



Consiglio Nazionale delle Ricerche  
*Istituto per lo Studio degli Ecosistemi*  
*Verbania Pallanza*

---

# R E P O R T

CNR-ISE, 02.13

INDICI PER LA VALUTAZIONE DELLA  
QUALITA' ECOLOGICA DEI LAGHI

2013



# Indice

1. <i>Indice per la valutazione della qualità ecologica dei bacini artificiali mediterranei (MedPTI) a partire dalla composizione del fitoplancton</i>	5
1.1. Introduzione	7
1.2. Campo di applicazione	8
1.3. Stato dell'arte	9
1.4. Formulazione e utilizzo dell'indice MedPTI	10
1.5. Definizione delle condizioni di riferimento e dei limiti di classe attraverso la procedura di intercalibrazione	14
1.6. Conclusioni	16
1.7. Bibliografia	17
Appendice A. Dati utilizzati	18
Appendice B. Calcolo dei valori trofici e dei valori indicatori	19
Appendice C. Invasi utilizzati per l'intercalibrazione	21
2. <i>L'indice fitoplanctonico <math>PTI_{ot}</math> per la valutazione della qualità ecologica dei laghi</i>	23
2.1. Introduzione	25
2.2. Formulazione dell'Indice $PTI_{ot}$	27
2.3. Definizione dei valori di riferimento e dei limiti di classe	30
2.4. Risultati applicativi	31
2.5. Precauzioni ed indicazioni applicative	32
2.6. Conclusioni	33
2.7. Bibliografia	34
Appendice A. Frequenze di ritrovamento, valori dell'Indice Trofico e valori indicatori per le specie utilizzate per l'elaborazione dell'indice $PTI_{ot}$	35
3. <i>L'indice complessivo per il fitoplancton (ICF) per la valutazione della qualità ecologica dei laghi</i>	41
4. <i>Indice macrofitico MacroIMMI per la valutazione della qualità ecologica dei laghi</i>	45
4.1. Introduzione	47
4.2. Campo di applicazione	51
4.3. Stato dell'arte	52
4.4. Formulazione e utilizzo dell'indice	53
4.5. Conclusioni	61
4.6. Bibliografia	62
Appendice A. Protocollo di campionamento	64
Appendice B. Schede di campagna	69
Appendice C. Script R per il calcolo della matrice di Dissimilarità di B&C	73
5. <i>Indice per valutazione della qualità delle acque lacustri italiane a partire dalle diatomee epifittiche ed epilitiche (EPI-L)</i>	75
5.1. Introduzione	77
5.2. Dati utilizzati	78
5.3. Formulazione dell'indice	78
5.4. Relazione con la pressione trofica	83
5.5. Riproducibilità dell'indice	85
5.6. Scelta dei valori di riferimento	86

5.7. Scelta dei limiti di classe	86
5.8. Validazione incrociata	87
5.9. Calcolo del quoziente di qualità ecologica e normalizzazione per la formazione di un indice composito tra macrofite e diatomee	89
5.10. Prospettive	90
5.11. Bibliografia	90
Appendice A - Lista dei laghi utilizzati per la calibrazione	92
6. <i>Indice per la valutazione della qualità ecologica dei laghi italiani basato sulla comunità bentonica</i>	93
6.1. Introduzione	95
6.2. Campo di applicazione	96
6.3. Stato dell'arte	97
6.4. Formulazione ed utilizzo dell'indice BQI	101
6.5. Identificazione dei limiti di classe	108
6.6. Utilizzo dell'Indice BQIES	109
6.7. Conclusioni	110
6.8. Bibliografia	111
Appendice A. Dati utilizzati	113
7. <i>Indice per l'analisi dello stato di qualità della fauna ittica finalizzato alla valutazione dello stato ecologico dei laghi italiani: Lake Fish Index (LFI)</i>	115
7.1. Introduzione	117
7.2. Acquisizione dei dati per l'applicazione del Lake Fish Index e metodi di campionamento	119
7.3. Il Lake Fish Index	128
7.4. Sistema di classificazione e limiti di classe	131
7.5. Modalità di calcolo delle metriche e condizioni di riferimento	132
7.6. Bibliografia	137
8. <i>Parametri idromorfologici per la valutazione delle pressioni e degli impatti</i>	139
8.1. Introduzione	141
8.2. Campo di applicazione	142
8.3. Stato dell'arte	142
8.4. Parametri idromorfologici, formulazione e utilizzo degli indici	144
8.5. Definizione delle condizioni di riferimento	170
8.6. Conclusioni	171
8.7. Bibliografia	171
Appendice A. LHS Scheda applicative	s.n.
Appendice B. LHS Chiave applicativa	s.n.

***1. Indice per la valutazione della qualità ecologica  
dei bacini artificiali mediterranei (MedPTI)  
a partire dalla composizione del fitoplancton***

**Aldo Marchetto<sup>1\*</sup>, Antonella Lugliè<sup>2</sup>, Bachisio M. Padedda<sup>2</sup>, Maria A. Mariani<sup>2</sup>, Nicola Sechi<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>*Istituto per lo Studio degli Ecosistemi-CNR, Verbania-Pallanza*

<sup>2</sup>*Università degli Studi di Sassari, Dipartimento di Botanica ed Ecologia Vegetale, Sassari*

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

### **Ringraziamenti**

*Un particolare ringraziamento va ai colleghi che hanno fornito il loro contributo in termini di suggerimenti, consigli e dati, Fabio Buzzi, Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente della Lombardia e Nico Salmaso, Istituto Agrario San Michele all'Adige (TN).*

## 1.1. Introduzione

Secondo la Direttiva 2000/60/CE (WFD, Water Framework Directive), 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 assunto nel sito in esame con quello di un sito di riferimento, attraverso il calcolo di un quoziente di qualità ecologica (Ecological quality ratio, EQR).

L'allegato 5, punto 1.4.1., stabilisce che *"per ciascuna categoria di acque superficiali, ogni Stato membro suddivide la gamma dei rapporti di qualità ecologica nel sistema di monitoraggio in cinque classi, che spaziano dallo stato ecologico elevato a quello cattivo, come definito al punto 1.2, assegnando un valore numerico a ciascuna delimitazione tra le classi. Il valore corrispondente alla delimitazione tra stato "elevato" e "buono" e quello tra stato "buono" e "sufficiente" sono fissati mediante l'operazione di intercalibrazione descritta in appresso"*.

I criteri per svolgere la procedura di intercalibrazione sono stati stabiliti in una riunione del gruppo di lavoro "Expert Drafting Group on Lakes" tenuta ad Ispra (VA) il 9-11 aprile 2002 a cui hanno partecipato Jim Bowman (Irlanda), Pertti Heinonen (Finlandia), Jose Ortiz-Casas (Spagna), Jochen Schaumburg (Germania), Geoff Phillips (Regno Unito), Anne-Lyche Solheim (Norvegia). In quest'ambito è stato deciso di svolgere un primo esercizio di intercalibrazione utilizzando il parametro biologico per cui sono disponibili le migliori informazioni ecologiche e per il quale il maggior numero di Paesi Europei dispone di un indice per la valutazione della qualità ecologica delle acque.

Per i laghi e gli invasi, i parametri biologici considerati sono stati la biomassa e la composizione del fitoplancton, considerando come pressioni antropiche significative l'eutrofizzazione e, limitatamente ai paesi nordici, l'acidificazione.

I laghi e gli invasi italiani sono stati compresi in due Gruppi Geografici di Intercalibrazione (GIG), denominati "Alpi" e "Mediterraneo".

Il secondo comprende i seguenti Paesi: Italia, Spagna, Portogallo, Francia, Romania, Bulgaria, Cipro e Grecia. In questo GIG, l'intercalibrazione ha riguardato due categorie di invasi:

- 1) bacini artificiali di profondità media superiore a 15 m, giacenti a quota inferiore ad 800 m s.l.m. su substrato calcareo, e dotati quindi di alcalinità superiore ad un meq l<sup>-1</sup>. Questa tipologia, denominata "LM5/7" corrisponde al tipo 22 o ME-4 della tipologia italiana;

2) bacini artificiali di profondità media superiore a 15 m, giacenti a quota inferiore ad 800 m s.l.m. su substrato siliceo, e dotati quindi di alcalinità inferiore ad un meq l<sup>-1</sup>. Questa tipologia, denominata "LM8" corrisponde al tipo 23 o ME-5 della tipologia italiana.

Durante lo svolgimento dell'esercizio è apparso evidente che nessuno dei Paesi mediterranei dispone di una metodologia per la valutazione della qualità ecologica degli invasi a partire dalla composizione del fitoplancton.

Per questa ragione è stata organizzata una campagna di campionamento ed analisi, al fine di ottenere informazioni sufficienti alla valutazione del possibile utilizzo di un certo numero di indici disponibili in letteratura.

Per l'Italia sono stati utilizzati dati raccolti dal Dipartimento di Botanica ed Ecologia Vegetale dell'Università degli Studi di Sassari in diverse campagne limnologiche che hanno riguardato trenta bacini artificiali sardi (Sechi, 1986; Sechi & Luglio 1992, 1996).

Grazie a questa imponente massa di dati, è stato possibile porre in evidenza che nessuno degli indici proposti (Barbe, Brettum e Catalàn) permetteva di valutare correttamente la qualità ecologica dei bacini artificiali mediterranei italiani. Si è quindi deciso di sviluppare un indice specifico, sulla base dell'indice PTI (Phytoplankton Trophic Index) proposto da Salmaso *et al.* (2006) per i laghi dell'ecoregione alpina.

L'indice qui proposto è stato sottoposto alla procedura di intercalibrazione, per ottenere i valori dell'indice corrispondenti alle condizioni di riferimento e ai limiti tra le classi di qualità e quindi il rispettivo EQR.

## **1.2. Campo di applicazione**

L'indice elaborato è stato calibrato ed è utilizzabile per valutare la qualità ecologica, riferita agli effetti dell'eutrofizzazione, della seguente tipologia di corpi idrici lacustri:

- invasi collocati a quota inferiore ad 800 m s.l.m. nell'Italia peninsulare ed insulare ad una latitudine inferiore a 44° Nord, aventi una profondità media superiore a 15 m, ed una conducibilità elettrica inferiore a 2,5 mS cm<sup>-1</sup>. Questi corrispondono ai tipi 22 e 23 della tipologia italiana estesa, ME-4 e ME-5 della tipologia italiana semplificata e ai tipi L-M5, L-M7 e L-M8 definiti per l'esercizio di intercalibrazione nell'ambito della procedura di attuazione della Direttiva 2000/60/CE.



Non è esclusa la possibilità di utilizzare lo stesso indice per altri siti di acqua dolce dell'ecoregione Mediterranea, mentre non se ne prevede l'utilizzo per i siti salmastri e mesosalini, con conducibilità superiore alla soglia indicata, che ospitano una flora algale differente.

Per poter applicare l'indice è necessario che almeno il 70% del biovolume algale totale su base annua sia rappresentato dalla sommatoria della biomassa di specie rientranti nell'elenco della tabella 1.

Si ritiene infine opportuna una ricalibrazione dell'indice quando saranno disponibili i dati di monitoraggio estesi a tutto il territorio nazionale.

### **1.3. Stato dell'arte**

Nell'ambito dell'esercizio di intercalibrazione è stato possibile valutare quali indici siano utilizzati nei diversi Paesi europei per la valutazione della qualità ecologica delle acque a partire dal fitoplancton.

Esistono due tipologie generali di indici:

1) indici basati sulle esigenze trofiche di ogni specie:

per costruire questi indici viene valutata la frequenza del ritrovamento di ciascuna specie in acque a trofia differente, assegnando quindi ad ognuna di esse un valore trofico ed in alcuni casi anche un valore indicatore, che esprime quanto sia probabile trovare quella specie in ambienti diversi da quelli che corrispondono al suo valore trofico. La valutazione viene sempre ottenuta a partire da dati di campagna.

Avendo a disposizione una lista di specie con il loro valore trofico e il loro valore indicatore, diviene possibile stimare un indice per ciascun lago, come media dei valori trofici delle singole specie che lo popolano, ponderata sul biovolume delle specie (ed eventualmente sul valore indicatore).

Indici di questo tipo, ma denominati in modo diverso, sono utilizzati in Austria (Brettum index), Germania (PTSI), Regno Unito, Svezia (TPI) oltre al già citato PTI index proposto per i laghi profondi italiani da Salmaso *et al.* (2006).

La maggior parte di tali indici calcola il valore trofico e il valore indicatore di ogni specie a partire da un certo numero di laghi (calibration data set) attraverso il metodo delle medie

ponderate (ter Braak, 1987; Marchetto, 1994) o attraverso il punteggio ottenuto da ogni specie lungo l'asse che rappresenta la trofia in un ordinamento vincolato (Salmaso *et al.*, 2006). Fa eccezione l'indice di Brettum che utilizza la percentuale di frequenza di ritrovamento di ciascuna specie in laghi di 5 classi trofiche definite arbitrariamente (Brettum, 1989; Brettum & Anderson, 2005; Dokulil & Teubner, 2006). Numericamente più complesso, questo indice risulta però sostanzialmente simile agli altri.

In Olanda viene utilizzato un indice creato assegnando un valore trofico alle sole specie che formano fioriture algali, attribuendo poi al lago il punteggio relativo alla specie che fiorisce in acque a trofia più elevata.

