi microhabitat) e il ricoprimento dei ciottoli da parte di uno strato fangoso, presto colonizzato e consolidato da microalghe.

Il regime idrologico innaturale altera i cicli di sviluppo dei macroinvertebrati, determina conseguenze negative a carico di tutti gli organismi acquatici, altera la struttura e la funzionalità delle fasce di vegetazione riparia e, più in generale, degli ambienti di transizione tra l'ambiente acquatico e quello terrestre (ecotoni ripari). Ne deriva la riduzione areale, temporale o funzionale di alcuni habitat acquatici e terrestri, con ripercussioni sulle rispettive flora e fauna.

Nel caso di utilizzo idroelettrico dopo ritenuta in dighe, si aggiungono altri impatti connessi alle variazioni quotidiane di portata (legate alle variazioni di produzione elettrica nelle diverse fasce orarie) e alle mutate condizioni di temperatura e chimismo delle acque conseguenti al soggiorno nel bacino.

Naturalmente le ripercussioni della derivazione di acque non sono soltanto di tipo ambientale, ma anche di natura economico-sociale. Il carattere positivo o negativo di queste ultime non è univocamente determinabile a priori, ma discende da numerose valutazioni sulla "desiderabilità sociale" di un certo uso delle acque e sul livello di conflittualità con altri usi.

TRATTI INDISPONIBILI PER NUOVE DERIVAZIONI

Nella pratica, la definizione delle portate di rilascio atte a garantire il DMV richiede necessariamente la ricer-

ca di un compromesso equilibrato tra esigenze ecologiche ed esigenze produttive. Ogni derivazione idrica comporta infatti un certo impatto ambientale sul corso d'acqua interessato, impatto che l'Autorità di bacino – attraverso le misure individuate – intende contenere entro limiti accettabili, ma non si illude di eliminare del tutto.

Da questa consapevolezza deriva l'esigenza di assicurare comunque la salvaguardia di alcuni tratti di particolare valore naturalistico e di mantenere in condizioni il più possibile indisturbate i tratti montani dei corsi d'acqua, non solo per l'intrinseco valore naturalistico ma anche per le ripercussioni da essi esercitate sulla funzionalità ecologica dei tratti fluviali posti più a valle.

I tratti montani (crenon e rhytron) infatti ospitano comunità macrobentoniche eterotrofiche composte prevalentemente da trituratori, la cui attività trofica produce il particolato organico fine (FPOM) che rappresenta la principale fonte alimentare degli organismi collettori, dominanti nei tratti fluviali intermedi e terminali. Inoltre, come evidenziato dalla teoria del *river continuum*, la peculiare composizione delle comunità dei tratti montani e l'abbondanza delle strutture di ritenzione in alveo condizionano favorevolmente la funzionalità dei tratti inferiori.

Ciò considerato, l'Autorità di bacino ha ritenuto di soddisfare tali esigenze (funzionali e coerenti anche con gli orientamenti di sviluppo sostenibile degli Enti locali) dichiarando indisponibili per usi idrici non prioritari i tratti alti del corso principale del Magra, del Vara e dei principali affluenti. I tratti indisponibili per nuove derivazioni sono elencati nella seguente tabella:

Asta principale a monte di (limite inferiore del tratto)

| | |
|------------------------------------|--|
| F. Vara | passerella comunale sul Vara, presso S. Pietro Vara |
| T. Gottero | immissione del Canale Rottura, a valle di Airola |
| F. Magra | immissione del T. Verde, presso Pontremoli |
| T. Caprio | immissione del Rio di Lusignana, presso Lusignana |
| T. Bagnone | a valle del centro abitato di Bagnone |
| F. Taverone (ramo di Tavern.) | immissione del Canale Tavernelle, presso Tavernelle |
| F. Taverone (ramo di Comano) | immissione del Rio Ropiccio, presso Comano |
| T. Rosaro | Arlia (impianto elettrico esistente) |
| T. Mommio | immissione del Canale della Gronda, presso Mommio |
| T. Aulella | immissione del T. Rondonaia/Tassonaro, presso Casola Lunigiana |
| T. Lucido (+ rami di Vinca e Equi) | immissione del Fosso Tufo (a valle di Monzone) |
| T. Bardine | immissione del Canale del Vezzanello, presso Bardine |

A tali tratti indisponibili vanno aggiunti quelli compresi nei siti di interesse comunitario (SIC) e regionale (SIR) individuati dal progetto Bioitaly in attuazione della Direttiva 92/43/CEE ("Direttiva Habitat").

LIMITI ALLA DENSITÀ MASSIMA AMMISSIBILE DI DERIVAZIONI IDROELETTRICHE

L'Autorità di Bacino ha iniziato il lavoro di definizione quantitativa dell'entità del DMV tenendo in particolare considerazione le esigenze di tutela ecologica. Successivamente, prendendo atto che gli obblighi di rilascio risultanti rischiavano di rendere economicamente insostenibile la produzione idroelettrica, ha ridimensionato gli obiettivi di tutela ecologica cercando di raggiungere un punto di equilibrio che consentisse un uso sostenibile della risorsa idrica. Lo sforzo compiuto in tal senso è testimoniato dalla successione temporale delle numerose simulazioni di scenari di rilascio (24 varianti della formula).

Considerato però che il punto di equilibrio raggiunto comporta l'accettazione di un impatto ambientale non trascurabile, è emersa la necessità di contenerne l'intensità e l'estensione spaziale.

Un primo accorgimento con questo fine è incorporato nella stessa formula di calcolo del DMV in cui, attraverso il fattore L, vengono imposti obblighi di rilascio tanto più elevati quanto maggiore è la distanza tra il punto di presa e quello di restituzione delle acque (cioè quanto più lungo è il tratto fluviale soggetto a impoverimento idrico). Questa scelta intende espressamente ottimizzare l'uso delle risorse idriche, favorendo le derivazioni nelle situazioni più vocate (per la maggiore pendenza o la maggiore portata) e scoraggiandola in quelle meno vocate ove, per ottenere il salto necessario, si è costretti a restituire le acque a diversi km di distanza.

Questo solo accorgimento non è tuttavia sufficiente poiché le sue finalità risulterebbero vanificate da una successione ininterrotta di derivazioni in cui l'acqua restituita da una di esse venisse poco dopo captata dalla successiva. Ne risulterebbe infatti un corso d'acqua impoverito, affiancato da una rete idraulica artificiale invisibile (costituita dalle tubazioni) nella quale scorrerebbe buona parte della portata naturale.

