



Consiglio Nazionale delle Ricerche

Istituto per lo Studio degli Ecosistemi

Verbania Pallanza

R E P O R T

CNR-ISE, 02.09

**INDICI PER LA VALUTAZIONE DELLA QUALITA'
ECOLOGICA DEI LAGHI**

2009

***5. Indice per la valutazione della qualità ecologica
dei laghi italiani basato sulla comunità bentonica***

Autori del documento

Bruno Rossaro¹, Angela Boggero^{2*}, Valeria Lencioni³, Laura Marziali¹

¹*DIPSA, Università di Milano, Milano*

²*Istituto per lo Studio degli Ecosistemi-CNR, Verbania-Pallanza*

³*Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento*

* *Autore per la corrispondenza (a.boggero@ise.cnr.it)*

Ringraziamenti

Un particolare ringraziamento va ai colleghi che hanno fornito il loro contributo in termini di suggerimenti, consigli o per il valido aiuto nelle uscite di campagna:

- Dr. Gary Free, Joint Research Centre Varese*
- Roberto Giacchini, Università di Milano Bicocca*
- Silvia Guenzani, Gruppo Sub Varese*

5.1. INTRODUZIONE

Nel 2000 l'Unione Europea ha varato la Direttiva Quadro per le Acque (2000/60/CE; EU, 2000) definendo lo "stato ecologico" come espressione della struttura e del funzionamento degli ecosistemi acquatici. Questo implica che i sistemi di classificazione che verranno adottati dovranno essere in grado di riflettere i cambiamenti che hanno avuto luogo nella struttura e nelle funzioni delle comunità biologiche e dell'intero ecosistema in risposta a differenti pressioni antropiche.

Tale Direttiva definisce inoltre i principi generali e gli obiettivi per l'azione comunitaria in materia di acque, ossia la valutazione della qualità ecologica dei corpi idrici deve essere ottenuta con l'uso di indici numerici costruiti a partire dai parametri biologici, confrontando il valore ottenuto per il sito in esame con quello del sito di riferimento, attraverso il calcolo di un quoziente di qualità ecologica (Ecological Quality Ratio, EQR).

Per una corretta applicazione della normativa è indispensabile associare la presenza di certe specie ad un determinato spettro di condizioni qualitative ambientali. Questo processo presuppone una conoscenza approfondita dell'autoecologia degli organismi coinvolti, al fine di individuare le specie sensibili e quelle tolleranti ai diversi impatti antropici. Questa è premessa indispensabile per l'individuazione di specie indicatrici e la costruzione di indici di qualità.

Per i laghi, gli elementi biologici considerati sono il fitoplancton, le macrofite, i macroinvertebrati ed i pesci. In questa sezione si presentano l'indice ed i dati relativi alla fauna macrobentonica lacustre, che secondo la Direttiva deve essere valutata attraverso dati relativi alla composizione tassonomica della comunità (struttura di comunità), abbondanza, diversità e presenza di taxa sensibili/tolleranti considerando l'eutrofizzazione come pressione antropica significativa, in quanto pressione che interessa la maggior parte dei laghi italiani.

I macroinvertebrati sono infatti stati in passato e sono attualmente raccomandati per stimare la qualità dell'acqua perché offrono svariati vantaggi (Rosenberg & Resh, 1993): sono organismi ubiquitari e sono influenzati da cambiamenti ambientali in diversi tipi di ambienti acquatici e in diversi habitat all'interno di questi ambienti, presentano un vasto numero di specie offrendo un ampio spettro di risposte a stress ambientali, hanno natura sedentaria che permette un'analisi spaziale degli inquinanti e dei fattori di disturbo, ed infine consentono analisi a lungo termine in quanto hanno cicli vitali abbastanza lunghi da fungere da controllori in continuo dell'acqua in cui vivono. Impatti antropici diretti (presenza di infrastrutture, scarichi industriali e fognari)

determinano infatti alterazioni sulle acque con ricadute, strutturali ed ecologiche, sul comparto biologico (Rosenberg & Resh, 1993).