2) indici basati sulla percentuale di biovolume di un gruppo algale, o sul rapporto tra i biovolumi totali di due gruppi algali o di due insiemi di gruppi algali:

questi indici, più semplici, permettono la valutazione della qualità delle acque anche in presenza di un minor livello di definizione tassonomica. Tuttavia essi sono meno precisi, in quanto in ciascun gruppo algale sono presenti specie con esigenze ecologiche molto diverse.

Indici di questo tipo sono utilizzati in Germania (unitamente al PTSI), in Svezia (unitamente al TPI) e in Spagna (indice di Catalàn, Agència Catalana de l'Aigua, 2003).

L'indice di Catalàn, calibrato sui bacini artificiali della Regione Autonoma della Catalogna, è stato proposto per l'intercalibrazione nel GIG Mediterraneo. Tuttavia, è parso evidente come tale indice non rispecchi la risposta delle alghe al gradiente trofico negli invasi italiani dai noi valutati (Marchetto *et al.*, 2006).

Pertanto, si è deciso di formulare un indice specifico per gli invasi mediterranei italiani, e di sottoporlo alla procedura di intercalibrazione.

#### **1.4. Formulazione e utilizzo dell'Indice MedPTI**

L'indice MedPTI è stato costruito utilizzando il metodo delle medie ponderate a partire dai dati elencati in appendice A, secondo le modalità descritte nell'appendice B.

I dati necessari per calcolare l'indice per un invaso di tipo 22 o 23 (ME-4 o ME-5) della tipologia italiana sono: biovolumi medi annui delle specie algali presenti in almeno 4 campioni mensili di fitoplancton prelevato come campione integrato sulla colonna d'acqua per tutto lo spessore dello strato fotico, stimato dalla superficie a 2,5 volte la profondità di scomparsa del disco di Secchi.

A partire dal biovolume medio annuo ( $b_k$ ) di ogni k-esimo taxon presente nel campione, si calcoli la percentuale di biovolume ( $p_k$ ) rappresentata da tale taxon sull'insieme di  $n$  taxa:

$$p_k = \frac{b_k}{\sum_{k=1}^n b_k} \cdot 100$$

Si ricavi poi dalla tabella 1 il valore trofico ( $t_k$ ) e il valore indicatore ( $i_k$ ) di ciascuna specie, e si ottenga il valore dell'indice MedPTI per quell'invaso:

$$MedPTI = \frac{\sum_{k=1}^n p_k \cdot t_k \cdot i_k}{\sum_{k=1}^n p_k \cdot i_k}$$

Si verifichi infine che la somma dei biovolumi utilizzati raggiunga almeno il 70% del totale. In caso contrario l'indice non è utilizzabile per quel sito.

In funzione di ulteriori dati, la tabella 1 potrà essere aggiornata con un numero maggiore di specie.

Tab. 1. Lista dei valori trofici (t) e dei valori indicatori (i) per i taxa utilizzati nel MedPTI.

<b>Specie</b>	<b>v</b>	<b>i</b>
<i>Komma caudata</i> (L. Geitler) D.R.A. Hill	1.11	25.04
<i>Anabaena spiroides</i> Klebahn	1.16	30.41
<i>Stephanodiscus</i> spp.		
<i>S. hantzschii</i> Grunow	1.30	42.25
<i>Stephanodiscus</i> spp.		
<i>Microcystis flos-aquae</i> (Wittrock) Kirchner	1.38	41.36
<i>Oocystis</i> spp.	1.39	13.12
<i>Closterium</i> spp.	1.42	25.57
<i>Microcystis</i> spp.	1.58	43.82
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing,	1.64	41.71
<i>Closterium gracile</i> Brébisson ex Ralfs	1.72	14.24
<i>Anabaena planctonica</i> Brunthaler	1.76	24.32
<i>Coelastrum</i> spp.		
<i>C. microporum</i> Nägeli		
<i>C. pseudomicroporum</i> Korshikov	1.78	12.37
<i>C. reticulatum</i> (P.A. Dangeard) Senn		
<i>Coelastrum</i> spp.		
<i>Woronichinia</i> spp.		
<i>W. naegeliana</i> (Unger) Elenkin	1.95	10.77
<i>Woronichinia</i> spp.		
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (Linnaeus) Ralfs ex Bornet & Flahault	2.1	31.46
<i>Aulacoseira</i> cf. <i>distans</i> (Ehrenberg) Simonsen	2.23	34.78
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen	2.41	28.86
<i>Cryptomonas</i> spp.	2.49	14.34
<i>Oscillatoria tenuis</i> C. Agardh	2.51	12.07
<i>Closterium aciculare</i> T. West	2.53	27.22
<i>Trachelomonas</i> spp.	2.55	6.74
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F. Müller) Dujardin	2.58	15.19
<i>Cyclotella</i> spp.		
<i>C. atomus</i> Hustedt		
<i>C. meneghiniana</i> Kützing	2.58	9.88
<i>C. radiosa</i> (Grunow) Lemmermann		
<i>C. stelligera</i> Cleve & Grunow		
<i>Cyclotella</i> spp.		
<i>Plagioselmis lacustris</i> (Pascher et Ruttner) Javornický	2.66	39.58
<i>Anabaena</i> spp.		
<i>A. flos-aquae</i> Bréb. Ex Born. Et Flah	2.72	26.56
<i>Anabaena</i> spp.		
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Braun) Hansgirg	2.75	83.86
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	2.76	8.03
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	2.82	13.87
<i>Gomphosphaeria aponina</i> Kützing	2.84	16.71
<i>Scenedesmus</i> spp.		
<i>S. acutus</i> Meyen		
<i>S. linearis</i> Komárek	2.91	11.25
<i>S. quadricauda</i> Chodat		
<i>Scenedesmus</i> spp.		

Tab. 1. Segue.

Specie	v	i
<i>Staurastrum</i> spp.	2.94	28.16
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	2.95	12.09
<i>Aulacoseira</i> spp.		
<i>A. granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O.F. Müller) Simonsen	3.08	41.76
<i>Aulacoseira</i> spp.		
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs ex Ralfs	3.1	18.08
<i>Gymnodinium</i> spp.		
<i>G. uberrimum</i> (G.J. Allman) Kofoid & Swezy	3.14	210.67
<i>Gymnodinium</i> spp.		
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	3.21	16.37
<i>Fragilaria</i> spp.		
<i>F. brevistriata</i> Grunow		
<i>F. capucina</i> Desmazières		
<i>F. construens</i> (Ehrenberg) Grunow		
<i>F. dilatata</i> (Brébisson) Lange-Bertalot		
<i>F. fasciculata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot	3.35	37.33
<i>F. nanana</i> Lange-Bertalot		
<i>F. tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot		
<i>F. ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot		
<i>F. vaucheriae</i> (Kützing) J.B. Petersen		
<i>Fragilaria</i> spp.		
<i>Planktothrix rubescens</i> (De Candolle ex Gomont) Anagnostidis & Komárek	3.36	270.38
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	3.37	19.81
<i>Chlorella</i> spp.	3.39	17.24
<i>Volvox</i> spp.		
<i>V. aureus</i> Ehrenberg	3.4	43.91
<i>Volvox</i> spp.		
<i>Peridinium</i> spp.	3.43	27.32
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	3.49	23.23
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	3.5	42.84
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	3.68	11.12
<i>Sphaerocystis</i> spp.		
<i>S. planctonica</i> (Korshikov) Bourelly	3.69	25.86
<i>Sphaerocystis</i> spp.		

### 1.5. Definizione delle condizioni di riferimento e dei limiti di classe attraverso la procedura di intercalibrazione

Per poter utilizzare l'indice per la classificazione, è necessario disporre dei valori di riferimento e dei limiti di classe. Non disponendo di siti di riferimento designati ufficialmente, le condizioni di riferimento sono state ricavate dai valori di MedPTI calcolati per gli invasi in migliori condizioni trofiche, nei quali l'indice varia tra 3,11 e 3,35. Il valore mediano 3,2 è stato scelto come valore di riferimento e confrontato in seguito con i risultati dell'intercalibrazione.

Il limite tra la classe di qualità "buona" e "moderata" (o "sufficiente") rappresenta il punto al di là del quale si ha una differenza significativa nelle comunità algali rispetto alle condizioni di riferimento. In questo caso si è scelto un valore che rappresenta nella variazione dell'indice lungo il gradiente trofico. In particolare il valore di 2,45 separa nettamente un gruppo di ambienti con TP inferiore a  $40 \mu\text{g L}^{-1}$  da un gruppo più numeroso con TP superiore a tale valore (Fig. 1), indicando che a questo livello trofico si ha una variazione nella composizione delle comunità algali. Anche questo limite di classe è stato confrontato con i risultati dell'intercalibrazione organizzata nell'ambito delle procedure di recepimento della WFD.

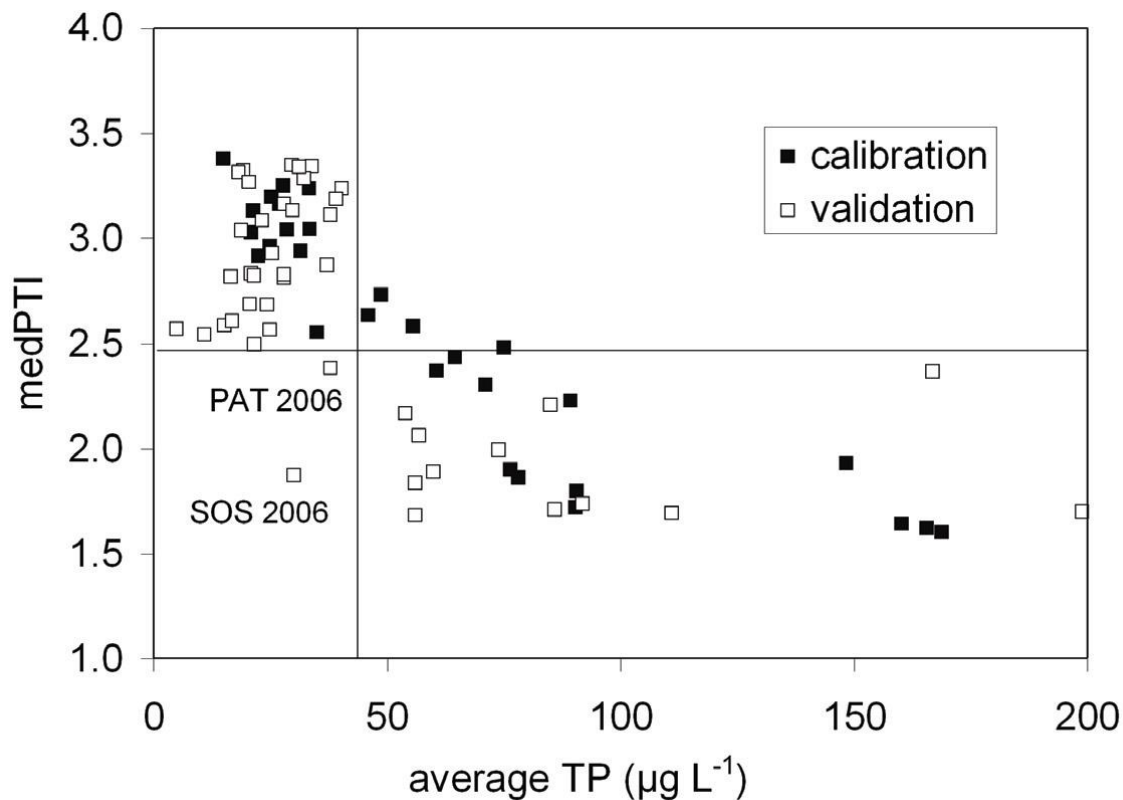


Fig. 1. Relazione tra l'indice trofico MedPTI e la concentrazione media di fosforo totale negli invasi utilizzati per la calibrazione

Per la definizione degli altri limiti di classe, non disponendo di altri dati di supporto, si propone di utilizzare la tecnica delle ampiezze costanti delle classi (equal intervals). Di conseguenza, i limiti di classe e i relativi EQR divengono:

MedPTI = 2.77, EQR = 0.89 per il limite "high" – "good", valido solo per i laghi naturali

MedPTI = 2.45, EQR = 0.79 per il limite "good" – "moderate"

MedPTI = 2.13, EQR = 0.69 per il limite "moderate" - "bad"

MedPTI = 1.81, EQR = 0.59 per il limite "bad" – "poor"

Il limite di classe più importante, quello tra le classi di qualità "good" e "moderate", separa effettivamente gli invasi in due gruppi ben differenziati di ambienti oligo-mesotrofi ed eutrofi: nella figura 1 si vede la buona risposta dell'indice MedPTI al gradiente trofico, rappresentato dalla concentrazione di fosforo totale. La linea orizzontale rappresenta il limite tra le classi di qualità "buona" e "moderata" e separa i due insiemi di invasi a trofia medio-bassa ed elevata. Gli invasi che mostrano un MedPTI maggiore della soglia hanno tutti concentrazioni di fosforo al di sopra di 40  $\mu\text{g l}^{-1}$ .

Per quanto riguarda l'esercizio di inetrcalibrazione, nell'ambito dei Paesi del Bacino Mediterraneo, sono stati individuati un certo numero di siti di riferimento e di siti al limite tra le classi di qualità "good" e "moderate" ed è stato verificato che i sistemi di classificazione in uso nei diversi Paesi fornissero risultati coerenti tra loro.