Da qui l'esigenza di porre un limite alla densità massima ammissibile di derivazioni idroelettriche. È stata perciò scelta la seguente soluzione tecnica finalizzata a garantire che nei corsi d'acqua con derivazioni, prima di consentire un nuovo utilizzo delle acque, venga assicurato il recupero della funzionalità ecologica attraverso il criterio di salvaguardare tratti di lunghezza proporzionale all'impatto indotto dalle derivazioni:

- a valle del punto di restituzione delle acque di deriva-

zioni con portata massima derivabile fino a 5.000 l/s deve essere mantenuto esente da derivazioni un tratto di alveo lungo almeno il doppio della distanza tra l'opera di presa e la restituzione stessa;

- a valle del punto di restituzione delle acque di derivazioni con portata massima derivabile superiore a 5.000 l/s deve essere mantenuto esente da derivazioni un tratto di alveo lungo almeno il quadruplo della distanza tra l'opera di presa e la restituzione stessa;
- sono esentate dal rispetto di questi criteri le derivazioni già esistenti.

IL DEFLUSSO MINIMO VITALE

SCelta DEL TIPO DI APPROCCIO ALLA DEFINIZIONE DEL RILASCIO MINIMO VITALE PER USO NON IRRIGUO

Il problema della definizione quantitativa del deflusso minimo vitale (DMV) è stato affrontato da diversi Paesi con numerosi approcci e metodologie specifiche, per lo più non trasferibili meccanicamente ad altre realtà geografiche e alla vasta gamma di regimi idrologici che contraddistinguono i corsi d'acqua.

Per individuare una metodologia adeguata ai corsi d'acqua del bacino del Magra sono state raccolte ed esaminate la normativa nazionale ed internazionale nonché la letteratura tecnica sull'argomento.

Va premesso che il DMV è una portata che deve scorrere effettivamente in alveo e che, pertanto, non corrisponde necessariamente alla portata di rilascio. Parte di quest'ultima, infatti, può scorrere nel subalveo o addirittura infiltrarsi in falda divenendo quindi indisponibile agli organismi acquatici. Sorge dunque il problema di stabilire quale portata debba essere rilasciata dalla derivazione affinché in alveo venga garantito il DMV. Poiché ciò richiederebbe indagini di campo specifiche, sito per sito, non effettuabili in tempi ragionevolmente brevi, si è preferito per il momento ipotizzare che l'intera portata rilasciata si traduca in deflusso superficiale, fissando perciò obblighi di rilascio identici al DMV. In un secondo tempo, sulla base di verifiche di campo, l'Autorità di bacino potrà stabilire obblighi di rilascio diversi, adeguati alle singole realtà locali.

Si è cioè preferito, in questa fase, applicare a tutte le derivazioni una stessa formula di calcolo del DMV, avendo cura di incorporare in essa valutazioni ponderate sulle specifiche condizioni locali. Si è convenuto pertanto di orientarsi verso soluzioni semplici e generalizzabili, evitando metodi che richiedono studi *ad hoc* sito per sito in quanto, pur presentando teoricamente il vantaggio di un maggior approfondimento, avrebbero potuto generare indeterminatezza per i produttori, eccessiva problematicità

e discrezionalità in fase istruttoria, oltre al rischio di conflittualità legato all'opinabilità degli studi, della loro qualità e imparzialità.

Si noti che le numerose metodologie di individuazione del DMV non differiscono soltanto per i criteri di calcolo, ma anche per la definizione stessa di DMV sulla quale si basano. Relativamente alla interpretazione del concetto di deflusso minimo vitale, più o meno letterale, si possono in sintesi individuare tre grandi categorie di definizione e relativo calcolo di DMV. La prima comprende i metodi di tipo idrologico-idraulico che legano il concetto di minimo vitale essenzialmente alla disponibilità idrica del corso d'acqua, e fanno coincidere quindi il DMV con una determinata portata di magra –solitamente determinata con metodi statistici (es. Q_{347} , Q_{300} , $Q_{7/10}$)– da mantenere costantemente in alveo. La seconda comprende i metodi biologicamente basati, che interpretano il DMV come la portata minima necessaria, nei singoli siti, per la vita di una (o più) prefissata specie animale di riferimento. La terza comprende infine metodi di salvaguardia più globale dell'ambiente fluviale nei quali il DMV viene a dipendere dalla superficie del bacino e da fattori sintetici di qualità ambientale.

L'Autorità di Bacino del Fiume Magra, per raggiungere le finalità che si è preposta, ha scelto di interpretare il DMV nel senso più ampio, e non relativo ad un solo aspetto, ponendosi perciò l'obiettivo di tutelare non solo e non tanto la semplice sopravvivenza a lungo termine di una data specie, ma quella delle intere comunità di organismi acquatici e, soprattutto, la funzionalità globale e la naturalità degli ecosistemi fluviali (attraverso la tutela degli habitat, della diversità ambientale, delle fasce di vegetazione riparia, delle interconnessioni nelle reti ecologiche).

Per tale ragione non sono stati quindi adottati i primi due metodi sopra citati che, fondamentalmente, basano il rilascio ecologico su un unico criterio. I metodi del primo tipo non sono stati adottati sostanzialmente perché hanno la finalità di rispettare esclusivamente il criterio di disponibilità, ma non tengono in considerazione, almeno in modo esplicito, fattori di tipo ambientale-biologico. I metodi del secondo tipo sono stati scartati perché, benché permettano una determinazione delle effettive e specifiche condizioni ottimali per lo sviluppo e la vita di una determinata specie, si pongono un obiettivo limitato (almeno per i modelli attualmente disponibili) alla salvaguardia della sola ittiofauna (solitamente di una sola specie di salmonide) e richiedono una applicazione laboriosa e costosa, oltre alla necessità di software specifico (es. PHABSIM) e –per ciascun sito– di numerose misurazioni sul campo in diverse condizioni di portata.

Si è scelto quindi di adottare come definizione di DMV quella globale del terzo tipo di metodi, adottando come modello da sviluppare quello proposto dal gruppo di lavoro dell'Autorità di bacino del Po per i corsi d'acqua della Valtellina in quanto, pur con i limiti di una applicazione semplice, economica e speditiva (non richiede estese campagne di misurazioni sul campo), permette di tenere conto di diversi fattori (precipitazioni, altitudine, qualità del corso d'acqua, valore naturalistico) e possiede pertanto la necessaria flessibilità per adattarsi alle specifiche situazioni locali.

La formula di calcolo del DMV proposta dall'Autorità di Bacino del Po è così formulata:

$$\text{DMV} = \text{Superficie}_{\text{bacino}} \cdot R_{\text{specifico}} \cdot P \cdot A \cdot Q \cdot N$$

con $R_{\text{specifico}} = 1,6 \text{ l/s/kmq}$.