L'indice qui presentato è stato applicato a laghi naturali appartenenti a 3 diverse tipologie (AL-3, AL-5 e AL-6) situati nella Regione Sudalpina e ad 1 tipologia nella Regione Mediterranea (ME-7), comprese nelle 18 previste dal documento sulla tipizzazione (Buraschi *et al.*, 2005). Tali laghi (33 nella Regione Sudalpina e 4 nella Regione Mediterranea) sono tutti situati ad altitudini inferiori a 800 m s.l.m. Parte di essi ha profondità media < 15 m (AL-5 e ME-7), parte ha invece profondità media > 15 m (AL-3, AL-6). In particolare la tipologia AL-3 è costituita dai grandi laghi italiani con profondità massima > 120 m e superficie del lago > 100 km², mentre la ME-7 corrisponde ai laghi vulcanici profondi.

I dati utilizzati sono stati forniti da: Joint Research Centre Varese e CNR-ISE Verbania Pallanza che hanno contribuito con dati biologici e chimici, CNR-IRSA Brugherio (MI) con dati morfometrici.

L'indice qui proposto non è ancora stato sottoposto alla procedura di intercalibrazione.

5.2. CAMPO DI APPLICAZIONE

L'indice elaborato è utilizzabile per valutare la qualità ecologica, riferita agli effetti dell'eutrofizzazione, di tutte le tipologie lacustri nell'Italia peninsulare a latitudini > 44°N con una conducibilità elettrica < 2,5 mS cm⁻¹. Può inoltre essere utilizzato per laghi naturali di origine vulcanica collocati a quote < 800 m s.l.m. nell'Italia peninsulare a latitudini < 44°N, aventi una profondità media > 15 m, ed una conducibilità elettrica < 2,5 mS cm⁻¹ per la presenza prevalente di rocce calcaree nel bacino.

L'uso dell'indice prevede pesi indicatori diversi per le diverse specie. Non se ne prevede l'utilizzo per le tipologie lacustri salmastra e mesosalina, con conducibilità superiore alla soglia indicata, che probabilmente sono abitate da una fauna bentonica diversa.

A tale proposito si è ritenuto di prendere maggiormente in considerazione i Ditteri Chironomidi e gli Oligocheti in quanto costituenti principali della comunità lacustre a macroinvertebrati, e far riferimento, solo in casi eccezionali, ad altri gruppi tassonomici. Oligocheti e Chironomidi sono infatti considerati indicatori complementari in quanto presentano caratteristiche autoecologiche

diverse. I Ditteri Chironomidi sono più mobili, non essendo direttamente legati alla qualità del sedimento lacustre e nutrendosi di sedimento fresco. Tendono quindi a dare una più rapida risposta alle variazioni delle condizioni ambientali (Dinsmore & Prepas, 1997; Lang & Lods-Crozet, 1997). Gli Oligocheti invece, sono più sedentari e strettamente correlati alla tipologia e alla qualità del sedimento in cui vivono, nutrendosi di batteri associati alla sostanza organica decomposta, pertanto presentano una maggior resistenza alle variazioni ambientali.

Si ritiene infine opportuna una validazione dell'indice quando saranno disponibili i dati del monitoraggio relativi a tutto il territorio nazionale.

5.3. STATO DELL'ARTE

In ambito europeo, all'interno del GIG Alpino - ossia l'area geografica che presenta laghi con caratteristiche più simili a quelle italiane - esistono diversi indici per la valutazione della qualità ecologica delle acque a partire dalla fauna bentonica.

Slovenia

Lakeshore Hydro-morphological Modification index - LHM, indice multi metrico utilizzato per valutare l'impatto della degradazione rivierasca sulla fauna (Urbanič *et al.*, 2007). Tiene conto della diversità, del rapporto taxa sensibili/taxa tolleranti, della composizione tassonomica e dell'abbondanza. È stato testato sui due laghi presenti in Slovenia (L. Bled e L. Bohinj) e le condizioni di riferimento sono state valutate come valori mediani registrati nel sito di riferimento. I limiti di classe vengono definiti tenendo in considerazione il cambiamento nel rapporto taxa sensibili/taxa tolleranti.