La definizione dei siti di riferimento si è basata sulla verifica dell'assenza o presenza trascurabile di fonti di inquinamento, mentre la collocazione al limite di classe è stata valutata a partire dalla legislazione vigente nei diversi Paesi partecipanti all'esercizio. Per i dettagli della procedura di selezione e di approvazione dei siti si rimanda ai documenti tecnici preparati dal Gruppo di Lavoro ECOSTAT/IC (EU 2003a, b).

Per l'Ecoregione Mediterranea sono stati individuati sia un certo numero di siti di riferimento che dei siti collocati al limite tra le classi "good" e "moderate". Non per tutti erano però disponibili informazioni sui biovolumi di fitoplancton. Queste informazioni erano disponibili per 3 siti di riferimento (nessuno in Italia), e 14 siti collocati al limite di classe, dei quali tre in Italia (Mulargia, Medio Fluemndosa e Sos Canales, tutti invasi della Sardegna).

In questi invasi è stata effettuata una campagna di campionamento ed analisi del fitoplancton con metodi armonizzati, con 4 prelievi a frequenza mensile nell'estate del 2005. I risultati della

campagna sono stati utilizzati per calcolare per ciascuno di tali siti l'indice MedPTI. I valori risultanti sono riportati nell'appendice C.

Seguendo le indicazioni del GIG Mediterraneo, il valore di riferimento per l'indice MedPTI è stato individuato nel valore mediano dell'indice per i siti di riferimento. Tale valore risulta pari a 3,13, non molto diverso dal valore di 3,2 qui proposto.

Sempre in base alle indicazioni del GIG, il limite tra le classi "good" e "moderate" è stato assunto pari al 5° percentile dei valori dei siti considerati al limite di classe, ed è risultato pari a 2.39, anche in questo caso prossimo al valore di 2,45 da noi proposto. Il relativo Rapporto di Qualità Ecologica EQR risulta quindi pari a 0,76 per i risultati dell'intercalibrazione e a 0,79 per quelli da noi proposti.

## **1.6. Conclusioni**

L'indice MedPTI risponde alla necessità di avere uno strumento per la valutazione ecologica della qualità degli invasi della parte peninsulare ed insulare dell'Italia, limitatamente alle tipologie ME-4 e ME-5, e soddisfa quella di partecipare all'esercizio di intercalibrazione per definire le condizioni di riferimento e i limiti di classe.

Per le altre tipologie lacustri, sarà necessario sviluppare indici simili, e si consiglia di seguire strettamente il protocollo di definizione dell'indice descritto nell'Appendice B, in modo da avere indici confrontabili.

Questa definizione dell'indice non è, e non può essere, tuttavia definitiva, in quanto altre specie con esigenze ecologiche diverse possono apparire negli invasi mediterranei, o essere presenti in altri invasi non ancora esaminati. Pertanto la lista dei valori trofici e dei valori indicatori riportata nella tabella 1 andrà opportunamente aggiornata, anche in funzione dei dati generati dalle campagne di monitoraggio.

E' importante sottolineare che, trattandosi di un indice basato sulle specie, viene richiesto tale livello di determinazione tassonomica. Al momento, non esistono guide in italiano che consentano questa risoluzione, pur esistendo una consolidata bibliografia prevalentemente in tedesco, e in parte in inglese e francese. Ci sembra quindi rilevante segnalare questa carenza, e la necessità di prevedere a breve termine la stesura di guide di determinazione per le alghe delle acque italiane.



## 1.7. Bibliografia

- Agència Catalana de l'Aigua. 2003. *Caracterització Catalana propostes d'estudi dels embassaments catalans segons la Directiva 2000/60/CE del Parlament Europeu*. 212 pp.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikatorer på Vannkvalitet i norske innsjøer Planteplankton. NIVA. Blindern, Oslo.
- Brettum, P., and Anderson, T., 2005. *The use of phytoplankton as indicators of water quality*. NIVA Report O-20032, 203 pp.
- Dokulil, M.T. & Teubner, K. 2006. Bewertung der Phytoplanktonstruktur stehender Gewässer gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Der modifizierte Brettum-Index. - Dt. Ges. Limnol. (DGL), Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), 356-360, Werder 2006.
- EU WG 2.3 Refcond (2003a): *Guidance document no 10. River and lakes – Typology, reference conditions and classification systems. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)*. Luxemburg.
- EU WG 2.5 Intercalibration (2003b): *Guidance document no 6. Towards a guidance on establishment of the intercalibration network and the process on the intercalibration exercise. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)*. Luxemburg
- Marchetto, A. 1994. Rescaling species optima obtained by weighted averaging. *J. Paleolimnol.*, 12: 155-162.
- Marchetto, A., Buzzi, F., Lugliè, A., Padedda, B., Mariani, M.A., Buscarinu, P. & Sechi, N. 2006. Confronto Tra Indici Di Qualita' Lacustre Basati Sul Fitoplancton Per L'applicazione Della Direttiva Quadro Europea Sulle Acque. *Atti XVII Congresso AIOL*, Napoli, 3-7 luglio 2006.
- Salmaso, N., Morabito, G., Buzzi, F., Garibaldi, L., Simona, M. and Mosello, R. 2006. Phytoplankton as an indicator of the water quality of the deep lakes south of the Alps. *Hydrobiologia*, 563: 167-187
- Sechi, N. 1986. Il problema dell'eutrofizzazione dei laghi. La situazione trofica degli invasi della Sardegna. *Boll. Soc. Sarda Sci. Nat.*, 25: 49-62.
- Sechi, N., and Lugliè, A. 1992. Limnological studies on man-made lakes in Sardinia (Italy). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 50: 365-381.
- Sechi, N., and Lugliè, A. 1996. Phytoplankton in Sardinian reservoirs. *Giornale Botanico Italiano*, 130 (4-5-6): 977-994.
- ter Braak, C.J.F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69:69-77.

## Appendice A. Dati utilizzati

Elenco degli invasi utilizzati e con i rispettivi anni di campionamento e analisi

Alto Flumendosa	1994	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
Bau Pressiu	1994								
Benzone	1994								
Bidighinzu	1994								
Bunnari Alta	1994								
Casteldoria	1994								
Cedrino	1994								
Cixerri	1994								
Coghinas	1994								
Corongiu II	1994								
Corongiu III	1994								
Cucchinadorza	1994								
Cuga	1994								
Flumineddu	1994								
Gusana	1994								
Is Barrocos	1994								
Leni	1994								
Liscia	1994								
Medio Flumendosa	1994	1986	1987	1988	1989	1990			
Medau Zirimilis	1994								
Monte Pranu	1994								
MonteleoneRoccadoria	1994								
Monteponi	1994								
Mulargia	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
	1994	1995	1996	1997	1998	1999			
Omodeo	1994								
Posada	1994								
Punta Gennarta	1994								
Santa Lucia	1994								
Sos Canales	1994	1991	1992	1993					
Surigheddu	1994								
Torrei	1994								

## Appendice B. Calcolo dei valori trofici e dei valori indicatori

### Dati necessari:

biovolume di ogni taxon ottenuto a partire da un campione integrato lungo la colonna d'acqua per tutto lo strato fotico (2,5 volte la profondità di scomparsa del disco di Secchi), in almeno quattro campagne effettuate durante lo stesso anno (preferibilmente in estate).

### Procedura:

- 1) calcolare il biovolume medio annuo ( $b_{k,j}$ ) per ogni  $k$ -esima di  $n$  specie in ciascun  $j$ -esimo di  $m$  invasi. Disponendo di dati pluriennali per uno stesso invaso, ogni anno si configura come una serie a sé stante, incrementando quindi il valore di  $m$ ;
- 2) calcolare il logaritmo del valore medio annuo della concentrazione di fosforo totale nella colonna d'acqua ( $L_j$ ), ottenuto attraverso una media ponderata sugli spessori degli strati d'acqua in relazione ai livelli di prelievo oppure misurato direttamente su campioni integrati. Nel caso dei laghi naturali, stratificati durante la stagione estiva, è più opportuno utilizzare la concentrazione misurata nel solo strato trofico. Nel caso dei bacini artificiali è stato utilizzato il valore complessivo in quanto la stratificazione è spesso disturbata dalla presa d'acqua e dalle variazioni di livello
- 3) calcolare per ogni  $j$ -esimo campione annuale il biovolume medio percentuale di ogni  $k$ -esima specie, secondo la relazione:

$$P_{k,j} = \frac{b_{k,j}}{\sum_{k=1}^n b_{k,j}} \cdot 100$$

- 4) eliminare le specie che non raggiungono l'1% in almeno 3 dei campioni considerati. Se si tratta di più specie dello stesso genere, sommarle tra loro per avere un valore relativo al genere, e verificare se questa somma raggiunga eventualmente l'1% in almeno 3 dei campioni annuali;
- 5) terminata la selezione iterativa delle specie, eliminare i campioni per i quali le specie selezionate non rappresentino almeno il 70% del biovolume totale;
- 6) calcolare il valore trofico della  $k$ -esima specie ( $v'_k$ ) secondo la relazione:

$$v'_k = \frac{\sum_{j=1}^m p_{k,j} \cdot L_j}{\sum_{j=1}^m p_{k,j}}$$

7) calcolare per ogni campione e per ogni specie la differenza quadratica ( $D_{k,j}$ ) tra il valore trofico della specie ( $v'_k$ ) e il valore logaritmico della concentrazione di fosforo ( $L_j$ ):

$$D_{k,j} = (v'_k - L_j)^2$$

8) il valore indicatore  $i_k$  è dato dall'inverso della media delle differenze quadratiche così calcolate, ponderata sui biovolumi:

$$i_k = \frac{\sum_{j=1}^m p_{k,j}}{\sum_{j=1}^m p_{k,j} \cdot D_{k,j}}$$

Questa formulazione del valore indicatore, pari all'inverso del quadrato della tolleranza, è stata scelta per semplificare i calcoli successivi per la determinazione dell'indice per ogni singolo invaso.

9) Scalare linearmente i valori ottenuti moltiplicandoli per 3,5 e sottraendoli da 8,5. Questa trasformazione, del tutto arbitraria, permette di ottenere dei valori di MedPTI distribuiti approssimativamente tra 1,5 e 3,5:

$$L_j = 8,5 - 3,5 v'_i$$

## Appendice C. Invasi utilizzati per l'intercalibrazione

### SITI AL LIMITE TRA LE CLASSI "GOOD" E "MODERATE"

Invaso	Paese	MedPTI
Kouris	Cipro	3,20
Asprokremmos	Cipro	3,24
Negratin	Spagna	3,27
Guadalest	Spagna	3,13
Talarn	Spagna	2,68
Izvorul Montelui	Romania	2,69
Aldeavilla	Spagna	2,66
Medio Flumendosa	Italia	2,63
Mulargia	Italia	2,61
Guadalmellato	Spagna	2,60
Pàlmaces	Spagna	2,35
Sos Canales	Italia	2,41
Maranhao	Portogallo	2,44
Yeguas	Spagna	2,73
	<b>5° percentile:</b>	<b>2.39</b>

### SITI DI RIFERIMENTO

Invaso	Paese	MedPTI
Sacele	Romania	3.19
Castelo de Bode	Portogallo	2.11
Salime	Spagna	2.21
Lefkara	Cipro	3.13
Arenós	Spagna	2.20
Eugui	Spagna	2.99
	<b>Valore mediano:</b>	<b>3.13</b>



## ***2. L'indice fitoplanctonico $PTI_{ot}$ per la valutazione della qualità ecologica dei laghi***

**Fabio Buzzi<sup>1\*</sup>, Giuseppe Morabito<sup>2</sup>, Aldo Marchetto<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>*ARPA Lombardia,*

<sup>2</sup>*Istituto per lo Studio degli Ecosistemi-CNR, Verbania-Pallanza*

*\* Autore per la corrispondenza (F.BUZZI@arpalombardia.it)*

### **Ringraziamenti**

*Si ringraziano gli Enti ed i colleghi che hanno contribuito fornendo i dati sui laghi italiani necessari per l'elaborazione dell'indice e la sua calibrazione: ARPA Lombardia (A. Dalmiglio, C. Agostinelli, E. Bettoni, E. Carena, A. Castiglioni, R. Caroni, P. Montanari), Università degli Studi di Milano – Bicocca, Dipartimento Scienze Ambiente e Territorio (L. Garibaldi), APPA Bolzano (B. Thaler).*

*Un ringraziamento particolare va a Nico Salmaso (Istituto Agrario S. Michele all'Adige, Fondazione E. Mach) per le osservazioni ed i suggerimenti nella fase di elaborazione dell'indice.*



## 2.1. Introduzione

La Direttiva 2000/60/CE (WFD, Water Framework Directive), stabilisce che la valutazione della qualità ecologica dei corpi idrici deve essere effettuata mediante l'utilizzo di indici biologici, confrontando il valore assunto nel sito in esame con quello di un sito di riferimento, attraverso il calcolo di un quoziente di qualità ecologica (Ecological quality ratio, EQR).