Essa stabilisce innanzitutto una portata minima assoluta di rilascio proporzionale alla superficie del bacino sotteso dalla derivazione (1,6 litri al secondo per ogni kmq di superficie). Con gli altri fattori moltiplicativi (P= Precipitazioni, A= Altitudine, Q= Qualità del corso d'acqua, N= Naturalità) incrementa poi questa quantità minima assoluta per tener conto delle disponibilità idriche locali (ad es. maggiori sono le precipitazioni, maggiore deve essere il rilascio) o delle esigenze di tutela ecologica (ad es. rilasci minori per gli ambienti fluviali degradati, rilasci maggiori per ambienti fluviali di particolare pregio naturalistico). In essa, infatti, il fattore P tiene conto delle precipitazioni nel bacino sotteso dalla derivazione; il fattore A tiene conto dell'altitudine media del bacino sotteso dalla derivazione; il fattore Q tiene conto della qualità biologica delle acque nel tratto compreso tra la derivazione e il punto della sua restituzione in alveo; il fattore N tiene conto della naturalità del tratto compreso tra la derivazione e il punto della sua restituzione in alveo.

Nel presente piano stralcio, in considerazione degli obiettivi più ampi postosi e per rispondere quindi alla necessità di assicurare anche il regime naturale delle variazioni di portata e di tener conto di alcune caratteristiche dell'impianto e dell'ambiente nel quale si inserisce (qualità delle acque, naturalità dell'ambiente, tipologia dell'alveo, distanza presa-restituzione) sono stati introdotti nella formula originaria sopra indicata tre fattori aggiuntivi (G= geomorfologico, L= lunghezza e M= modulazione della portata), per la cui definizione specifica si rimanda al seguito. La formula di calcolo del DMV alla quale si fa riferimento nel presente piano diviene pertanto:

$$\text{DMV} = \text{Sup}_{\text{bacino}} \cdot R_{\text{specifico}} \cdot P \cdot A \cdot Q \cdot N \cdot G \cdot L_x + M_x$$

Vale la pena osservare, in conclusione, che ogni metodo o formula di determinazione del DMV presenta i propri pregi e limiti ed è suscettibile di perfezionamenti. Si può sottolineare, inoltre, un duplice aspetto del problema: da una parte, l'impossibilità di racchiudere in una unica formula la complessità delle strutture e dei processi biologici (ad es. dinamiche di popolazioni, di comunità, di ecosistemi; interazioni tra ecosistemi collegati in reti ecologiche) e di ridurre la loro dinamica evolutiva in termini meccanicistici; dall'altra parte, il fatto che gli obiettivi stessi del DMV non sono univocamente ed astrattamente definibili a prescindere dal contesto, ma devono quantomeno confrontarsi sia con lo specifico contesto ambientale e sociale sia con le scelte pianificatorie e di sviluppo delle comunità locali.

Si ritiene tuttavia che la formula adottata dall'Autorità di bacino del Magra risponda agli obiettivi di un piano stralcio a scala di bacino poiché, a differenza di altre, prende in considerazione diverse caratteristiche locali, attribuisce a ciascuna di esse un peso (calibrato sulla base di una serie di simulazioni che permettono di valutarne l'applicabilità e la rispondenza nella realtà del bacino), possiede una buona sensibilità alle situazioni locali, garantisce una accettabile tutela delle condizioni ecologiche e risponde agli obiettivi di sviluppo territoriale.

FORMULA DI CALCOLO DEL DEFUSSO MINIMO VITALE (USO NON IRRIGUO)

Al fine di individuare i valori dei parametri che meglio interpretano la natura del bacino idrografico in considerazione e di verificarne contestualmente la applicabilità, la formula di base sopra indicata è stata sperimentata effettuando numerose simulazioni su diversi casi reali di domande di derivazione, variabili da 0,18 a 18 m³/s. In particolare, sulle rispettive serie storiche di portate giornaliere, sono state saggiate diverse combinazioni dei valori di $DMV_{specifico}$ e dei valori di P, A, N, L_x e M_x. Per ogni simulazione sono state valutate sia l'adeguatezza ecologica delle portate di rilascio nel corso degli anni, sia le ripercussioni sulla produzione di energia che avrebbero causato. Le simulazioni effettuate sono descritte nel dettaglio nell'allegato 4.

A seguito di tali simulazioni, l'approccio concettuale sottostante alla formula scelta per il calcolo del DMV è stato riconosciuto soddisfacente sia perché, pur essendo dotato di grande semplicità e praticità di applicazione, tiene conto delle principali condizioni idrologiche, morfologiche ed ecologiche locali sia perché, attraverso i valori attribuiti ai fattori della formula, consente di assegnare a ciascuno di essi un "peso" commisurato alla sua rilevanza pratica o alla sua importanza ecologica.

A conclusione delle simulazioni effettuate sperimentando numerose varianti della formula di calcolo del DMV, lo scenario $K_R R_{1,6} L_{7,5} M_{10} N_{\pm}$ (vedi allegato 4 per i dettagli) è stato ritenuto il più soddisfacente ed equilibrato ed è stato quindi adottato come scenario più adeguato per il bacino del Magra.

È stata pertanto scelta, per le derivazioni ad uso idroelettrico, industriale o altri usi (eccettuati quello potabile ed irriguo), la seguente formula di calcolo del deflusso minimo vitale:

$$DMV = \text{Sup}_{\text{bacino}} \cdot R_{\text{specifico}} \cdot P \cdot A \cdot Q \cdot N \cdot G \cdot L_{7,5} + M_{10}$$

con i valori per ciascun fattore qui sotto riportati:

$R_{\text{SPECIFICO}}$ (RILASCIO SPECIFICO)

Dopo aver sperimentato i valori 3 - 2,5 - 2,2 - 2 - 1,6 è stato adottato il valore più basso, indicato dall'Autorità di Bacino del Po:

$$R_{\text{specifico}} = 1,6 \text{ (l/s} \cdot \text{kmq)}$$

FATTORE P (PRECIPITAZIONI)

Per tener conto delle elevate precipitazioni registrabili nel bacino del Magra l'Autorità di bacino del Magra ha ritenuto opportuno modificare le classi di valori proposti dall'Autorità di Bacino del Po per il fattore P. Le classi da utilizzare sono quindi le seguenti:

| Precipitazioni medie annue nel bacino sotteso alla derivazione (mm H ₂ O) | fattore P |
|--|-----------|
| < 1200 | 1 |
| 1200-1400 | 1,2 |
| 1400-1600 | 1,4 |
| 1600-1800 | 1,6 |
| > 1800 | 1,8 |

FATTORE A (ALTITUDINE)

Per esso l'Autorità di Bacino del Po non ha ancora avanzato nessuna proposta. L'Autorità di bacino del Magra ha individuato come più adeguati i seguenti valori:

| Altitudine media bacino (metri s.l.m.) | fattore A |
|--|-----------|
| 0-400 | 1,2 |
| 400-600 | 1 |
| 600-800 | 1,1 |
| > 800 | 1,2 |

Si noti che il fattore A assume i valori più elevati ad entrambi gli estremi al fine di tener conto, da un lato, della

riduzione dei deflussi conseguente alle precipitazioni nevose alle quote più alte e, dall'altro, dei fenomeni di riduzione della portata che si verificano alle quote più basse (per incremento dell'evapotraspirazione e dell'infiltrazione nelle falde).