Si calcola:

$$LHM_i = \frac{\frac{(N_{t_i} + D_{M_i})}{2} + LFI_i}{2}$$

dove:

N_{t_i} = numero di taxa dell' i_{mo} campione

D_{M_i} = Indice di diversità di Margalef dell' i_{mo} campione

LFI_i = Indice della Fauna Litorale dell' i_{mo} campione

LFI si basa sulla presenza/assenza delle famiglie di invertebrati, mentre per l'Indice di Diversità di Margalef ed il numero di taxa si considera il livello specie/genere con l'esclusione dei Tubificidae e dei Brachycera che vengono identificati a livello di famiglia.

Francia

La Francia si propone con tre diversi indici: l'**Indice Oligochètes de Bioindication Lacustre** (IOBL - Lafont *et al.*, 1991), l'**Indice Mollusques** (IMOL - Mouthon, 1993; Juget *et al.*, 1995) e l'**Indice Biologique Lacustre** basato sugli invertebrati (IBL - Verneaux *et al.*, 2004). Il primo prende in considerazione gli strati sublitorale e profondo dei laghi, mentre i secondi non considerano invece il popolamento profondo, in quanto poco rappresentativo del funzionamento del sistema. I tre indici si completano a vicenda e permettono di valutare la qualità lacustre ed esprimere giudizi sulla possibilità di conservazione e/o recupero della risorsa.

L'indice IMOL varia fra 0 e 8 per valori interi. Ai laghi che non presentano deficit cronici di ossigeno in ipolimnio si assegnano valori alti, a quelli con forte anossia per eccessivi apporti di sostanza organica di origine antropica o naturale vengono assegnati valori bassi. L'Indice risulta correlato positivamente con il tenore di ossigeno disciolto ed il rapporto $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$, e negativamente con la sostanza organica nei sedimenti (C, N, P).

L'indice IBL si basa sul calcolo della media di due sottoindici:

- un indice biotico litorale di ricchezza e densità che esprime il potenziale trofico
- un indice di carenza tassonomica, che considera la perdita in ricchezza fra la superficie ed il fondo, che rappresenta la capacità di un lago di trasferire la sostanza organica ai consumatori.

L'interpretazione dell'indice si effettua secondo due livelli: un livello quantitativo, ossia il potenziale trofico, ed un livello qualitativo, che esprime il trasferimento di sostanza organica.

L'Indice IOBL è utilizzato per valutare il potenziale dei sedimenti lacustri profondi ad assimilare e a riciclare le sostanze nutritive e rappresenta quindi un potenziale metabolico. Costituisce una utile bioindicazione di funzionalità dei sedimenti lacustri e può essere esteso al lago nella sua interezza, se questo non supera 1-2 km² di superficie. L'indice varia da 0 (potenziale nullo) a 15. Il potenziale metabolico può essere naturalmente basso nel caso di laghi montani freddi, di laghi con sedimenti torbosi o ricchi in cellulosa e lignina, di laghi con un forte sviluppo vegetale costiero: in ogni caso si tratta di laghi naturalmente distrofici. Bisogna quindi riuscire a distinguere bene i sedimenti a basso potenziale naturale da quelli con alterazioni antropiche. Questa distinzione viene operata

tramite Indice IOBL e la percentuale di specie indicatrici. L'elenco delle specie sensibili/tolleranti è fornita in Lafont (2007).

Svizzera

Attualmente è in fase di sviluppo un indice che tiene conto delle specie sensibili di Oligocheti e Ditteri Chironomidi assegnando loro un diverso peso indicatore e della loro abbondanza relativa (Lods-Crozet, pers. com.).

L'Italia, visti i metodi proposti, visto che la Svizzera non ha ancora un indice in forma definitiva da proporre, e data la forte incidenza del fenomeno eutrofizzazione sulle acque lacustri, ha per ora deciso di presentare un proprio indice ad esclusiva valenza trofica e specifico per i laghi naturali, e di sottoporlo ad intercalibrazione. In futuro sarà necessario prendere in considerazione anche la risposta della fauna macrobentonica lacustre all'impatto idromorfologico, ma attualmente non sono disponibili dati sufficienti.