L'allegato 5, punto 1.4.1., stabilisce che *"per ciascuna categoria di acque superficiali, ogni Stato membro suddivide la gamma dei rapporti di qualità ecologica nel sistema di monitoraggio in cinque classi, che spaziano dallo stato ecologico elevato a quello cattivo, come definito al punto 1.2, assegnando un valore numerico a ciascuna delimitazione tra le classi. Il valore corrispondente alla delimitazione tra stato "elevato" e "buono" e quello tra stato "buono" e "sufficiente" sono fissati mediante l'operazione di intercalibrazione descritta in appresso"*.

I criteri per svolgere la procedura di intercalibrazione sono stati stabiliti da un gruppo di lavoro internazionale, denominato "Expert Drafting Group on Lakes". In quest'ambito è stato deciso di svolgere un primo esercizio di intercalibrazione utilizzando il parametro biologico per cui sono disponibili le migliori informazioni ecologiche e per il quale il maggior numero di Paesi Europei dispone di un indice per la valutazione della qualità ecologica delle acque.

Considerando l'eutrofizzazione come la pressione più significativa sugli ecosistemi lacustri, in relazione alle attività umane, la scelta del fitoplancton come indicatore di qualità sembrava la più adatta, in quanto le alghe planctoniche rispondono in tempi brevi ad un arricchimento in nutrienti, attraverso alterazioni della biomassa complessiva e della composizione specifica. Il primo a notare che ambienti lacustri con un diverso contenuto di nutrienti ospitavano comunità fitoplanctoniche differenti fu Naumann (1919), il quale aveva individuato quelle che lui stesso definì oligotrophic ed eutrophic plankton formations.

In linea generale, studi effettuati in ambienti lacustri delle fasce climatiche temperata e subtropicale ci dicono che il peggioramento della qualità delle acque in termini di trofia lacustre coincide con una riduzione percentuale del gruppo delle crisoficee ed un aumento dei cianobatteri. Questa osservazione costituisce la base scientifica più semplice per definire indici di qualità basati sui rapporti tra i numeri di unità tassonomiche appartenenti a classi algali diverse: su questo presupposto furono sviluppati, nella seconda metà degli anni '40, i primi indici biotici fitoplanctonici (Thunmark, 1945; Nygaard, 1949), che si proponevano di dare anche un valore quantitativo alle differenze osservate lungo un gradiente trofico.

Il limite principale di questi indici è che sono troppo generici e non tengono conto del fatto che una

classe o un ordine possono includere specie con esigenze ecologiche opposte.

Un'evoluzione di questo tipo di classificazione venne dagli studi di Hutchinson (1967), che sviluppò il primo schema di associazioni fitoplanctoniche, basato sulle preferenze trofiche, con una suddivisione degli organismi che arrivava, in molti casi, fino alla specie.

L'evoluzione delle associazioni di Hutchinson si può individuare nello schema dei gruppi funzionali di Reynolds, la cui versione più recente (Reynolds *et al.*, 2002) individua delle associazioni algali ben codificate, che riuniscono organismi con proprietà morfologiche e funzionali simili, naturalmente legate alle rispettive preferenze ecologiche. Poiché la dominanza di questi organismi è condizionata dall'occorrenza di uno spettro preciso di condizioni trofiche, essi possono svolgere la funzione di indicatori della qualità ecologica di un ambiente lacustre, sebbene Reynolds non abbia mai assegnato la funzione di indice ecologico al suo modello di classificazione.

La Direttiva 2000/60, tuttavia, impone l'esigenza di adottare degli indici quantitativi, di semplice utilizzo e che siano compatibili con la necessità di avere una valutazione di qualità oggettiva, riferita ad una precisa scala di qualità, in cui i limiti di classe vanno identificati in modo univoco e dove, ad un passaggio da un livello a quello vicino, corrisponda un cambiamento di composizione specifica.

In questa ottica, gli Stati Membri dell'Unione Europea hanno sviluppato diversi indici di qualità basati sul fitoplancton. Questi indici sono, essenzialmente, ascrivibili a due categorie generali:

1) indici basati sulle esigenze trofiche di ogni specie:

per costruire questi indici viene valutata la frequenza del ritrovamento di ciascuna specie in acque a trofia differente, assegnando quindi ad ognuna di esse un valore trofico ed in alcuni casi anche un valore indicatore, che esprime quanto sia probabile trovare quella specie in ambienti diversi da quelli che corrispondono al suo valore trofico.

Avendo a disposizione una lista di specie con il loro valore trofico e il loro valore indicatore, diviene possibile stimare un indice per ciascun lago, come media dei valori trofici delle singole specie che lo popolano, ponderata sul biovolume delle specie (ed eventualmente sul valore indicatore).

Indici di questo tipo, ma denominati in modo diverso, sono utilizzati in Austria (Brettum index), Germania (PTSI), Regno Unito, Svezia (TPI).

La maggior parte di tali indici calcola il valore trofico e il valore indicatore di ogni unità tassonomica a partire da un certo numero di laghi (calibration data set) attraverso il metodo delle medie ponderate (ter Braak, 1987; Marchetto, 1994) o attraverso il punteggio ottenuto da ogni unità tassonomica lungo l'asse che rappresenta la trofia in un ordinamento vincolato (Salmaso *et*

al., 2006). Fa eccezione l'indice di Brettum che utilizza la percentuale di frequenza di ritrovamento di ciascuna specie in laghi di 5 classi trofiche definite arbitrariamente (Brettum, 1989; Brettum & Anderson, 2005; Dokulil & Teubner, 2006). Numericamente più complesso, questo indice risulta però sostanzialmente simile agli altri.

In Olanda viene utilizzato un indice creato assegnando un valore trofico alle sole specie che formano fioriture algali, attribuendo poi al lago il punteggio relativo alla specie che fiorisce in acque a trofia più elevata.

2) indici basati sulla percentuale di biovolume di un gruppo algale, o sul rapporto tra i biovolumi totali di due gruppi algali o di due insiemi di gruppi algali:

questi indici, più semplici, permettono la valutazione della qualità delle acque anche in presenza di un minor livello di definizione tassonomica. Tuttavia essi sono meno precisi, in quanto in ciascun gruppo algale sono presenti specie con esigenze ecologiche molto diverse.

Indici di questo tipo sono utilizzati in Germania (unitamente al PTSI), in Svezia (unitamente al TPI) e in Spagna (indice di Catalàn, Agència Catalana de l'Aigua, 2003).

L'Italia ha preso parte al processo di intercalibrazione, partecipando ai lavori di due Gruppi Geografici di Intercalibrazione (GIG), denominati "Alpi" e "Mediterraneo".

Per la valutazione delle comunità fitoplanctoniche sono stati presi in considerazione la composizione tassonomica e la biomassa algale.

Nel corso del processo di intercalibrazione, gli indici fitoplanctonici sviluppati in altri Stati sono stati applicati anche a laghi italiani (Indice di Brettum per i laghi del GIG alpino e indice di Catalan per i laghi del GIG mediterraneo), ottenendo, tuttavia, risultati poco soddisfacenti.

Quindi, per la valutazione della qualità ecologica dei laghi italiani, si è preferito implementare indici specifici: in particolare, in Italia sono stati sviluppati due indici di qualità basati sul fitoplancton, il  $PTI_{species}$  ed il  $PTI_{ot}$ . Quest'ultimo viene di seguito descritto nella sua formulazione nel presente capitolo, al  $PTI_{species}$  sarà dedicato un capitolo specifico.

## **2.2. Formulazione dell'indice $PTI_{ot}$**

L'indice  $PTI_{ot}$  viene utilizzato per definire la qualità ecologica degli ambienti lacustri, a partire dalla composizione specifica delle associazioni fitoplanctoniche. Il set di dati utilizzato per la formulazione dell'indice comprende ambienti dell'ecoregione alpina, appartenenti alla tipologia L-

AL4, ovvero laghi di media e bassa altitudine (200-800 m) calcarei con alcalinità maggiore di 1 meq/l, superficie maggiore di 0,5 km<sup>2</sup>, aventi profondità media inferiore a 15 m.

Per l'implementazione dell'indice PTI<sub>ot</sub> sono stati utilizzati i dati relativi ai popolamenti fitoplanctonici di 710 laghi/anno, distribuiti secondo un gradiente di trofia, come riportato in Fig. 2.

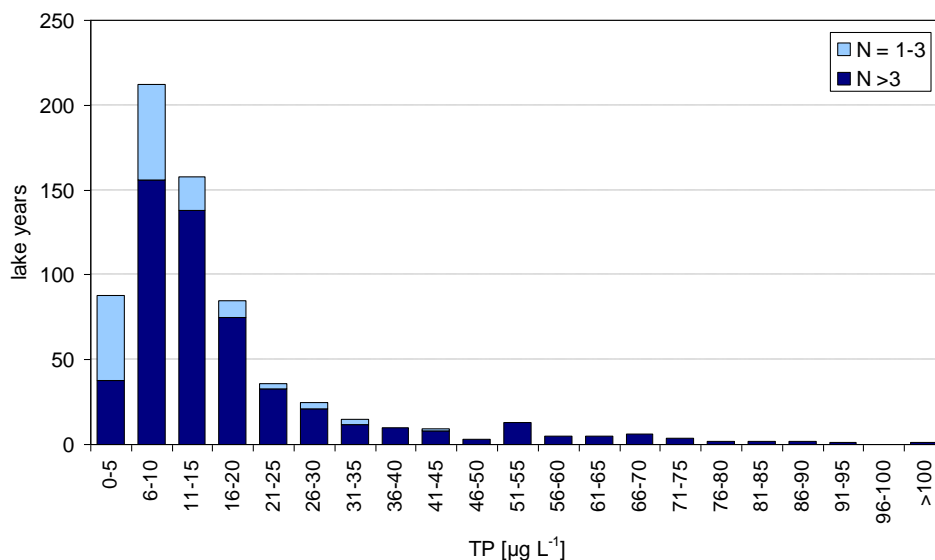


Figura 2. Distribuzione dei laghi alpini rispetto alla concentrazione di TP. Le barre di colore azzurro rappresentano i laghi con un numero di date di campionamento inferiore a 4.

Il biovolume medio annuale deve essere calcolato sulla base di almeno 6 campionamenti nel periodo da marzo a novembre su campioni integrati raccolti nella zona eufotica, come previsto dal protocollo nazionale per il campionamento del fitoplancton.

Per tutti i laghi è stato implementato un nuovo PTI<sub>ot</sub> (optimum-tolerance) utilizzando l'intero dataset del GIG alpino. Da un confronto dei risultati ottenuti con l'utilizzo di dataset è emerso che l'impiego dell'intero pool di dati ha permesso di ottenere una migliore correlazione tra il fosforo totale ed il PTI<sub>ot</sub> dei laghi/anno.

I criteri utilizzati per selezionare le specie per le quali calcolare l'indice sono stati:

- ✓ Unità tassonomiche presenti in almeno 3 laghi
- ✓ Unità tassonomiche con una percentuale di biovolume maggiore dell'1 %

La condizione necessaria per l'applicazione dell'indice è che almeno il 70% del biovolume totale delle specie per quel corpo idrico sia utilizzato per il calcolo dell'indice.

L'indice si basa sul calcolo della media ponderata (niche centroid, ter Braak et al., 1995) dell'unità tassonomica  $k$  rispetto al gradiente di fosforo totale per tutti i laghi. Questi valori rappresentano l'indice trofico per ogni unità tassonomica ( $TI_k$ ). Più questo indice è elevato, maggiore è la qualità

trofica della specie. Prima del calcolo dei  $TI_k$ , le concentrazioni di fosforo totale sono state trasformate in valori logaritmici e riscalate da 1 a 5.

$$TI_k = \sum_{i=1}^n \frac{Y_{ik}}{Y_{+k}} TP_i$$

Dove

$Y_{ik}$  = abbondanza del *taxon*  $k$  nel sito  $i$ . L'abbondanza è la media annuale della frazione del biovolume della specie  $k$  nel sito  $i$ .

$Y_{+k}$  = abbondanza del *taxon*  $k$  in tutti i siti.

$TP_i$  = concentrazione di fosforo totale nel sito  $i$ .

Di seguito si calcola la tolleranza, che indica la bontà del *taxon* come indicatore: più è alta la tolleranza, meno preciso è il *taxon* come indicatrice.

La tolleranza è stata calcolata come  $t_k = \sqrt{\sum_{i=1}^n \frac{Y_{ik}}{Y_{+k}} (TP_i - TI_k)^2}$

Sulla base del rapporto tra la tolleranza ed il  $TI_k$  (mg/l TP) sono stati individuati i valori indicatori che vanno da 1 a 4. Se il valore di suddetto rapporto è maggiore di 0,8  $v_i=1$ ; se è compreso tra 0,8 e 0,6  $v_i=2$ ; se è compreso tra 0,4 e 0,6  $v_i=3$ ; se è inferiore a 0,4  $v_i=4$ .

In Appendice A vengono riportati i valori di  $TI_k$  per ogni singola unità tassonomica con i relativi valori indicatori.

Infine, il valore di  $PTI_{ot}$  per lago si ottiene da:

$$PTI_{ot} = \frac{\sum a_i TI_k v_i}{\sum a_i v_i}$$

dove

$a_i$  = abbondanza del *taxon*  $i$  espresso come frazione del biovolume medio annuale del *taxon*  $i$  sul biovolume medio annuale totale

$TI_k$  = indice trofico del *taxon*  $i$

$v_i$  = valore indicatore (tolleranza) della specie  $i$  (da 1 to 4)

In Appendice A sono riportati gli Indici Trofici ed i valori indicatori per le unità tassonomiche utilizzate per il calcolo del  $PTI_{ot}$ , così come ricalcolati al termine della seconda fase di intercalibrazione nel GIG Alpino.