FATTORE Q (QUALITÀ DEL CORSO D'ACQUA)

L'Autorità di Bacino del Po, pur non avendo ancora fissato dei valori, ha proposto 4 valori compresi nell'intervallo 1,0-1,3 da assegnare in base alla qualità biologica misurata con l'Indice Biotico Esteso (IBE), un metodo basato sullo studio della struttura delle comunità di macroinvertebrati che colonizzano i substrati fluviali. Considerato che i valori di IBE vengono convenzionalmente raggruppati in 5 classi di qualità biologica, si è ritenuto opportuno associare al fattore Q un valore per ogni classe di qualità, ottenendo così 5 valori compresi nell'intervallo 1,0-1,4:

| Classe di qualità biologica (metodo IBE) | fattore Q |
|--|-----------|
| 1 ^a (non inquinato) | 1 |
| 2 ^a (leggermente inquinato) | 1,1 |
| 3 ^a (inquinato) | 1,2 |
| 4 ^a (nettamente inquinato) | 1,3 |
| 5 ^a (fortemente inquinato) | 1,4 |

Si noti che questa scala "premia" le derivazioni di acque di buona qualità e impone maggiori rilasci alle derivazioni di acque inquinate. Ciò non deve sorprendere in quanto:

- la protezione degli ambienti di pregio naturalistico (solitamente con acque di buona qualità) viene affidata al fattore N;
- la prescrizione di rilasci più elevati per acque più inquinate mira a garantire sufficienti condizioni di diluizione degli inquinanti presenti;
- tale prescrizione può agire da stimolo ad azioni di risanamento e di mantenimento della qualità delle acque, col duplice vantaggio di associare un miglioramento ecologico ad un incremento produttivo (più migliora la qualità delle acque, più acqua è possibile derivare).

FATTORE N (NATURALITÀ)

Il fattore N è chiaramente finalizzato a garantire una maggiore protezione degli ambienti (corso d'acqua e territorio circostante) caratterizzati da elevata naturalità e impone quindi rilasci più elevati alle derivazioni che interessano le aree di maggior pregio ambientale.

Considerato che l'indice di naturalità può variare

lungo il tratto compreso tra la derivazione e la restituzione, e considerata la necessità di tutelare i tratti più pregiati, al fine della definizione del valore del fattore N va utilizzato il valore di indice di naturalità più elevato.

| Indice di naturalità* (vedi allegato 6) | fattore N |
|--|-----------|
| 1 aree antropizzate fortemente compromesse | 1 |
| 2 aree antropizzate, ma con possibilità di naturalizzazione | 1,15 |
| 3 aree naturali/seminaturali con evidenti interventi antropici | 1,30 |
| 4 aree naturali/seminaturali | 1,45 |
| 5 aree naturali di grande pregio | 1,60 |

* Nel caso il tratto di corso d'acqua interessato dalla derivazione ricada in un'area di interesse conservazionistico (Parco naturale, sito protetto da leggi regionali e provinciali, ecc. o, comunque, in aree naturali di grande interesse) il fattore N può essere aumentato di 0,1 - 0,2 sulla base di valutazioni specifiche.

FATTORE G (GEOMORFOLOGICO)

La riduzione della portata naturale conseguente ad una derivazione idrica esercita un impatto ambientale tanto più elevato quanto più l'alveo è largo e piatto; negli alvei stretti e con elevata profondità e pendenza delle sponde, inversamente, la riduzione di portata determina una riduzione contenuta della superficie bagnata. Si è quindi pensato all'introduzione di un fattore che, attraverso un parametro numerico (ad es. basato su perimetro bagnato e raggio idraulico o sul rapporto larghezza/profondità) o mediante categorie descrittive delle varie tipologie di alveo, consentisse di adeguare l'entità dei rilasci alla morfologia dell'alveo. Questo fattore potrebbe tener conto anche dello spessore del materasso alluvionale e dell'entità dello scorrimento subsuperficiale e dell'infiltrazione.

Per il momento, tuttavia, si è deciso di non assegnare una scala di valori al fattore G (che assume quindi il valore di 1). Il fattore G risulta cioè del tutto ininfluente nel calcolo del DMV e viene mantenuto nella formula solo per eventuali futuri affinamenti.

| Geomorfologia | fattore G |
|----------------------------------|-----------|
| in tutti i casi (per il momento) | 1 |

FATTORE L_{7,5} (LUNGHEZZA)

Questo fattore tiene conto della distanza tra l'opera di presa e il punto di restituzione delle acque, cioè della lunghezza del tratto di corso d'acqua che risente della sottrazione di portata. Una riduzione di portata, infatti,

comporta comunque un impatto ambientale sul corso d'acqua; scopo di questo fattore è penalizzare le derivazioni che, restituendo le acque a lunga distanza, esercitano un impatto su tratti di alveo molto lunghi.

L'algoritmo prescelto per il calcolo del fattore L comporta un aumento del 7,5% della portata da rilasciare in alveo per ogni km di distanza (D) tra presa e rilascio (misurata lungo l'asta fluviale):

| Lunghezza presa-restituzione | fattore $L_{7,5}$ |
|--|-----------------------|
| aumento dei rilasci del 7,5% per ogni km di distanza (D) tra presa e restituzione all'alveo delle acque derivate | $1 + (D \cdot 0,075)$ |

Il peso attribuito a questo fattore rispecchia l'espressa volontà dell'Autorità di bacino del Magra di scoraggiare le derivazioni che restituiscono l'acqua in alveo solo dopo notevoli distanze e di favorire l'utilizzo idroelettrico nelle situazioni locali più vocate, dove cioè l'elevata pendenza o l'elevata portata consentono restituzioni a breve distanza, riducendo l'estensione spaziale dell'impatto ambientale.

Tale azione di indirizzo non poteva ovviamente agire retroattivamente applicando ad impianti realizzati diversi decenni fa penalizzazioni produttive tali da rimettere in discussione l'esistenza. Al fine di evitare tale effetto indesiderato sono stati adottati appositi correttivi per le seguenti situazioni:

- per le sole derivazioni multiple già esistenti convogliate ad un unico impianto, l'incremento del 7,5% dei rilasci si applica non già ad ogni km di distanza presa-restituzione, ma ad ogni km di distanza tra l'opera di presa e il punto di immissione dell'affluente nel Magra
- per le sole derivazioni già esistenti con diga, bacino di ritenzione e restituzione nello stesso corso d'acqua, l'incremento del 7,5% viene ridotto dell'1% per ogni kmq di bacino competente compreso tra il punto di presa e il punto di restituzione (per 10 kmq, ad es., l'incremento di L scende dal 7,5% al 6,5%).