Sino ad oggi, fra i partecipanti a tale processo non c'è ancora un comune consenso sull'uso di un indice globalmente valido.

In ogni caso la definizione dei siti di riferimento non è ancora stata attuata, ma si baserà sulla verifica dell'assenza o presenza trascurabile di fonti di inquinamento e alterazione idromorfologica. Allo stato attuale non è quindi possibile procedere con la definizione dei limiti di classe.

Tab. 9. Lista dei pesi indicatori per i taxa di macroinvertebrati utilizzati nel BQI

Gruppi tassonomici	Specie	BQIW
Chaoboridae	<i>Chaoborus flavicans</i>	0,302
Ceratopogonidae	<i>Ceratopogonidae vermiformes</i>	0,349
Gasteropoda	<i>Physa acuta</i>	0,490
Oligochaeta	<i>Stylaria lacustris</i>	0,503
Oligochaeta	<i>Potamothrix hammoniensis</i>	0,507
Sialidae	<i>Sialis sp.</i>	0,509
Oligochaeta	<i>Tubifex tubifex</i>	0,514
Oligochaeta	<i>Branchiura sowerbyi</i>	0,519
Oligochaeta	<i>Eiseniella tetraedra</i>	0,535
Oligochaeta	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	0,547
Oligochaeta	<i>Potamothrix heuscheri</i>	0,579
Gasteropoda	<i>Limnaea peregra</i>	0,613
Oligochaeta	<i>Dero digitata</i>	0,619
Oligochaeta	<i>Stylodrilus heringianus</i>	0,621
Oligochaeta	<i>Psammoryctides barbatus</i>	0,646
Hydracarina	<i>Hydracarina</i>	0,654
Gasteropoda	<i>Valvata piscinalis</i>	0,660
Bivalvia	<i>Pisidium casertanum</i>	0,665
Oligochaeta	<i>Bichaeta sanguinea</i>	0,668
Amphipoda	<i>Echinogammarus sp.</i>	0,677
Oligochaeta	<i>Uncinaiis uncinata</i>	0,688
Crustacea Isopoda	<i>Asellus aquaticus</i>	0,690
Tricladida	<i>Dugesia tigrina</i>	0,707
Oligochaeta	<i>Aulodrilus pluriseta</i>	0,711
Oligochaeta	<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>	0,720
Gasteropoda	<i>Bithynia tentaculata</i>	0,729
Oligochaeta	<i>Stylodrilus lemami</i>	0,768
Gasteropoda	<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0,780
Hirudinea	<i>Helobdella stagnalis</i>	0,789
Oligochaeta	<i>Rhyacodrilus coccineus</i>	0,801
Oligochaeta	<i>Spirosperma ferox</i>	0,807

Tab. 10. Lista dei pesi indicatori per i taxa di Ditteri Chironomidi utilizzati nel BQI