### 2.3. Definizione dei valori di riferimento e dei limiti di classe

Nel corso della procedura di intercalibrazione, sono stati individuati un certo numero di siti di riferimento e di siti al limite tra le classi di qualità **buona** e **sufficiente**, sulla base di una serie di criteri selettivi indicati nei documenti tecnici preparati dal gruppo di lavoro ECOSTAT/IC (EU 2003a, b). I siti di riferimento sono caratterizzati dall'assenza o presenza trascurabile di carichi inquinanti. I siti al limite di classe tra **buona** e **sufficiente** sono stati individuati in base alla legislazione vigente nei singoli Paesi.

Nel GIG alpino i siti di riferimento sono stati identificati solamente in Austria e Germania, ed i valori di riferimento per la clorofilla *a* ed il biovolume medio annuale sono stati calcolati prendendo il valore mediano dei laghi citati in precedenza.

La definizione dei valori di riferimento e dei limiti di classe per l'indice  $PTI_{ot}$  è stata effettuata utilizzando i valori calcolati sull'intero dataset del GIG alpino. I valori di riferimento sono stati calcolati prendendo il valore mediano dei laghi individuati come reference dal GIG alpino, suddivisi per tipologia. Per la definizione del limite tra le classi **elevata** e **buona** è stato utilizzato il decimo percentile dei valori dei laghi di riferimento. Il valore limite tra **buona** e **sufficiente** è stato determinato prendendo il decimo percentile dei valori calcolati per i laghi che sono risultati appartenere alla classe **buona** dall'applicazione del "Brettum index" austriaco.

L'indice  $PTI_{ot}$  va utilizzato per la classificazione delle seguenti tipologie lacustri, definite secondo il D.Leg. 260 del 8/11/2010: L2, I2, L3, L4, I3 ed I4. In Tabella 2 sono riportati i valori di riferimento ed i limiti di classe per le diverse tipologie di laghi.

Tabella 2. Rapporti di Qualità Ecologica, Valori di riferimento e limiti di classe di qualità per l'indice  $PTI_{ot}$

Tipo	Rapporti di Qualità Ecologica (RQE)		Limiti di classe		
	<i>Delimitazione Elevato-Buono</i>	<i>Delimitazione Buono-Sufficiente</i>	<i>Valore di riferimento</i>	<i>Delimitazione Elevato-Buono</i>	<i>Delimitazione Buono-Sufficiente</i>
L2, I2	0.95	0.89	3.61	3.43	3.22
L3, L4, I3, I4	0.95	0.85	3.55	3.37	3.01

## 2.4. Risultati applicativi

Applicando l'Indice  $PTI_{ot}$  è stata valutata la qualità ecologica di alcuni ambienti lacustri italiani. I risultati dell'applicazione sono riportati in Tabella 3, dove compaiono, per ogni lago, i valori di  $PTI_{ot}$  ed i relativi valori di EQR con l'attribuzione della classe di qualità corrispondente rispetto ai limiti proposti nel GIG alpino.

Tabella 3. Valori di  $PTI_{ot}$ , EQR e classi di qualità per i laghi inseriti nell'intercalibrazione ed utilizzati per la formulazione dell'indice  $PTI_{ot}$

Lago e anno	$PTI_{ot}$	tipo	EQR	Classe di qualità
Lago d'Idro2004	2,870216	L-AL3	0,792702	4
Lago di Garlate2001	3,013901	L-AL3	0,832385	3
Lago di Mezzola2004	3,203366	L-AL3	0,884712	2
Lago di Mezzola2005	3,194647	L-AL3	0,882304	2
Lago di Alserio00	2,920703	L-AL4	0,825386	3
Lago di Alserio01	2,718933	L-AL4	0,768366	3
Lago di Alserio02	2,309463	L-AL4	0,652651	4
Lago di Candia 95	2,909549	L-AL4	0,822234	3
Lago di Candia 96	2,711587	L-AL4	0,766291	3
Lago di Candia 97	2,645445	L-AL4	0,747599	3
Lago di Endine 2000	3,354515	L-AL4	0,947981	2
Lago di Endine 2001	3,231344	L-AL4	0,913173	2
Lago di Endine 2002	3,284559	L-AL4	0,928211	2
Lago di Endine 2003	3,333079	L-AL4	0,941923	2
Lago di Endine 2004	3,372985	L-AL4	0,953200	1
Lago di Endine1984	2,427749	L-AL4	0,686078	4
Lago di Endine 1988	2,552882	L-AL4	0,721441	4
Lago di Endine 1991	2,633415	L-AL4	0,744199	4
Lago di Endine 1992	2,790611	L-AL4	0,788622	3
Lago di Endine 1994	2,960862	L-AL4	0,836735	3
Lago di Endine 1996	3,348397	L-AL4	0,946252	2
Lago di Endine 1997	3,349409	L-AL4	0,946538	2
Lago di Endine 1998	3,212291	L-AL4	0,907789	2
Lago di Endine 1999	3,360421	L-AL4	0,949650	2
Lago di Annone E2003	2,74572	L-AL4	0,775936	3
Lago di Annone E2004	2,719689	L-AL4	0,768580	3
Lago di Annone W2003	2,76666	L-AL4	0,781854	3
Lago di Annone W2004	2,887664	L-AL4	0,816049	3
Lago di Caldaro2004	3,420829	L-AL4	0,966721	1
Lago di Endine2004	3,472213	L-AL4	0,981242	1
Lago di Ganna2004	3,361875	L-AL4	0,950061	2
Lago di Ganna2005	3,377427	L-AL4	0,954456	1
Lago di Pusiano2004	2,865746	L-AL4	0,809855	3
Lago di Segrino2005	3,095233	L-AL4	0,874708	2
Lago di Montorfano 91-92	3,064758	L-AL4	0,866096	2
Lago di Montorfano 98-99	3,025326	L-AL4	0,854953	2
Lago di Pusiano 02	3,083221	L-AL4	0,871314	2
Lago di Pusiano 03	2,794139	L-AL4	0,789620	3

Nel grafico che segue viene mostrata la correlazione tra il logaritmo della concentrazione di fosforo totale ed i valori dell'indice PTI<sub>tot</sub> calcolato per i singoli laghi/anno dell'intero GIG alpino.

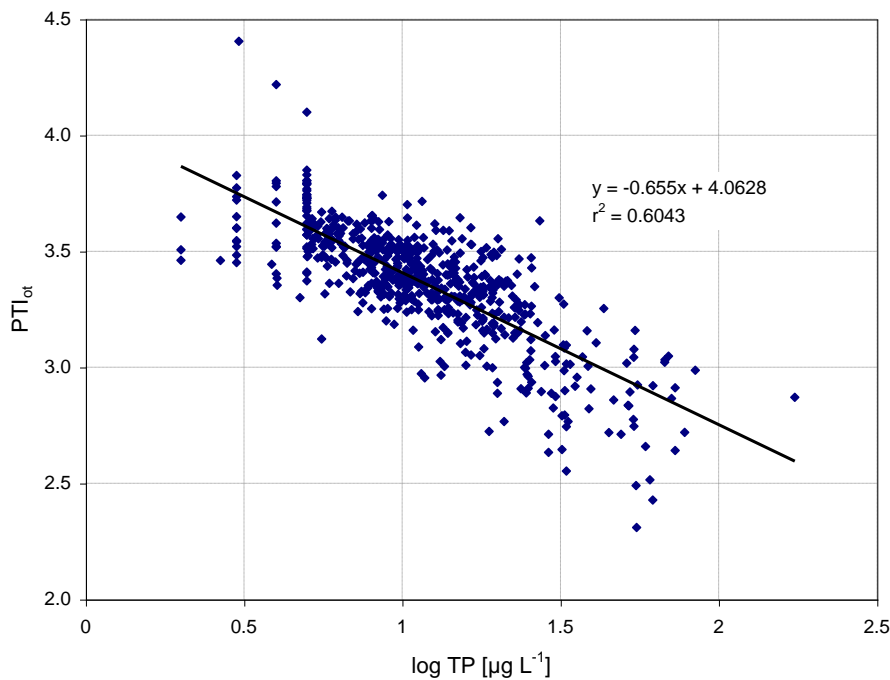


Figura 3 Correlazione tra i valori dei PTI<sub>tot</sub> calcolati per i laghi dell'intero GIG alpino ed il log TP.

## 2.5. Precauzioni ed indicazioni applicative

La valutazione della qualità ecologica è tanto più precisa quanto più è possibile attribuire valori trofici e valori indicatori agli organismi identificati al livello tassonomico di specie. Tuttavia, in diversi casi, non è possibile spingere il riconoscimento oltre il genere: di conseguenza, nella lista delle unità tassonomiche compaiono pesi trofici e valori indicatori corrispondenti anche ad alcuni generi, cui bisogna fare riferimento quando non è possibile classificare fino al livello di specie. Peraltro, poiché l'attribuzione di pesi trofici e valori indicatori ad un genere, che può includere specie con esigenze ecologiche molto diverse, potrebbe portare ad un'attribuzione meno precisa dello stato ecologico, si consiglia di ricorrere all'uso dei generi nel calcolo dell'indice solo quando la somma delle biomasse degli organismi classificati al livello di specie e presenti nella lista in Appendice A, è inferiore al valore del 70% del biovolume totale.

Ulteriore attenzione va posta quando ci si trova in presenza di fioriture algali: nella lista utilizzata per il calcolo dell'indice PTI<sub>tot</sub>, i *taxa* responsabili di fioriture sono, in generale, caratterizzati da pesi trofici che portano ad abbassare il valore dell'indice, come dovrebbe essere in questi casi.



Tuttavia, in situazioni in cui erano responsabili di fioriture alcuni *taxa* con pesi trofici alti, l'applicazione pratica del  $PTI_{ot}$  ha messo in evidenza il rischio di attribuire uno stato ecologico troppo alto a laghi caratterizzati da fioriture algali. Gli esempi più comuni riguardano *Ceratium hirundinella* e *Planktothrix rubescens*: per queste specie si propone di introdurre una correzione ai pesi trofici ed ai valori indicatori nei casi di fioritura. In particolare, considerando una serie di eventi di fioritura, è stato calcolato il 99° percentile dei biovolumi raggiunti da queste due specie: questo valore è preso come soglia, il cui superamento deve portare ad utilizzare, per il calcolo dell'indice, pesi trofici e valori indicatori diversi. Per *Planktothrix rubescens* il valore soglia corrisponde a  $2.65 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ , al cui superamento vanno applicati i valori di 2.8 per  $TI_k$  e di 4 per  $vi$  rispettivamente; per *Ceratium hirundinella* il valore soglia equivale a  $2.55 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ , oltre il quale si applicano i valori di 2.8 per  $TI_k$  e di 4 per  $vi$  rispettivamente.

## 2.5. Conclusioni

L'indice  $PTI_{ot}$  si è dimostrato uno strumento idoneo per la valutazione dello stato ecologico dei laghi della regione alpina. Il suo utilizzo nel processo di intercalibrazione europeo ha permesso di verificare che la valutazione espressa da questo indice è compatibile, in termini di Ecological Quality Ratio, con quella espressa da altri indici stranieri.

Il  $PTI_{ot}$  è stato calcolato su un dataset molto esteso di laghi della regione alpina. Questo ha offerto ottime garanzie di intercomparabilità con le altre nazioni. Come già ricordato in precedenza però, i dati di laghi italiani presenti in questo dataset erano minoritari. Sarà quindi necessaria una ulteriore validazione su un maggior numero di dati provenienti da laghi italiani della regione alpina. Ciò consentirà di calcolare i pesi trofici delle specie e le relative tolleranze su di un dataset di laghi con una distribuzione dei livelli di trofia meno sbilanciata verso i bassi livelli di trofia

Il valore di RQE ottenuto con l'applicazione del  $PTI_{ot}$  entra nel calcolo dell'Indice Complessivo del Fitoplancton (ICF), un metodo di valutazione che combina i valori normalizzati di RQE ottenuti per la clorofilla, il biovolume e gli indici tassonomici stabiliti nel processo di intercalibrazione.

L'elenco delle unità tassonomiche con i relativi indici trofici e valori indicatori verrà aggiornato periodicamente sulla base dei dati raccolti sul territorio nazionale per tutte le tipologie di laghi. Il calcolo dei nuovi indici trofici è subordinato alla validazione dell'identificazione dei *taxa* fitoplanctonici individuati.