FATTORE M_{10} (MODULAZIONE DI PORTATA)

L'introduzione di questo fattore risponde all'esigenza ecologica di garantire all'alveo almeno una modesta percentuale delle variazioni di portata che caratterizzano il regime idrologico naturale e che influenzano i cicli biologici degli organismi acquatici e della vegetazione spondale. A differenza degli altri fattori –che sono tutti moltiplicativi– il fattore M è additivo. Le numerose simulazioni effettuate hanno confermato l'importanza di questo fattore che assume carattere irrinunciabile.

Modulazione di portata

10% della differenza tra la portata naturale e il DMV senza modulazione

$$\text{fattore } M_{10} \quad M_{10} = 0,1 \cdot (Q_{\text{naturale}} - \text{DMV}_{\text{Non Modulato}})$$

CRITERI E FORMULA DI CALCOLO DEL DEFLUSSO MINIMO VITALE PER USO IRRIGUO

La caratteristica più peculiare dell'uso irriguo è quella di risultare superflua nei periodi piovosi e di richiedere i maggiori quantitativi di acqua derivata nei periodi siccitosi, cioè proprio nei momenti di maggior fragilità degli ecosistemi fluviali.

Tenuto conto della necessità di garantire comunque un certo quantitativo di acqua ad uso irriguo anche nei periodi di magra spinta per evitare pesanti ripercussioni sui raccolti e, dall'altro lato, di garantire che lo stress sugli ecosistemi fluviali non raggiunga livelli insopportabili, si è ritenuto di poter conciliare entrambe le esigenze attraverso la formulazione di raccomandazioni agli enti irrigui e alle associazioni di categoria agricole e l'emana-zione di una regolamentazione dei prelievi irrigui che, necessariamente, risulta più permissiva rispetto a quella per altri usi.

Merita osservare che l'accettazione di un sacrificio ecologico maggiore è giustificato sia dalle evidenti peculiarità intrinseche all'uso irriguo, sia dalla L. 36/94 che considera questo uso (dopo quello potabile) prioritario rispetto ad altri.

RACCOMANDAZIONI

Le raccomandazioni riguardano l'adozione di accorgimenti gestionali finalizzati al risparmio idrico e a prevenire periodi di crisi. Si invitano pertanto gli enti di gestione degli impianti irrigui a prendere in seria considerazione e ad attuare almeno alcuni dei seguenti accorgimenti:

- evitare accuratamente le perdite idriche lungo le condotte;
- adottare sistemi di irrigazione più razionali e meno idroesigenti di quelli per scorrimento e sommersione (es. goccia a goccia, subirrigazione);
- orientare le scelte produttive verso colture meno idroesigenti nel periodo estivo;
- programmare l'estensione delle superfici coltivate e la loro tipologia in relazione alle effettive disponibilità idriche
- prevedere l'utilizzo irriguo degli effluenti dei depuratori di liquami civili (come indicato dalla L. 36/94);
- fermo restando il rispetto della portata massima derivabile, regolare l'attingimento nel tempo in modo da non derivare portate superiori a quelle effettivamente

- necessarie alle esigenze irrigue del momento;
- prevedere l'accumulo idrico (almeno dei volumi necessari a soddisfare le esigenze giornaliere) in serbatoi o stagni agricoli, in modo da distribuire il prelievo su tutto l'arco delle 24 ore, riducendo così la portata istantanea sottratta ai corsi d'acqua;
 - in assenza di accumuli idrici, nei periodi di siccità concentrare il prelievo irriguo nelle ore notturne per evitare la sua coincidenza con le punte di consumo civile.

DMV E REGOLAMENTAZIONE DEI PRELIEVI

Per individuare le portate minime di rilascio ecologico (Q_{RILMIN}) e le portate massime derivabili (Q_{MAXDER}) sono state eseguite simulazioni a partire dall'andamento dei consumi di impianti irrigui attivi e dall'andamento delle portate naturali negli anni, distinguendo questi ultimi in:

- "siccitosi" (rappresentati dalla curva dell'abaco delle magre con probabilità 10%, cioè magre che si verificano mediamente ogni 10 anni);
- "semisiccitosi" (rappresentati dalla curva dell'abaco delle magre con probabilità 20%, cioè magre che si verificano mediamente ogni 5 anni);
- "medi" (rappresentati dalla curva dell'abaco delle magre con probabilità 50%).

Le elaborazioni e le considerazioni svolte sono riportate nell'Allegato 5. Sono state saggiate diverse combinazioni di Q_{RILMIN} e di Q_{MAXDER} verificando per ciascuna di esse l'entità percentuale del "sacrificio ecologico" e del "sacrificio produttivo", con l'obiettivo di individuare una soluzione equilibrata che, negli anni siccitosi, comportasse una riduzione sopportabile (25-30%) di entrambe le esigenze.

Questa soluzione è stata individuata nel rispetto congiunto dei seguenti tre requisiti:

- | | | | |
|----|--------------|--------|--|
| 1) | Q_{MAXDER} | \leq | 1/3 portata "abituale" estiva |
| 2) | Q_{RILMIN} | \geq | 1/3 portata "abituale" estiva |
| 3) | Q_{MAXDER} | \leq | 0,46 l/sec. · ha di Superficie irrigua |

in cui *portata "abituale" estiva = media delle mediane della serie storica delle portate medie mensili di luglio, agosto e settembre.*

Per maggiore chiarezza, nell'appendice viene descritto dettagliatamente un esempio di calcolo della portata "abituale" estiva.

DEFLUSSO MINIMO VITALE NEL CASO DI DERIVAZIONI AD USO PROMISCUO

Nel caso di derivazioni ad usi plurimi (idroelettrico, forza motrice, industriale, ecc.), uno dei quali irriguo, in linea di principio si applica la formula del DMV ad uso irriguo per il periodo dal 16 giugno al 15 settembre (purché le portate derivabili che ne risultano non superino quelle della quota irrigua della concessione), mentre nel restante periodo dell'anno si applica la formula del DMV ad uso non irriguo.

Tuttavia, tenuto conto della complessità delle problematiche che tali derivazioni possono comportare (legate, in particolare, allo/agli specifici usi prevalenti e alla loro eventuale stagionalità) i titolari di tali concessioni sono tenuti a presentare all'Autorità di Bacino una relazione descrittiva. Questa dovrà contenere copia della concessione, la descrizione degli impianti, gli usi effettivi delle acque e la loro stagionalità, la ripartizione delle esigenze, le superfici effettivamente irrigate suddivise per tipo di coltura ed ogni altro elemento utile alla piena comprensione degli impianti, degli usi, delle esigenze e dell'impatto ambientale del prelievo.