Gruppi tassonomici	Specie	BQIW
Chironomidae	<i>Cricotopus bicinctus</i>	0,000
Chironomidae	<i>Glyptotendipes pallens</i>	0,217
Chironomidae	<i>Micropsectra atrofasciata</i>	0,355
Chironomidae	<i>Chironomus plumosus</i>	0,356
Chironomidae	<i>Phaenopsectra flavipes</i>	0,469
Chironomidae	<i>Cricotopus annulator</i>	0,582
Chironomidae	<i>Cladopelma viridulum</i>	0,586
Chironomidae	<i>Heterotrissocladius marcidus</i>	0,590
Chironomidae	<i>Procladius choreus</i>	0,591
Chironomidae	<i>Paralauterborniella nigrohalteralis</i>	0,613
Chironomidae	<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>	0,645
Chironomidae	<i>Microtendipes pedellus</i>	0,652
Chironomidae	<i>Ablabesmyia monilis</i>	0,655
Chironomidae	<i>Cryptochironomus defectus</i>	0,663
Chironomidae	<i>Prodiamesa olivacea</i>	0,671
Chironomidae	<i>Dicrotendipes nervosus</i>	0,678
Chironomidae	<i>Tanytarsus gregarius</i>	0,693
Chironomidae	<i>Polypedilum nubeculosum</i>	0,693
Chironomidae	<i>Endochironomus tendens</i>	0,701
Chironomidae	<i>Chironomus anthracinus</i>	0,705
Chironomidae	<i>Paratendipes albimanus</i>	0,705
Chironomidae	<i>Macropelopia nebulosa</i>	0,705
Chironomidae	<i>Stictochironomus pictulus</i>	0,710
Chironomidae	<i>Psectrocladius oxyura</i>	0,722
Chironomidae	<i>Cladotanytarsus atridorsum</i>	0,729
Chironomidae	<i>Paracladopelma camptolabis</i>	0,731
Chironomidae	<i>Conchapelopia pallidula</i>	0,736
Chironomidae	<i>Pseudochironomus prasinatus</i>	0,769
Chironomidae	<i>Paratanytarsus austriacus</i>	0,787
Chironomidae	<i>Corynoneura scutellata</i>	0,803
Chironomidae	<i>Stempellina bausei</i>	0,831
Chironomidae	<i>Pagastiella orophila</i>	0,856
Chironomidae	<i>Parakiefferiella bathophila</i>	0,858
Chironomidae	<i>Paracladopelma nigrifulum</i>	1,000

5.4. FORMULAZIONE ED UTILIZZO DELL'INDICE BQI

Dati necessari:

abbondanza relativa di ogni taxon ottenuto a partire da un campione integrato di 3-5 repliche/zona (a seconda delle dimensioni dello strumento di raccolta utilizzato) raccolto nelle zone litorale, sublitorale e profonda su substrato molle, in almeno due campagne effettuate nello stesso anno (preferibilmente alla circolazione e dopo la stratificazione estiva).

Procedura:

- 1) inserire solo le specie che sono presenti in almeno il 5% dei campioni in tutti i laghi considerati, tenendo quindi conto dei due campionamenti previsti da protocollo; in questo modo sono incluse tutte le specie di interesse ai fini della bioindicazione (Tabb. 9 e 10);
- 2) l'indice utilizzato è un indice di trofia, pertanto è stato costruito con l'obiettivo di vincolare la risposta ai fattori fisico-chimici legati alla trofia, vale a dire la percentuale di saturazione dell'ossigeno, la trasparenza (misurata tramite disco di Secchi), ed il fosforo totale.
- 3) per ogni specie trovata in una stazione di un lago calcolare il valore ottimale rispetto alle medie pesate (Ter Braak & Prentice, 1988) delle tre variabili ambientali. Come peso si utilizzano le abbondanze delle specie seguendo la formula:

$$\bar{z}_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^n y_{ij} z_{ik}}{\sum_{i=1}^n y_{ij}}$$

dove:

z_{ik} = valore della variabile ambientale k misurata in una stazione i ,

y_{ij} = abbondanza della specie j nello stessa stazione i ,

\bar{z}_{jk} = valore calcolato ottimale della variabile ambientale k per la specie j .

Le medie pesate possono essere interpretate come valori ottimali per ogni specie (Ter Braak & Prentice, 1988). Le medie pesate possono essere usate come pesi (BQIW: Benthic Quality Index Weight) da assegnare ad ogni specie per il calcolo dell'Indice di Qualità Bentonico. Allo stato attuale delle conoscenze non esistono sufficienti dati per includere i valori di tolleranza nella formula (intesa come deviazione standard rispetto all'optimum).

Disponendo di dati pluriennali per uno stesso lago, ogni anno rappresenta una serie a sé stante;

4) Le deviazioni standard pesate di ogni variabile ambientale possono essere interpretate come intervallo di tolleranza; un valore elevato indica che la specie ha valore indicatore inferiore rispetto alle specie con più ristretto valore di tolleranza. I dati finora disponibili però non sono sufficienti per interpretare sempre in tal senso i valori di tolleranza; infatti alcune specie reperite con bassa frequenza risultano avere un intervallo di tolleranza assai ristretto, ciò non significa che siano necessariamente buone indicatrici, ma solo che con pochi dati la stima del valore di tolleranza è assai soggetta ad errore.