## 2.6. Bibliografia

- Agència Catalana de l'Aigua. 2003. *Caracterització Catalana proposada d'estudi dels embassaments catalans segons la Directiva 2000/60/CE del Parlament Europeu*. 212 pp.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikatorer på Vannkvalitet i norske innsjøer Planteplankton. NIVA. Blindern, Oslo.
- Brettum, P., and Anderson, T., 2005. *The use of phytoplankton as indicators of water quality*. NIVA Report O-20032, 203 pp.
- Dokulil, M.T. & Teubner, K. 2006. Bewertung der Phytoplanktonstruktur stehender Gewässer gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Der modifizierte Brettum-Index. - Dt. Ges. Limnol. (DGL), Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), 356-360, Werder 2006.
- EU WG 2.3 Refcond (2003a): *Guidance document no 10. River and lakes – Typology, reference conditions and classification systems. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)*. Luxemburg.
- EU WG 2.5 Intercalibration (2003b): *Guidance document no 6. Towards a guidance on establishment of the intercalibration network and the process on the intercalibration exercise. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)*. Luxemburg
- Hutchinson, G. E. 1967. A Treatise on Limnology. Vol. II. Introduction to lake biology and the limnoplankton. Wiley & Sons, London, 1115 pp.).
- Marchetto, A. 1994. Rescaling species optima obtained by weighted averaging. *J. Paleolimnol.*, 12: 155-162.
- Marchetto, A., Buzzi, F., Lugliè, A., Padedda, B., Mariani, M.A., Buscarinu, P. & Sechi, N. 2006. Confronto Tra Indici Di Qualità Lacustre Basati Sul Fitoplancton Per L'applicazione Della Direttiva Quadro Europea Sulle Acque. *Atti XVII Congresso AIOL*, Napoli, 3-7 luglio 2006.
- Naumann, E. 1919. Några synpunkter angående planktons ökologi. Med särskild hänsyn till fytoplankton. *Svensk. bot. Tidskr.*, 13, 129-158.
- Nygaard, G. 1949. Hydrobiological studies of some Danish ponds and lakes II. [*K. Danske Vidensk. Selsk.] Biol. Skr.*, 7, 1-293.
- Reynolds C. S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores, S. Melo. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.*, 24, 417-428.
- Salmaso, N., Morabito, G., Mosello, R., Garibaldi, L., Simona, Buzzi, F M. and Ruggiu, D. 2003. a synoptic study of phytoplankton in the deep lakes south of the Alps (lakes Garda, Iseo, Como, Lugano and Maggiore). *J. Limnol.*, 62(2) 207-227.
- Salmaso, N., Morabito, G., Buzzi, F., Garibaldi, L., Simona, M. and Mosello, R. 2006. Phytoplankton as an indicator of the water quality of the deep lakes south of the Alps. *Hydrobiologia*, 563: 167-187
- Sechi, N. 1986. Il problema dell'eutrofizzazione dei laghi. La situazione trofica degli invasi della Sardegna. *Boll. Soc. Sarda Sci. Nat.*, 25: 49-62.
- Sechi, N., and Lugliè, A. 1992. Limnological studies on man-made lakes in Sardinia (Italy). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 50: 365-381.
- Sechi, N., and Lugliè, A. 1996. Phytoplankton in Sardinian reservoirs. *Giornale Botanico Italiano*, 130 (4-5-6): 977-994.
- ter Braak, C.J.F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69:69-77.
- ter Braak & Verdonschot (1995): *Canonical Correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology*. *Aquatic sciences* 57/3.
- Thunmark, S. 1945. Zur soziologie des Süßwassers-planktons. Eine methodologisch-ökologische Studie. *Fol. limnol. Scand.*, 3, 1-66.

**Appendice A - Valori dell'Indice Trofico e valori indicatori per le unità tassonomiche utilizzate per l'elaborazione dell'indice PTI<sub>ot</sub>**

Taxon	Codice WISER-Rebecca	Tl <sub>k</sub>	vi	Taxon	Codice WISER-Rebecca	Tl <sub>k</sub>	vi
Achnanthes	R0117	3.83	2	Campylodiscus	R1936	4.11	2
Amphora	R0132	3.02	4	Carteria	R0923	2.69	1
Amphora ovalis	R0130	3.28	2	Ceratium	R1675	3.20	3
Amphora pediculus	R0131	3.76	4	Ceratium cornutum	R1670	3.88	2
Anabaena	R1548	3.01	1	Ceratium furcoides	R1671	2.26	3
Anabaena circinalis	R1531	2.91	4	Ceratium hirundinella	R1672	3.30	1
Anabaena flos-aquae	R1536	3.08	2	Chamaesiphon	R1637	1.95	4
Anabaena lemmermannii	R1539	2.59	2	Chilomonas	R1367	3.36	4
Anabaena planctonica	R1544	2.36	1	Chlamydocapsa planctonica	R0930	1.44	4
Anabaena spiroides	R1549	3.44	2	Chlamydomonas	R0941	3.40	2
Ankistrodesmus	R0484	3.10	4	Chlamydomonas globosa	R0935	2.83	2
Ankistrodesmus spiralis	R0485	4.18	4	Chlamydomonas reinhardtii	R0940	1.74	4
Ankyra ancora	R0488	2.39	3	Chlorella	R0503	2.33	1
Ankyra judayi	R0489	2.49	4	Chlorella vulgaris	R0504	2.70	1
Ankyra lanceolata	R0490	3.26	4	Chlorococcum	R0506	2.34	4
Anomoeoneis sphaerophora	R0133	1.40	4	Chlorobion	R0508	4.04	4
Aphanizomenon	R1562	3.50	3	Choricystis	R0517	3.19	4
Aphanizomenon flos-aquae	R1558	2.52	2	Choricystis chodatii	R0513	3.56	4
Aphanizomenon gracile	R1560	2.46	1	Choricystis minor	R0516	2.83	2
Aphanocapsa	R1423	3.21	2	Chromulina	R1008	3.26	2
Aphanocapsa delicatissima	R1413	3.45	2	Chroococcus	R1445	3.48	4
Aphanocapsa elachista	R1414	3.05	3	Chroococcus dispersus	R1436	3.65	4
Aphanocapsa holsatica	R1415	4.14	4	Chroococcus limneticus	R1438	3.60	2
Aphanocapsa muscicola	N/D	2.46	4	Chroococcus minimus	R1441	3.63	4
Aphanothece	R1432	3.42	2	Chroococcus minutus	R1443	3.56	2
Aphanothece clathrata	R1427	2.69	2	Chroomonas	R1375	3.27	1
Aphanothece nidulans	R1430	2.49	4	Chrysidiastrum catenatum	R1163	3.41	4
Asterionella	R0138	3.95	2	Chrysochromulina	R1819	3.01	2
Asterionella formosa	R0135	3.25	2	Chrysochromulina parva	R1818	2.95	2
Aulacoseira	R0030	2.53	2	Chrysococcus	R1019	3.94	2
Aulacoseira ambigua	R0020	1.80	2	Chrysococcus biporus	R1010	2.74	4
Aulacoseira granulata	R0023	2.48	2	Chrysococcus minutus	R1015	3.20	4
Aulacoseira granulata var. angustissima	R0024	2.59	2	Chrysococcus rufescens	R1018	3.11	4
Aulacoseira islandica	R0025	3.11	2	Chrysolykos	R1168	4.18	4
Aulacoseira islandica var. helvetica	R0027	2.40	4	Chrysopyxis	R1054	3.91	4
Aulacoseira italica	R0028	1.98	3	Closterium	R1201	2.49	4
Aulacoseira subarctica	R0033	3.61	3	Closterium aciculare	R1176	2.95	1
Aulacoseira subarctica f. recta	R2566	3.76	4	Closterium acutum	R1178	2.59	2
Bacillariophyceae	R0449	3.67	4	Closterium acutum var. variabile	R1181	2.46	3
Bitrichia chodatii	R1155	4.23	4	Closterium moniliferum	R1195	2.06	4
Bitrichia ohridana	R1158	4.18	4	Cocconeis pediculus	R0154	4.18	4
Bitrichia ollula	R1159	4.18	4	Cocconeis placentula	R0155	2.98	4
Botryococcus	R0495	3.08	4	Coelastrum	R0531	2.82	4
Botryococcus braunii	R0493	3.41	1	Coelastrum astroideum	R0523	2.13	3

Taxon	Codice WISER-Rebecca	Tl <sub>k</sub>	vi	Taxon	Codice WISER-Rebecca	Tl <sub>k</sub>	vi
Coelastrum microporum	R0527	2.91	1	Cymbella	R0177	3.79	2
Coelastrum polychordum	R2269	2.53	4	Diatoma	R0188	2.30	4
Coelastrum pseudomicroporum	R0529	2.36	3	Diatoma ehrenbergii	R0184	2.94	4
Coelastrum reticulatum	R0530	3.15	2	Diatoma tenuis	R0189	3.08	2
Coelosphaerium	R1450	3.03	3	Diatoma tenuis var. elongatum	R0190	4.05	4
Coelosphaerium kuetzingianum	R1447	2.37	1	Diatoma vulgare	R0191	3.42	1
Coenochloris	R0535	3.26	4	Dictyosphaerium	R0574	1.51	4
Coenochloris fottii	R0533	3.03	2	Dictyosphaerium chlorelloides	R0567	2.98	4
Coenococcus planctonicus	R0606	3.60	4	Dictyosphaerium pulchellum	R0571	3.65	4
Coenocystis	R0537	3.03	4	Didymocystis	R0582	2.79	2
Coenocystis planctonica	R0536	2.49	4	Dinobryon	R1086	3.54	2
Cosmarium	R1233	3.06	1	Dinobryon anneciense	N/D	4.13	4
Cosmarium bioculatum	R1205	3.53	4	Dinobryon bavaricum	R1066	3.27	3
Cosmarium depressum	R1209	3.47	1	Dinobryon crenulatum	R1069	3.40	4
Cosmarium depressum var. planctonicum	R1210	4.02	4	Dinobryon cylindricum	R1070	3.90	2
Crucigenia	R0549	2.48	4	Dinobryon divergens	R1073	3.34	2
Crucigenia quadrata	R0546	3.56	4	Dinobryon divergens var. schauinslandii	R1074	3.21	4
Crucigenia tetrapedia	R0550	3.22	3	Dinobryon elegantissimum	R2198	3.96	4
Crucigeniella	R0556	3.40	2	Dinobryon sertularia	R1081	3.25	3
Crucigeniella irregularis	R2556	3.47	2	Dinobryon sociale	R1083	3.27	2
Crucigeniella rectangularis	R0555	3.17	2	Dinobryon sociale var. americanum	R1084	3.11	2
Cryptomonas	R1394	3.27	2	Dinobryon sociale var. stipitatum	R1085	3.46	2
Cryptomonas curvata	R1377	2.84	2	Dinophyceae	R1708	3.89	3
Cryptomonas erosa	R1378	3.17	1	Diploneis elliptica	R2319	3.53	2
Cryptomonas marssonii	R1382	3.28	1	Discostella glomerata	R2058	3.75	2
Cryptomonas obovata	R1384	3.84	3	Discostella pseudostelligera	R2059	3.31	3
Cryptomonas ovata	R1386	2.81	2	Discostella stelligera	R2060	3.61	4
Cryptomonas tetrapyrenoidosa	R1401	1.79	4	Elakatothrix	R0598	3.19	1
Cyanodictyon	R1455	1.45	4	Elakatothrix gelatinosa	R0596	3.56	2
Cyanodictyon planctonicum	R1453	3.51	3	Elakatothrix genevensis	R0597	2.68	3
Cyclostephanos dubius	R0038	2.51	2	Elakatothrix viridis	R0599	2.08	4
Cyclostephanos invisitatus	R1909	2.57	4	Encyonema prostratum	R2061	3.59	4
Cyclotella	R0053	3.63	2	Erkenia subaequiciliata	R1095	3.27	1
Cyclotella atomus	R0039	4.71	3	Eudorina	R0964	1.72	4
Cyclotella bodanica	R0040	3.88	2	Eudorina elegans	R0963	2.26	1
Cyclotella bodanica var. lemanensis	R0041	4.01	4	Euglena	R1726	3.49	4
Cyclotella comensis	R0042	3.90	2	Euglena acus	R1714	2.77	4
Cyclotella costei	R2671	3.56	4	Euglena oxyuris	R1721	2.15	4
Cyclotella cyclopuncta	R2195	3.94	2	Eunotia	R0212	2.17	4
Cyclotella distinguenda	R2196	4.64	4	Eutetramorus	R0607	2.29	4
Cyclotella kuetzingiana	R0046	4.64	4	Fragilaria	R0238	3.11	1
Cyclotella meneghiniana	R0047	2.77	1	Fragilaria capucina ssp. rumpens	R2520	3.61	4
Cyclotella ocellata	R0048	2.99	2	Fragilaria crotonensis	R0223	3.31	2
Cyclotella radiosa	R0051	3.01	2	Fragilaria gracilis	R2065	2.34	4
Cylindropermopsis raciborskii	R1564	1.69	2	Fragilaria nanana	R0231	3.88	4
Cymatopleura	R0163	3.40	4	Fragilaria tenera	R0246	2.32	4
Cymatopleura elliptica	R0161	4.31	2	Fragilariforma virescens	R2165	1.73	4
Cymatopleura solea	R0162	4.13	3	Glennodinium	R1642	3.50	3