L'Autorità di bacino si riserva di valutare le specifiche realtà e di stabilire regolamentazioni ad hoc.

ALTRE PRESCRIZIONI

MISURATORI DI PORTATA

In corrispondenza di ogni opera di derivazione devono essere installati strumenti di registrazione in continuo (con scansione temporale ravvicinata) che forniscano la portata naturale, quella derivata e quella rilasciata in alveo, finalizzati a consentire l'adempimento delle prescrizioni relative al DMV.

Copia dei tracciati registrati (su carta e supporto informatico) deve essere inviata trimestralmente all'Autorità di bacino.

Al fine di garantire la massima trasparenza operativa le letture delle suddette portate devono essere posizionate in modo da risultare visibili e controllabili direttamente dal pubblico in ogni momento.

PASSAGGI PER PESCI

Gli sbarramenti connessi alle opere di derivazione rappresentano barriere che ostacolano gli spostamenti giornalieri dei pesci per la ricerca del cibo, quelli periodici per la riproduzione e quelli occasionali per la fuga da stress ambientali locali (es. inquinamento, piene), per la colonizzazione di nuovi ambienti o la ricolonizzazione dopo stress. La presenza di tali barriere può condurre

all'isolamento fisico e genetico di popolazioni ittiche e a loro estinzioni locali.

La pratica dei ripopolamenti ittici sostitutivi o integrativi si è dimostrata incapace di sopperire al valore qualitativo delle popolazioni naturali e, spesso, è risultata addirittura controproducente (veicolo di malattie infettive, inquinamento genetico da ibridazioni, introduzione accidentale di specie alloctone, ecc.). Al fine di ristabilire la continuità ecologica fluviale, in corrispondenza di ogni opera di derivazione devono essere realizzate strutture artificiali che consentano ai pesci ed agli altri organismi acquatici il superamento degli sbarramenti.

Tra i vari tipi di passaggi per pesci si raccomanda particolarmente quello della rampa in pietrame (detto anche passaggio rustico o a rapida artificiale: vedi figura) che, ove realizzabile, riunisce in sé numerosi vantaggi rispetto ad altre tipologie (passaggi a bacini più traverse, passaggi a bacini successivi e chiuse, passaggi tipo "Denil"):

- consente il passaggio di tutte le specie ittiche (non solo di quelle buone nuotatrici) e anche dei macroinvertebrati;
- ha minori costi di realizzazione;
- mostra estrema funzionalità nelle differenti condizioni di portata;
- ha ridotto impatto ambientale;
- non comporta costi di gestione né richiede frequenti manutenzioni;
- permette migliori possibilità di localizzazione.

Le rapide artificiali sono realizzate in pietrame di grosse dimensioni legato con calcestruzzo allo scivolo propriamente detto e disposto in modo tale da rallentare la velocità dell'acqua e da creare zone di sosta per i pesci. Il vincolo al loro impiego è dato dal dislivello da superare in quanto, data la limitata pendenza di funzionamento della rapida, salti elevati richiederebbero strutture molto lunghe.

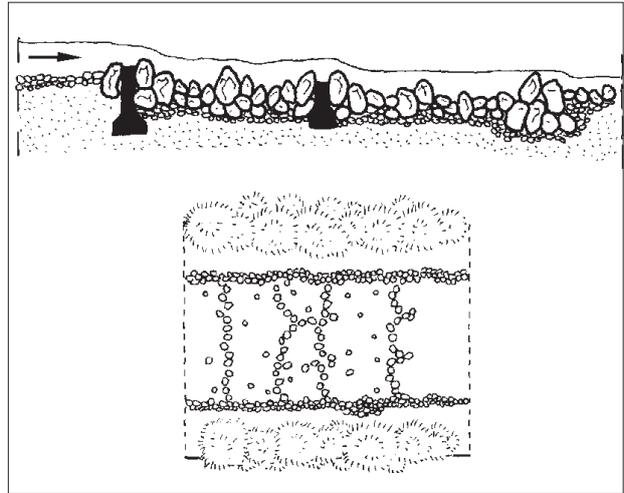
GESTIONE DELLE DIGHE IN CONDIZIONI DI PIENA

A seconda delle modalità gestionali la presenza di dighe può svolgere un'utile funzione di laminazione delle punte di piena o, al contrario, una loro accentuazione.

Al fine di garantire la sicurezza idraulica appare del massimo interesse una regolazione dei livelli d'invaso e dei deflussi che, oltre a soddisfare le esigenze produttive, svolga anche una efficace laminazione delle piene.

A tale scopo risulta di particolare importanza disporre di un adeguato sistema di previsioni meteorologiche, in modo da poter procedere ad un abbassamento dei livelli d'invaso nei giorni che precedono precipitazioni atmosferiche di particolare intensità.

Considerata la complessità delle problematiche, le società che gestiscono dighe devono presentare all'Auto-



Schemi di rampe in pietrame (sez. longitudinale e pianta).

[da Malcevschi, Bisogni, Gariboldi, 1996 - Reti ecologiche ed interventi di miglioramento ambientale. *Il Verde Editoriale*, Milano]

rità di Bacino un progetto dettagliato di misure volte a contribuire efficacemente alla laminazione delle piene. L'Autorità di Bacino si esprime su tale progetto.