La formula usata per il calcolo è:

$$\bar{s}_{jk} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n y_{ij} z_{ik}}{\sum_{i=1}^n y_{ij}} * (z_{ik} - \bar{z}_{jk})^2}$$

dove il significato dei simboli è lo stesso utilizzato nella formula precedente.

5) Le medie pesate sono poi essere riscalate fra 1 e 0 tramite la seguente formula:

$$\tilde{z}_{jk} = \frac{(\bar{z}_{jk} - z_{\min})}{(z_{\max} - z_{\min})} + 1$$

In questo caso k è una delle $q = 3$ variabili ambientali selezionate (percentuale di saturazione dell'ossigeno, trasparenza e fosforo totale). Il fosforo totale si presuppone diminuisca con la qualità dell'acqua, mentre la trasparenza e la percentuale di saturazione dell'ossigeno aumentano, così \tilde{z}_{jTP} viene riscalata come segue:

$$\tilde{z}_{jTP} = 1 - \tilde{z}_{jTP}$$

6) Il peso indicatore ($BQIW_j$) è ottenuto calcolando la media dei valori di \tilde{z}_{jk} riscalati secondo la formula:

$$BQIW_j = \sum_{k=1}^q \frac{\tilde{z}_{jk}}{q}$$

dove:

q = numero di variabili ambientali usate per calcolare il BQIW (3 nel caso attuale).

\tilde{z}_{jk} = valore medio riscalato della variabile ambientale k pesato per l'abbondanza della specie j .

$BQIW_j$ assume valori compresi tra 0 e 1.

7) Come ultimo punto si può calcolare il BQI_i per ogni stazione i usando i valori dei pesi $BQIW_j$ usando la formula:

$$BQI_i = \frac{\sum_j^p BQIW_j y_{ij}}{\sum_j^p y_{ij}}$$

dove:

p = numero delle specie nella stazione i

$BQIW_j$ = peso indicatore della specie j

y_{ij} = abbondanza della specie j nella stazione i

BQI_i = Indice di Qualità Bentonico della stazione i

Come si vede la formula utilizza un algoritmo che riprende algoritmi già utilizzati per il bentos (Wiederholm, 1976; 1980), con due importanti differenze:

- il numero di specie considerate è molto più alto (finora ne sono state utilizzate 65, Tab. 9 e 10)
- le specie non sono incluse solo come presenza/assenza, ma sono considerate anche le abbondanze.

Non è stata per ora inclusa nel calcolo dell'indice una misura dell'intervallo di tolleranza. Questa formulazione presuppone sempre la conoscenza di un peso indicatore per ogni taxon, ma questo peso è calcolato in un modo più complesso. Per ogni taxon oltre al peso indicatore o valenza saprobica (Zelinka & Marvan, 1961) che può essere ripartita in 5 classi, va considerata una misura del suo valore indicatore, che è massimo e pari a 5, se il taxon è presente in una sola delle 5 classi, è minimo se è ripartito in tutte. Chiamando con v_{rj} il valore indicatore del taxon j nella classe r e $BQIW_j$ il peso indicatore del taxon, l'indice BQI_i può essere così calcolato per ciascuna delle 5 classi saprobie:

$$BQI_i = \frac{\sum_{j=1}^s y_{ij} * BQIW_j * v_{r_j}}{\sum y_{ij} * v_{r_j}}$$

Anziché un valore di v_{rj} fisso con valori compresi tra 1 e 5 si utilizza per v il reciproco della media delle deviazioni standard pesate calcolate sulle 3 variabili (percentuale di saturazione

dell'ossigeno, trasparenza, fosforo totale). La ragione dell'uso del reciproco sta nel fatto che quando l'intervallo di tolleranza è più ristretto incrementa il valore indicatore del taxon.