Taxon	Codice WISER-Rebecca	Tl <sub>k</sub>	vi	Taxon	Codice WISER-Rebecca	Tl <sub>k</sub>	vi
Gloeocapsa	R0888	4.81	3	Micractinium pusillum	R0660	2.29	4
Gloeocystis	R0891	2.77	4	Microcystis	R1496	3.37	3
<i>Gloeotila</i>	<i>R0898</i>	<i>4.04</i>	3	Microcystis aeruginosa	R1482	2.97	1
Gloeotila subconstricta	R2117	2.22	4	Microcystis firma	R1486	3.56	4
Gloeotrichia echinulata	R1566	2.52	4	Microcystis flos-aquae	R1487	3.24	2
Golenkinia radiata	R0616	2.98	4	Microcystis natans	R1493	2.34	4
Gomphonema	R0271	3.33	3	Microcystis viridis	R1498	2.76	4
Gomphonema gracile	R0262	4.18	4	Microcystis wesenbergii	R1499	2.24	1
Gomphosphaeria	R1464	3.56	2	Monoraphidium	R0682	4.18	4
Gomphosphaeria aponina	R1462	2.79	1	Monoraphidium arcuatum	R0663	2.44	4
Gonium pectorale	R0966	2.54	2	Monoraphidium contortum	R0665	3.83	2
Gonyaulax apiculata	R2202	3.99	4	Monoraphidium griffithii	R0670	3.25	1
Gymnodinium	R1654	3.56	2	Monoraphidium komarkovae	R0673	3.99	2
Gymnodinium fuscum	R1646	3.49	4	Mougeotia	R1003	2.32	2
Gymnodinium helveticum	R1647	3.23	1	Mougeotia gracillima	N/D	2.57	4
Gymnodinium lantzschii	R1650	3.14	1	Mougeotia thylespora	R1004	2.33	2
Gymnodinium uberrimum	R1660	3.58	2	Navicula	R0335	3.39	2
Gyrosigma	R0279	2.20	4	Navicula cryptocephala	R0295	2.93	4
Gyrosigma acuminatum	R0273	3.27	4	Navicula lanceolata	R0309	4.18	4
Gyrosigma attenuatum	R0274	3.97	4	Navicula radiosa	R0324	3.08	2
Katablepharis	R1405	2.94	2	Nephrocytium	R0693	3.36	4
Katablepharis ovalis	R1404	4.18	4	Nephrocytium lunatum	R0692	3.51	4
Kephyrion	R1037	3.83	2	Nitzschia	R0394	3.18	1
Kephyrion ovale	R1031	2.70	4	Nitzschia acicularis	R0343	3.40	4
Kirchneriella	R0633	2.60	4	Nitzschia fruticosa	R0368	3.02	1
Koliella	R0637	3.28	4	Nitzschia palea	R0382	4.18	4
Koliella longiseta	R0635	4.13	2	Ochromonas	R1120	3.40	1
Korshikoviella gracilipes	R0642	2.22	4	Oedogonium	R0902	2.77	4
Lagerheimia ciliata	R0647	2.89	4	Oocystis	R0705	3.23	2
Lagerheimia genevensis	R0649	3.47	4	Oocystis lacustris	R0697	2.75	2
Lagerheimia subsalsa	R0654	2.15	4	Oocystis marssonii	R0698	2.24	2
Lemmermanniella	R1470	4.05	4	Oocystis parva	R0701	2.58	1
Leptolyngbya	R1580	1.45	4	Oocystis solitaria	R0704	2.94	4
Limnothrix	R1583	3.11	2	Oscillatoria	R1597	3.17	1
Limnothrix obliqueacuminata	R2369	1.63	4	Oscillatoria limosa	R1592	3.81	1
Limnothrix redekei	R1582	2.09	1	Oscillatoria trichoides	R1599	3.14	4
Lyngbya	R1570	3.38	4	Pandorina	R0973	1.57	4
Mallomonas	R1109	3.24	2	Pandorina morum	R0971	2.94	1
Mallomonas acaroides	R1096	3.26	2	Pannus spumosus	N/D	4.05	4
Mallomonas akrokomos	R1097	3.16	3	Pediastrum	R0723	2.82	4
Mallomonas caudata	R1100	3.05	2	Pediastrum biradiatum var. longicornutum	R0712	2.29	4
Mallomonas crassisquama	R1101	3.88	4	Pediastrum boryanum	R0713	2.24	2
Mallomonas elongata	R1103	2.95	1	Pediastrum duplex	R0716	2.69	1
Mallomonas tonsurata	R1111	3.47	4	Pediastrum simplex	R0722	3.78	3
Melosira varians	R0062	2.75	2	Peridiniopsis cunningtonii	R2116	3.19	2
Merismopedia	R1478	3.30	4	Peridiniopsis elpatiewskyi	R1679	3.27	1
Merismopedia glauca	R1475	3.55	4	Peridinium	R1699	3.50	2
Merismopedia tenuissima	R1479	2.43	2	Peridinium aciculiferum	R1684	3.05	2

Taxon	Codice WISER-Rebecca	Tl <sub>k</sub>	vi	Taxon	Codice WISER-Rebecca	Tl <sub>k</sub>	vi
Peridinium bipes	R1686	3.39	4	Scenedesmus obtusus	R0760	2.41	4
Peridinium cinctum	R1687	3.43	2	Scenedesmus planctonicus	R2514	4.18	4
Peridinium inconspicuum	R1691	3.45	2	Scenedesmus quadricauda	R0806	3.04	4
Peridinium palatinum	R1693	2.72	4	Scherffelia	R2100	4.18	4
Peridinium pusillum	R1697	3.84	3	Schroederia setigera	R0820	2.96	2
Peridinium umbonatum - complex	R1903	3.97	4	Snowella	R1513	3.43	4
Peridinium willei	R1704	3.49	2	Snowella lacustris	R1510	3.37	3
Phacotus	R0976	2.73	3	Sphaerocystis	R0994	2.46	3
Phacotus lenticularis	R0975	2.91	2	Sphaerocystis schroeteri	R0993	3.09	1
Phacus	R1748	3.20	4	Sphaerozosma	R1342	2.96	4
Phacus longicauda	R1741	3.88	4	Spirogyra	R1343	2.54	4
Phacus pleuronectes	R1744	3.08	4	Spirulina	R1631	3.20	4
Phacus tortus	R1751	2.96	2	Spondylosium	R1274	3.15	1
Phormidium	R1606	2.91	4	Staurastrum	R1309	2.64	2
Pinnularia	R0414	3.60	2	Staurastrum chaetoceras	R1282	3.34	4
Plagioselmis lacustris	R2557	3.16	1	Staurastrum cingulum	R1283	2.30	4
Plagioselmis nannoplanctica	R2162	3.46	2	Staurastrum crenulatum	R2460	4.18	4
Planctonema	R2005	3.96	2	Staurastrum paradoxum	R1300	2.44	2
Planctonema lauterbornii	R0919	2.11	3	Staurastrum pingue	R1303	2.49	4
Planktolyngbya limnetica	R1610	2.94	1	Staurastrum tetracerum	R1311	2.78	4
Planktosphaeria gelatinosa	R0727	3.28	2	Stauroneis	R2031	4.18	4
Planktothrix	R1618	1.50	4	Stauroneis anceps	R0423	4.18	4
Planktothrix agardhii	R1613	3.19	2	Stausira berlinensis	R2516	1.95	2
Planktothrix prolifica	R1616	1.83	4	Stausira construens	R2169	2.19	1
Planktothrix rubescens	R1617	3.22	2	Stephanodiscus	R0086	3.10	2
Pseudanabaena	R1623	2.52	4	Stephanodiscus alpinus	R0076	3.55	2
Pseudanabaena catenata	R1620	3.15	4	Stephanodiscus binderanus	R0078	1.88	3
Pseudanabaena limnetica	R1621	1.75	4	Stephanodiscus hantzschii	R0079	1.84	2
Pseudodictyosphaerium jurisii	R2145	2.32	4	Stephanodiscus minutulus	R0082	2.84	2
Pseudokephyrion	R1051	4.21	2	Stephanodiscus neoastraea	R0083	3.18	2
Pseudopedinella erkensis	R1153	3.27	4	Stichogloea	R1059	3.78	4
Pseudosphaerocystis lacustris	R0736	3.18	4	Stichogloea doederleinii	R1057	3.88	4
Puncticulata comta	R2582	3.73	4	Surirella	R0435	4.18	4
Quadrigula lacustris	R0743	2.47	4	Surirella linearis	R0432	4.18	4
Quadrigula pfitzeri	R0744	2.77	4	Surirella robusta	R0434	4.18	4
Radiocystis aphanothecoidea	N/D	4.07	4	Synechococcus	R1518	1.91	4
Radiocystis geminata	R1500	3.30	4	Synechococcus elongatus	R2481	2.22	4
Rhabdogloea	R1506	3.41	4	Synechocystis aquatilis	R1519	3.56	4
Rhodomonas	N/D	4.07	2	Synura	R1141	3.15	2
Rhodomonas lens	R1407	2.92	2	Synura uvella	R1145	3.23	3
Salpingoeca	R1361	2.98	4	Tabellaria	R0448	2.81	1
Scenedesmus	R0811	2.84	2	Tabellaria fenestrata	R0440	3.26	3
Scenedesmus armatus	R0762	2.89	4	Tabellaria flocculosa	R0442	3.46	4
Scenedesmus costato-granulatus	R0772	2.52	4	Tabellaria flocculosa var. asterionelloides	R0446	3.20	4
Scenedesmus dimorphus	R0777	2.77	4	Teilingia granulata	R1333	3.76	4
Scenedesmus ecornis	R0781	2.31	4	Tetrachlorella	R0841	3.40	2
Scenedesmus ellipticus	R0782	2.43	4	Tetrachlorella alternans	R0840	3.08	4
Scenedesmus granulatus	R0784	4.18	4	Tetraedron	R0856	3.21	4

Taxon	Codice WISER-Rebecca	Tl <sub>k</sub>	vi	Taxon	Codice WISER-Rebecca	Tl <sub>k</sub>	vi
Ulnaria ulna	R2175	3.26	2	Trachelomonas volvocina	R1776	2.93	3
Ulothrix	R0913	1.67	4	Tribonema	R1868	2.37	4
Uroglena	R1151	3.47	2	Trichormus catenula	R2179	1.40	4
Uroglena americana	R1147	3.12	2	Ulnaria acus	R2171	3.33	2
Uroglena volvox	R1152	3.25	2	Ulnaria delicatissima var. angustissima	R2174	3.42	2
Urosolenia	R2547	1.73	4	Volvox aureus	R0998	2.20	4
Urosolenia longiseta	R2549	2.82	4	Willea vilhelmii	R0885	3.56	4
Tetraedron minimum	R0848	3.11	2	Woloszynskia ordinata	R2522	4.05	4
Tetraselmis cordiformis	R0996	2.55	2	Woloszynskia tenuissima	R1666	2.92	4
Tetrastrum	R0870	3.48	2	Woronichinia naegeliana	R1525	2.77	1
Trachelomonas	R1773	3.01	2	Zygnema	R1350	2.89	4
Trachelomonas oblonga	R1769	3.20	4				





### ***3. L'indice complessivo per il fitoplancton (ICF) per la valutazione della qualità ecologica dei laghi***

**Giuseppe Morabito<sup>1\*</sup>, Aldo Marchetto<sup>1</sup>, Fabio Buzzi<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>*Istituto per lo Studio degli Ecosistemi-CNR, Verbania-Pallanza*

<sup>2</sup>*ARPA Lombardia*

\* Autore per la corrispondenza ([g.morabito@ise.cnr.it](mailto:g.morabito@ise.cnr.it))



La classificazione dei laghi e degli invasi a partire dal fitoplancton si basa sulla media dei valori di due indici, l'Indice medio di biomassa e l'Indice di composizione. Il calcolo di questi due indici si basa a sua volta su più indici componenti: Concentrazione media di clorofilla *a*, Biovolume medio, PTI (PTIot, PTIspecies, MedPTI) e Percentuale di cianobatteri caratteristici di acque eutrofe.

Come indicato in tab. 4, l'Indice medio di biomassa è ottenuto, per tutti i macrotipi, come media degli RQE normalizzati della Concentrazione della clorofilla *a* e del Biovolume.

L'Indice di composizione è invece ottenuto attraverso indici diversi in relazione alla loro applicabilità ai differenti macrotipi; il suo valore può così corrispondere all'RQE normalizzato del PTIot o del PTIspecies, ovvero alla media degli RQE normalizzati del MedPTI e della Percentuale di cianobatteri.

L'Indice complessivo per il fitoplancton (ICF), determinato sulla base dei dati di un anno di campionamento, si ottiene come media degli Indici medi di composizione e biomassa.

Per la classificazione nel caso di monitoraggio operativo si utilizza il valore medio dei tre ICF calcolati annualmente.

Nel testo della decisione della Commissione Europea del 20 settembre 2013 che istituisce, a norma della Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, i valori delle classificazioni dei sistemi di monitoraggio degli stati membri risultanti dall'esercizio di intercalibrazione e che abroga la Decisione 2008/915/CE, l'ICF è denominato "Metodo italiano di valutazione del fitoplancton (IPAM)" e "Nuovo metodo italiano (NITMET)".