RISPETTO DEI DIRITTI DI ALTRE UTENZE

a) concessioni esistenti

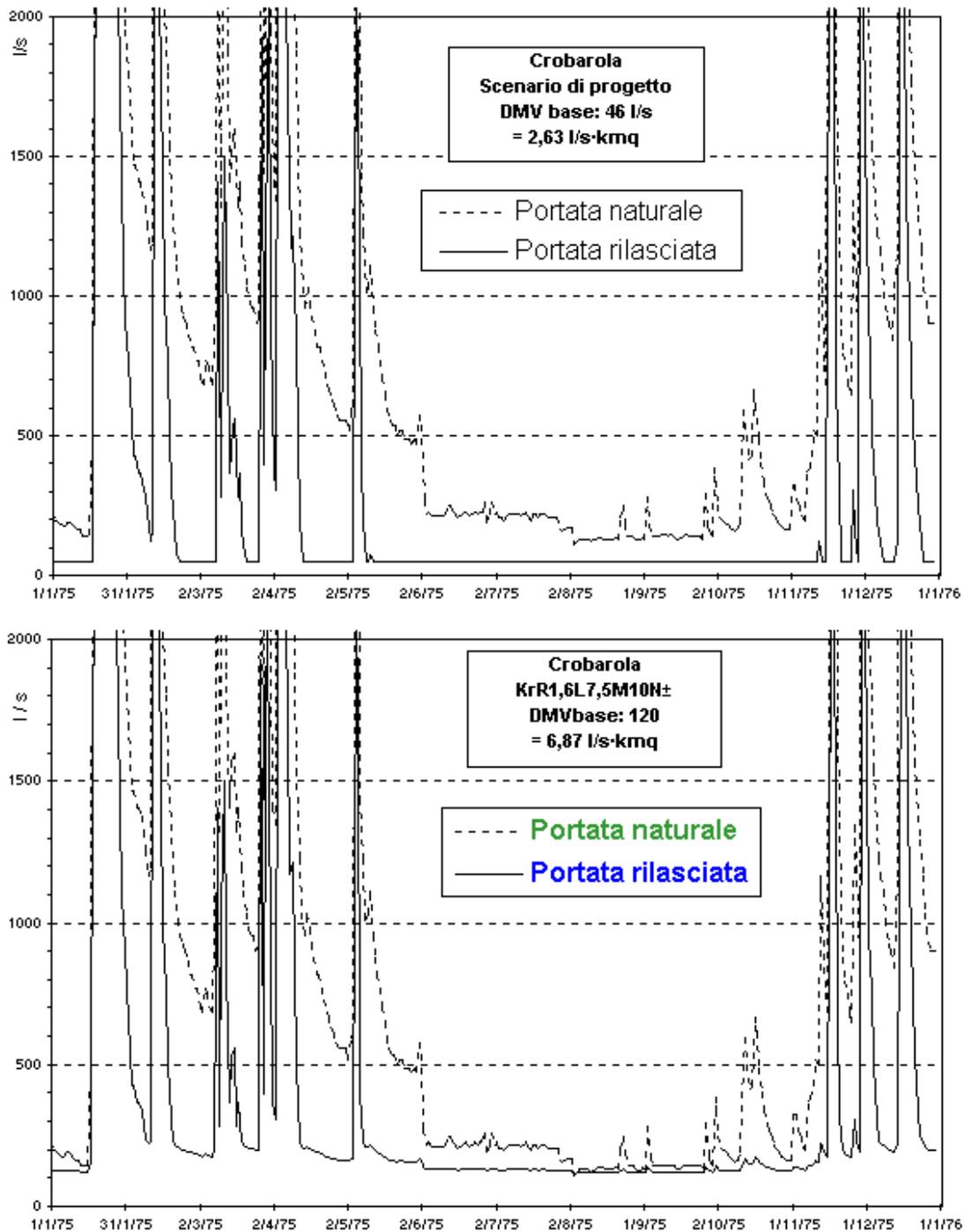
Qualora le concessioni esistenti prevedano espressamente il rilascio in alveo di una determinata portata per garantire il rispetto di altri usi, la portata derivabile (risultante dalla differenza tra portata fluente e DMV) deve essere ridotta della quantità corrispondente al soddisfacimento di tali usi. In tale calcolo non vengono computati i rilasci prescritti a fini igienici, in quanto già considerati nel DMV. Nel caso di obblighi di rilascio per fini multipli, se non espressamente indicato nella concessione, la portata a fini igienici viene considerata uguale a quella di ogni altro uso.

b) nuove concessioni

Qualora nel tratto compreso tra la derivazione e la restituzione siano già presenti altre concessioni, la portata derivabile (risultante dalla differenza tra portata fluente e DMV) deve essere ridotta della quantità pari a quella prevista per garantire i diritti preesistenti.

c) nuove esigenze

Qualora dovessero intervenire esigenze di soddisfare nuovi usi prioritari (potabile e irriguo) le portate derivabili previste nelle concessioni idroelettriche possono essere ulteriormente ridotte.



Un esempio delle numerosissime simulazioni effettuate. **Sopra:** lo scenario di progetto della società richiedente la concessione di una nuova derivazione idroelettrica (DMV= 2,63 l/s-kmq). Si noti che anche durante il periodo estivo verrebbe derivata la maggior parte della portata; la portata rilasciata in alveo per garantire il DMV sarebbe molto modesta per tutto l'anno, interrotta da bruschi picchi in occasione delle portate eccedenti la capacità della condotta di derivazione. **Sotto:** lo scenario derivante dall'applicazione della formula dell'Autorità di bacino del Magra (DMV= 6,87 l/s-kmq + modulazione della portata). Si noti che da luglio a settembre verrebbe lasciata in alveo la quasi totalità della portata; inoltre la modulazione della portata rende la linea di base più variabile garantendo un regime idrologico più vicino a quello naturale.

Appendice

Esempio di calcolo della portata "abituale" estiva:

- si parte dai dati registrati delle portate medie dei mesi di luglio, agosto e settembre per tutti gli anni disponibili (nell'esempio del Torrente Bagnone 46 anni: dal 1929 al 1946 e dal 1950 al 1977, vedi la tabella a sinistra);
- si dispongono in ordine crescente le portate medie mensili di luglio (tabella a destra);
- la mediana di luglio è il valore centrale della serie così ottenuta: nel caso specifico, trattandosi di 46 dati, la mediana è il valore compreso tra i numeri d'ordine 23 e 24, cioè 0,6 mc/s;
- si ripete l'ordinamento disponendo in ordine crescente le portate medie mensili di agosto e si individua il valore compreso tra i numeri d'ordine 23 e 24 che, anche

in questo caso, risulta 0,6 mc/s;

- si ripete l'ordinamento disponendo in ordine crescente le portate medie mensili di settembre e si individua il valore compreso tra i numeri d'ordine 23 e 24 che, anche in questo caso, risulta 0,6 mc/s. Si noti che, nell'esempio, le mediane di luglio, di agosto e di settembre coincidono solo per puro caso: ciò non si verifica necessariamente per altri corsi d'acqua;
- si calcola la media dei tre valori così ottenuti che, ovviamente, risulta 0,6 mc/s, cioè 600 l/s; questa è la "portata abituale estiva".

Naturalmente, se l'opera di presa della derivazione non coincide con la stazione di misura delle portate, la portata abituale estiva va corretta col criterio della proporzionalità alle rispettive superfici del bacino sotteso.