Indice di diversità pesato

L'indice di Qualità Bentonico (BQI) non tiene conto delle abbondanze totali, ma solo delle abbondanze relative. Utilizzando le abbondanze di ciascuna specie in ogni sito campionato ed il suo peso indicatore (Ozzola *et al.*, 1992) è stato allora proposto un secondo indice che tiene conto anche delle abbondanze totali. L'indice è calcolato per ogni punto di prelievo ed è sostanzialmente un indice di diversità dove ogni specie è pesata in base alla formula:

$$H_{w_i} = \sum_{j=1}^p [(y_{ij} / \sum_{j=1}^p y_{ij}) * \log_2(y_{ij} / \sum_{j=1}^p y_{ij}) * BQIW_j]$$

dove:

p = numero delle specie nella stazione i

y_{ij} = numero di individui della specie j nella stazione i

$BQIW_j$ = peso indicatore della specie j

5.5. CONCLUSIONI

L'indice BQI è un utile strumento per la valutazione ecologica della qualità dei laghi della parte peninsulare italiana, limitatamente ai laghi naturali. Tale indice andrà in futuro validato per tutte le tipologie lacustri.

L'indice qui proposto non è, e non può essere, considerato definitivo, in quanto nuove specie con autoecologia diversa possono apparire nei laghi già studiati, o essere presenti in laghi non ancora campionati. I pesi indicatori elencati in tabella 9 e 10 dovranno quindi essere aggiornati contemporaneamente con il procedere del monitoraggio regionale. Il livello tassonomico richiesto è il più dettagliato (specie), almeno per gli Oligocheti ed i Ditteri Chironomidi, in quanto studi precedenti hanno evidenziato una grande variabilità di risposte fra specie appartenenti allo stesso genere, famiglia o classe. Aggregando le specie in unità superiori si ottengono generi che includono al loro interno sia specie tolleranti che sensibili. È necessario invece conoscere la risposta delle singole specie ai diversi fattori ambientali se si vogliono separare gli effetti di un qualsiasi tipo di inquinamento dall'effetto dei fattori naturali sulla struttura di comunità. La risoluzione tassonomica a livelli superiori a quello di specie ha infatti uno scarso potere indicatore.

A tutt'oggi la maggior parte dei testi di tassonomia utilizzabili è in inglese e riporta specie presenti a livello europeo sia in ambienti terrestri che in ambienti acquatici, questi ultimi rappresentati da

acque lotiche e lentiche. Non esistono invece guide aggiornate in lingua italiana che permettano di raggiungere tale livello tassonomico per le specie presenti in ambiente lacustre italiano. I soli testi disponibili riguardano gli Oligocheti pubblicati da Sambugar in un capitolo all'interno del volume edito da Campaioli *et al.* (1994), dove però non si considera la tassonomia delle famiglie più comuni nei laghi ed il volume di Lencioni *et al.* (2007) dedicato a larve e pupe di Ditteri Chironomidi che consente di raggiungere il livello di genere. Tale carenza verrà colmata, almeno in parte, nel prossimo futuro con la realizzazione di un volume dedicato alle specie più comuni nei laghi italiani.

5.6. BIBLIOGRAFIA

- Buraschi E., F. Salerno, C. Monguzzi, G. Barbiero & G. Tartari. 2005. Characterization of the Italian lake-types and identification of their reference sites using anthropogenic pressure factors. *Journal of Limnology*, 64: 75-84.
- Dinsmore, W.P. & E.E. Prepas. 1997. Impact of hypolimnetic oxygenation on profundal macroinvertebrates in a eutrophic lake in central Alberta. I. Changes in macroinvertebrate abundance and density. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54:2157-2169.
- EU, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*: 72 pp.
- Juget, J., M. Lafont, J. Mouthon & D. Gerdeaux. 1995. Structure des communautés benthiques et pisciaires. In: Pourriot R. & M. Meybeck (eds), *Limnologie générale*, Masson, Paris: 494-513.
- Lafont M. 2007. Interprétation de l'indice lacustre oligochètes IOBL et son intégration dans un système d'évaluation de l'état écologique. *Cemagref/MEDAD*: 18 pp.
- Lafont M., J. Juget & G. Rofes. 1991. An environmental index based on lacustrine oligochaetes. *Revue des Sciences de l'Eau*, 4 : 253-268.
- Lang C. & B. Lods-Crozet, 1997. Oligochaetes versus chironomids as indicators of trophic state in two Swiss lakes recovering from eutrophication. *Arch. Hydrobiol.* 139: 187–195.
- Lencioni V., L. Marziali & B. Rossaro. 2007. I Ditteri Chironomidi: morfologia, tassonomia, ecologia, fisiologia e zoogeografia. *Quaderni del Museo Tridentino di Scienze Naturali*, 1: 175 pp.