Bagnone a Bagnone: (portate in mc/s)

| ANNO | LUG | AGO | SET | Media ANNO |
|--------------|------|------|------|------------|
| 29 | 0,5 | 0,5 | 0,6 | 1,7 |
| 30 | 1,2 | 0,7 | 0,8 | 3 |
| 31 | 0,5 | 0,6 | 0,5 | 2,9 |
| 32 | 1,8 | 0,7 | 2,3 | 2,5 |
| 33 | 0,9 | 0,5 | 0,6 | 2,4 |
| 34 | 0,6 | 0,5 | 0,6 | 3 |
| 35 | 0,6 | 1 | 0,6 | 2,9 |
| 36 | 0,7 | 0,5 | 0,5 | 3,2 |
| 37 | 0,6 | 0,7 | 4,5 | 3,5 |
| 38 | 0,5 | 0,5 | 1 | 1,1 |
| 39 | 0,5 | 0,5 | 1 | 2,1 |
| 40 | 2,3 | 1,2 | 1,3 | 2,6 |
| 41 | 0,8 | 0,6 | 0,5 | 3,3 |
| 42 | 0,6 | 0,4 | 1,6 | 1,8 |
| 43 | 0,4 | 0,3 | 1,1 | 2 |
| 44 | 0,6 | 0,4 | 0,4 | 1,7 |
| 45 | 0,2 | 0,7 | 0,4 | 1 |
| 46 | 0,9 | 0,7 | 0,5 | 2 |
| 50 | 0,5 | 0,4 | 0,4 | 2,2 |
| 51 | 1,3 | 0,4 | 0,5 | 3,2 |
| 52 | 0,4 | 2,9 | 3,5 | 3,6 |
| 53 | 0,9 | 0,7 | 0,8 | 1,5 |
| 54 | 1,1 | 0,9 | 0,6 | 2,2 |
| 55 | 0,6 | 0,4 | 0,4 | 1,7 |
| 56 | 0,7 | 0,4 | 0,4 | 1,6 |
| 57 | 1,2 | 0,5 | 0,3 | 1,6 |
| 58 | 0,8 | 0,8 | 0,7 | 2 |
| 59 | 0,6 | 0,5 | 0,9 | 2,2 |
| 60 | 1,1 | 1,1 | 1,7 | 3,1 |
| 61 | 0,6 | 0,4 | 0,4 | 2,1 |
| 62 | 0,6 | 0,4 | 0,4 | 1,7 |
| 63 | 0,8 | 1,1 | 2,1 | 2,3 |
| 64 | 1,7 | 0,6 | 0,5 | 2,5 |
| 65 | 0,9 | 1,9 | 3,5 | 3,3 |
| 66 | 0,5 | 0,6 | 0,6 | 3 |
| 67 | 0,9 | 0,7 | 0,8 | 2,4 |
| 68 | 1,1 | 1,2 | 3,3 | 3,6 |
| 69 | 0,6 | 0,6 | 2 | 2,3 |
| 70 | 0,6 | 0,6 | 0,3 | 2,2 |
| 71 | 0,9 | 0,5 | 0,4 | 2 |
| 72 | 0,8 | 0,1 | 3,6 | 2,8 |
| 73 | 0,4 | 0,4 | 0,4 | 1 |
| 74 | 0,6 | 0,5 | 0,8 | 1,8 |
| 75 | 0,6 | 0,4 | 0,5 | 2,7 |
| 76 | 0,3 | 0,9 | 3,4 | 2,4 |
| 77 | 1 | 3,3 | 1,2 | 3,6 |
| Media | 0,79 | 0,74 | 1,16 | 2,38 |

Esempio di calcolo della "Portata abituale estiva" del T.

| Ordine crescente | ANNO | LUG | AGO | SET | Media ANNO |
|------------------|------|------------|------|------|------------|
| 1 | 45 | 0,2 | 0,7 | 0,4 | 1 |
| 2 | 76 | 0,3 | 0,9 | 3,4 | 2,4 |
| 3 | 43 | 0,4 | 0,3 | 1,1 | 2 |
| 4 | 52 | 0,4 | 2,9 | 3,5 | 3,6 |
| 5 | 73 | 0,4 | 0,4 | 0,4 | 1 |
| 6 | 29 | 0,5 | 0,5 | 0,6 | 1,7 |
| 7 | 31 | 0,5 | 0,6 | 0,5 | 2,9 |
| 8 | 38 | 0,5 | 0,5 | 1 | 1,1 |
| 9 | 39 | 0,5 | 0,5 | 1 | 2,1 |
| 10 | 50 | 0,5 | 0,4 | 0,4 | 2,2 |
| 11 | 66 | 0,5 | 0,6 | 0,6 | 3 |
| 12 | 34 | 0,6 | 0,5 | 0,6 | 3 |
| 13 | 35 | 0,6 | 1 | 0,6 | 2,9 |
| 14 | 37 | 0,6 | 0,7 | 4,5 | 3,5 |
| 15 | 42 | 0,6 | 0,4 | 1,6 | 1,8 |
| 16 | 44 | 0,6 | 0,4 | 0,4 | 1,7 |
| 17 | 55 | 0,6 | 0,4 | 0,4 | 1,7 |
| 18 | 59 | 0,6 | 0,5 | 0,9 | 2,2 |
| 19 | 61 | 0,6 | 0,4 | 0,4 | 2,1 |
| 20 | 62 | 0,6 | 0,4 | 0,4 | 1,7 |
| 21 | 69 | 0,6 | 0,6 | 2 | 2,3 |
| 22 | 70 | 0,6 | 0,6 | 0,3 | 2,2 |
| 23 | 74 | 0,6 | 0,5 | 0,8 | 1,8 |
| 24 | 75 | 0,6 | 0,4 | 0,5 | 2,7 |
| 25 | 36 | 0,7 | 0,5 | 0,5 | 3,2 |
| 26 | 56 | 0,7 | 0,4 | 0,4 | 1,6 |
| 27 | 41 | 0,8 | 0,6 | 0,5 | 3,3 |
| 28 | 58 | 0,8 | 0,8 | 0,7 | 2 |
| 29 | 63 | 0,8 | 1,1 | 2,1 | 2,3 |
| 30 | 72 | 0,8 | 0,1 | 3,6 | 2,8 |
| 31 | 33 | 0,9 | 0,5 | 0,6 | 2,4 |
| 32 | 46 | 0,9 | 0,7 | 0,5 | 2 |
| 33 | 53 | 0,9 | 0,7 | 0,8 | 1,5 |
| 34 | 65 | 0,9 | 1,9 | 3,5 | 3,3 |
| 35 | 67 | 0,9 | 0,7 | 0,8 | 2,4 |
| 36 | 71 | 0,9 | 0,5 | 0,4 | 2 |
| 37 | 77 | 1 | 3,3 | 1,2 | 3,6 |
| 38 | 54 | 1,1 | 0,9 | 0,6 | 2,2 |
| 39 | 60 | 1,1 | 1,1 | 1,7 | 3,1 |
| 40 | 68 | 1,1 | 1,2 | 3,3 | 3,6 |
| 41 | 30 | 1,2 | 0,7 | 0,8 | 3 |
| 42 | 57 | 1,2 | 0,5 | 0,3 | 1,6 |
| 43 | 51 | 1,3 | 0,4 | 0,5 | 3,2 |
| 44 | 64 | 1,7 | 0,6 | 0,5 | 2,5 |
| 45 | 32 | 1,8 | 0,7 | 2,3 | 2,5 |
| 46 | 40 | 2,3 | 1,2 | 1,3 | 2,6 |
| Media | | 0,79 | 0,74 | 1,16 | 2,38 |
| Mediana | | 0,60 | 0,60 | 0,60 | 2,30 |