- Lods-Crozet B. & O. Reymond. 2006. Evolution of the deep water zoobenthos in Lake Geneva. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2005: 141-146.
- Mouthon J. 1993. Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements de mollusques. Bull. Fr. Pêche Piscic., 331: 397-406.
- Ozzola V., Peroni, A. & Rossaro, B. 1992. Procedures for biological quality assessment using macroinvertebrates. Ricerca Operativa, 61: 75-89.
- Rosenberg, D.M. & V.H. Resh (Eds). 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York: 488 pp.
- Rossaro B., A. Boggero, V. Lencioni, L. Marziali & A. Solimini. 2006. A Benthic Quality Index for Italian Lakes. Journal of Limnology, 65: 41-51.
- Rossaro B., A.C. Cardoso, A. Solimini, G. Free, L. Marziali & R. Giacchini. 2007. A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes. Ecological Indicators, 7: 412-429.
- Sambugar B. 1994. Oligocheti. In: Campaioli S., P.F. Ghetti, A. Minelli & S. Ruffo (Eds), Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane. Provincia Autonoma di Trento, Trento: 109-136.
- Ter Braak C.J.F. & I.C. Prentice. 1988. A Theory of gradient analysis. Advances in Ecological Research, 18: 271-317.
- Urbanič G., V. Petkovska & M. Pavlin. 2007. Razvoj metodologije za vrednotenje hidromorfološke spremenjenosti jezer na podlagi bentoških nevretenčarjev v skladu z zahtevami Vodne direktive (Direktiva 2000/60/ES). Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo, 39 str.
- Verneaux V., J. Verneaux, A. Schmitt, C. Lovy & J.C. Lambert. 2004. The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Châlain (French Jura) as an example. Ann. Limnol. - Int. J. Lim., 40 (1): 1-9.
- Wiederholm T. 1976. Chironomids as indicators of water quality in Swedish lakes. Naturwårdsverkets Limnologiska Undersöckningar, 10: 1-17.
- Wiederholm T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. Journal of the Water Pollution Control Federation, 52: 537-547.
- Zelinka, M. & Marvan, P. (1961). Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Arch. Hydrobiol., 57: 389-407.

APPENDICE A. Dati utilizzati

Elenco dei laghi utilizzati con i rispettivi anni di campionamento

Alserio	1967	1977	2006						
Annone Est	1967	2005							
Annone Ovest	1967	2006							
Avigliana Grande	2006								
Avigliana Piccolo	2006								
Bolsena	1968	1969	1970						
Bracciano	1968	1969	1970						
Caldaro	2006								
Caldonazzo	2005								
Candia	2006								
Canzolino	2005								
Cavedine	2006								
Comabbio	1977	2005							
Como	2007								
Endine	1973	2006							
Frassino	2006								
Garda	1970	1971	1987	2007					
Garlate	2006								
Ghirla	1977	2006							
Idro	1982	2008							
Iseo	1967	2008							
Lamar	2005								
Lases	2005								
Levico	2006								
Maggiore	1953	1954	1960	1961	1966	1967	1985	1988	2007
Mergozzo	1963	1964	1971	1972	1975	1976			
Monate	1977	2005							
Montorfano	1977	2006							
Piano	2006								
Pusiano	1967	2004	2006						
Sartirana	1977								
Segrino	1967	2005							
Sirio	2006								
Tenno	2005								
Varese	1977	2002	2003	2005					
Vico	1968	1969	1970						
Viverone	2006								