**Tab. 4 - Componenti degli indici da mediare per il calcolo dell'Indice finale di classificazione**

<b>Macrotipi</b>	<b>Indice medio di biomassa*</b>		<b>Indice di composizione**</b>	
Laghi profondi	Concentrazione media di clorofilla <i>a</i>	Biovolume medio	PTIspecies	
Invasi mediterranei	Concentrazione media di clorofilla <i>a</i>	Biovolume medio	MedPTI	Percentuale di cianobatteri caratteristici di acque eutrofe
Tutti gli altri ambienti, in attesa della formulazione di indici specifici per tipologie particolari	Concentrazione media di clorofilla <i>a</i>	Biovolume medio	PTIot	

\* Calcolato come media degli RQE normalizzati degli indici componenti sottostanti

\*\* Corrispondente all'RQE normalizzato del singolo indice componente sottostante, o calcolato come media degli RQE normalizzati dei due indici componenti sottostanti per il solo macrotipo II

## Calcolo degli RQE

Per la percentuale di cianobatteri caratteristici di acque eutrofe, l'RQE viene calcolato come:

$$RQE = (100 - \text{valore misurato}) / (100 - \text{valore di riferimento})$$

Per il biovolume algale e la clorofilla, invece, l'RQE viene calcolato come:

$$RQE = (\text{valore di riferimento}) / (\text{valore misurato})$$

Per gli indici compositivi, infine, l'RQE viene calcolato come:

$$RQE = (\text{valore misurato}) / (\text{valore di riferimento})$$

Qualora il valore calcolato di RQE risulti maggiore di 1, il valore di RQE andrà posto uguale a 1.

## Formule di normalizzazione degli RQE

Nel caso si abbiano altri indici in cui le ampiezze delle diverse classi siano diverse tra loro, la formula di normalizzazione si basa su una interpolazione lineare tra i limiti di classe. Oltre ai limiti, per l'interpolazione di classe si considerano sia il valore di riferimento come limite superiore della classe di qualità elevata (con EQR ed EQR normalizzato pari ad 1) che il valore minimo possibile dell'EQR come limite inferiore della classe di qualità cattiva (con EQR normalizzato pari a 0).

Si avranno quindi delle formule differenti per ogni classe di qualità:

per la classe di qualità "elevata":

$$RQE_{NE} = 1 - 0,2 * (1 - RQE) / (1 - RQE_{E/B}),$$

$$RQE_{NB} = 0,8 - 0,2 * (RQE_{E/B} - RQE) / (RQE_{E/B} - RQE_{B/Su}),$$

$$RQE_{NSu} = 0,6 - 0,2 * (RQE_{B/Su} - RQE) / (RQE_{B/Su} - RQE_{Su/Sc}),$$

$$RQE_{NSc} = 0,4 - 0,2 * (RQE_{Su/Sc} - RQE) / (RQE_{Su/Sc} - RQE_{Sc/C}) \text{ e}$$

$$RQE_{NC} = 0,2 - 0,2 * (RQE_{Sc/C} - RQE) / (RQE_{Sc/C} - RQE_{min}).$$

Dove:  $RQE_{NE}$ ,  $RQE_{NB}$ ,  $RQE_{NSu}$ ,  $RQE_{NSc}$  e  $RQE_{NC}$  sono gli RQE normalizzati calcolati all'interno, rispettivamente, delle classi elevata, buona, sufficiente, scarsa e cattiva;

$RQE_{E/B}$ ,  $RQE_{B/Su}$ ,  $RQE_{Su/Sc}$ ,  $RQE_{Sc/C}$ , sono i valori di RQE (non normalizzati) ai limiti delle classi di qualità;

ed  $RQE_{min}$  è il minimo possibile valore di RQE ottenibile con l'indice in questione.

I valori minimi convenzionali degli EQR vengono ricavati dai seguenti valori degli indici:

0 per gli indici PTI,

20 volte il valore del limite tra le classi scarsa e cattiva per biovolume e clorofilla,

100 per la percentuale di cianobatteri caratteristici di acque eutrofe.

## ***4. Indice macrofitico MacroIMMI per la valutazione della qualità ecologica dei laghi***

**Alessandro Oggioni<sup>1\*</sup>, Fabio Buzzi<sup>2</sup> e Rossano Bolpagni<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>*Istituto per lo Studio degli Ecosistemi - CNR, Verbania-Pallanza*

<sup>2</sup>*ARPA Lombardia*

<sup>3</sup>*Dipartimento di Scienze Ambientali - Università di Parma*

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

### **Ringraziamenti**

*Un particolare ringraziamento va ai colleghi che hanno fornito il loro contributo in termini di suggerimenti, consigli e dati: ARPA Lombardia (Elisa Villa), Istituto per la Ricerca sulle Acque (G. Tartari e E. Buraschi) e Università degli Studi di Milano - Bicocca, Dipartimento Scienze Ambiente e Territorio (R. Caroni e L. Garibaldi).*

## 4.1. Introduzione

A seguito dell'emanazione della Direttiva Quadro sulle acque (*Water Framework Directive*, WFD; *Directive 2000/60/CE*) numerose esperienze sono state condotte in ambito comunitario al fine di elaborare principi e metodologie su cui sostanziare le procedure di valutazione imposte dalla WFD medesima. In particolare, a scala nazionale sono stati elaborati metodi innovativi per la quantificazione dello stato ecologico delle acque lacustri, includendo le macrofite acquatiche tra le biocenosi di riferimento come richiesto dalla normativa comunitaria (CIS, 2003a; *Lakes Intercalibration Expert*, 2006).

Queste attività sono state condotte coerentemente ai dettami elaborati in seno alle commissioni di lavoro (*Working Groups*, WG) create per l'implementazione della WFD all'interno di ciascuno degli Stati Membri (§ 1.1.1, WFD), coordinate dal *Common Implementation Strategy* (CIS). Quanto alle criticità connesse alla comparazione dei principi e dei metodi di valutazione dello stato ecologico, è stato ritenuto necessario creando un apposito gruppo di lavoro (*Intercalibration*, IC; CIS 2004), nell'ambito del *Working Group ECOSTAT* (CIS 2003a), specificatamente dedicato all'armonizzazione e all'intercalibrazione dei metodi. In particolare, il lavoro dell'IC ha affrontato i seguenti argomenti: le condizioni di riferimento, le classi di qualità, i limiti tra classi e le metodologie da impiegare per la valutazione dello stato ecologico.

Il processo d'intercalibrazione è stato condotto su base geografica, previa suddivisione del territorio comunitario in 5 grandi ambiti denominati *Geographical Intercalibration Groups* (GIGs), all'interno dei quali i principi e i metodi valutativi devono essere necessariamente comuni. L'Italia è inclusa in due di questi ambiti: l'*Alpine GIG* e il *Mediterranean GIG*, e ha partecipato attivamente ai processi d'intercalibrazione. Ciò ha imposto lo sviluppo di specifiche metodologie valutative, basate tra l'altro sull'utilizzo delle macrofite, e l'attivazione di protocolli per la raccolta e sistematizzazione delle informazioni ad oggi disponibili relative ai gruppi tassonomici di riferimento a scala di distretto idrografico ed ecoregione. Questa ultima attività è di centrale importanza nelle procedure di verifica e controllo delle metodologie tra Stati Membri inclusi nel medesimo GIG.

Le procedure valutative sviluppate a livello comunitario sono tutte costruite sulla base di uno schema comune (*Lakes Intercalibration Expert 2006*) che utilizza informazioni relative alla composizione tassonomica e abbondanza delle singole specie presenti in un determinato corpo idrico per permetterne la classificazione di qualità. Nel complesso, i dati di composizione e

abbondanza vengono in svariate guise tra loro combinati e/o associati in modo da ottenere una valutazione complessiva dello stato ecologico della tipologia in studio, di solito in modo da ottenere un valore numerico. Questo valore può essere determinato applicando un unico indice che associa composizione e abbondanza, oppure può essere ottenuto mediante l'uso di un indice multimettrico che considera contemporaneamente più fattori legati alla composizione e/o all'abbondanza delle specie macrofite.

Il valore numerico dell'indice, attribuito al corpo lacustre o a parte di esso, deve essere poi confrontato con le condizioni di riferimento definite per la biocenosi in analisi per la specifica tipologia in studio. Questo rapporto (*Ecological Quality Ratios*, EQR) delinea lo stato di conservazione del corpo idrico sulla base della distanza esistente tra il valore del parametro biologico misurato *in situ* e il valore "ideale" riscontrabile nel medesimo tipo lacustre in presenza di condizioni "*pristine*" (vd. All. II, 1.3; All. V, 1.2, 1.2.1 e 1.2.2, WFD; CIS, 2003b). Il rapporto è espresso da un valore numerico compreso tra 0 e 1: lo stato ecologico "elevato" è rappresentato da valori prossimi a 1, al contrario valori che poco si discostano dallo 0 sono rappresentativi dello stato ecologico "pessimo".

In Italia lo studio sistematico delle macrofite lacustri ha una tradizione recente, che può essere fatta risalire ai primi anni '60 del secolo scorso. L'elaborazione d'indici macrofitici per la valutazione della qualità delle acque lacustri ha imposto, pertanto, la messa in opera d'alcuni passaggi fondamentali rivolti specificatamente: **1)** alla redazione di un protocollo comune per guidare la raccolta delle informazioni, così come richiesto dalla WFD; **2)** al recupero e sistematizzazione delle serie storiche di dati disponibili (scarsi) su cui sostanziare la costruzione del *dataset* di riferimento, e **3)** all'attivazione di specifiche campagne di monitoraggio per colmare le ampie lacune conoscitive in alcuni dei principali laghi italiani dell'ecoregione alpina.

Ad oggi numerosi sono gli indici ormai esistenti per la valutazione della qualità delle acque lacustri. Nell'ambito del GIG Alpino possiamo ricordare gli indici elaborati in Germania (Schaumburg, 2007), in Austria (Pall & Moser, 2009). In ambito Europeo possiamo citare tra gli altri il metodo britannico (Willby *et al.*, 2010), irlandese (Free *et al.*, 2006), polacco (Kolada *et al.*, 2009). Un elenco esaustivo con brevi descrizioni dei metodi, dei modalità di raccolta, degli strumenti per la raccolta e di altre informazioni circa la realizzazione del metodo di classificazione si trovano al sito del progetto SP7 - WISER (<http://www.wiser.eu/results/method-database/>).

L'indice macrofitico illustrato nel seguente documento ha seguito un lungo processo di analisi, rielaborazione e ristrutturazione. Numerose versioni di questo stesso Report sono state prodotte



nelle varie fasi di produzione dell'indice stesso e nel contempo, grazie allo sforzo di campionamento svolto dalle agenzie regionali, da Istituti di ricerca e Università e al coordinamento svolto dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, si è potuto incrementare il numero di dati utilizzabili per la realizzazione di un indice robusto. Attualmente accanto al dataset iniziale composto da soli dati storici, si è potuto aggiungere un più set di dati raccolti tra il 2009 e il 2011 in 32 laghi per un totale di 110 specie rinvenute in più di 7500 punti di campionamento. A questi vanno aggiunti i preziosi dati raccolti in ambito GIG Alpino che hanno, oltre che incrementare il numero di specie e campioni, soprattutto di ottenere informazioni di siti reference. Nel gruppo di lavoro del GIG Alpino sono stati condivisi dati per un totale di 36 laghi. La grande mole di dati così raccolta ha permesso di formalizzare in questa fase un solo indice macrofitico. Si è definito così un indice di tipo multimetrico (MacroIMMI) valevole per tutte le tipologie di laghi presenti nel territorio italiano, permettendo di effettuare una valutazione dello stato di qualità delle acque di tutte le tipologie presenti sia nella regione geografica alpina che in quella mediterranea.

Riteniamo necessario ripercorrere, in questa introduzione, anche alcune nozioni molto generali sull'oggetto di questo lavoro: le macrofite o, come preferito dal mondo anglosassone, piante acquatiche. Per macrofite si intendono tutti gli organismi vegetali con dimensioni macroscopiche (cioè riconoscibili senza l'ausilio di un microscopio ad alta definizione), il cui ciclo vitale avviene interamente, o quasi, in acqua. È una categoria eterogenea che non ha valore tassonomico, in cui sono comprese specie appartenenti ad alghe, briofite, pteridofite e fanerogame. Per quanto riguarda l'ecosistema lacustre, le macrofite sono rinvenibili all'interno della colonna d'acqua nei contesti litoranei, dove si presentano condizioni adeguate alla loro crescita. Le macrofite sono classificabili in base alla forma biologica (Raunkiaer, 1934), ossia alla categoria morfo-funzionale che aggruppa i vegetali in funzione delle risposte morfo-funzionali all'ambiente circostante, in particolare alle condizioni climatiche e micro-edafiche. La forma biologica riconosce, quindi, la capacità delle specie di colonizzare i differenti meso-habitat presenti negli ambiti litoranei o poco profondi dei laghi e permette di ricostruire i transetti distributivi dei singoli *taxa* lungo la sezione trasversale della cuvetta lacustre. Le macrofite sono suddivisibili in tre tipologie morfologiche prevalenti: pleustofite, rizofite ed elofite, cui sono accoppiate differenti forme di crescita (Den Hartog & Segal, 1964; Den Hartog, 1981; Müller, 1992). I *taxa* individuati nei siti campione sono riconducibili alle sole due prime tipologie (pleustofite e rizofite) che rappresentano la compagine idrofitica della flora di un bacino lacustre. A loro volta queste tipologie morfologiche possono essere declinate in 4

differenti forme di colonizzazione:

- a. macrofite flottanti non radicate (**Lemnidi, Stratiotidi, Idrocaridi e Ricellidi**), rappresentate da forme completamente galleggianti sull'acqua le cui radici, se presenti, non hanno alcuna funzione di ancoraggio ma unicamente assimilatrice, immerse completamente nella colonna d'acqua (ad esempio, *Lemna* sp.pl., *Wolffia arrhiza*, *Riccia fluitans*, *Stratiotes aloides*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Salvinia* sp.pl., ecc);
- b. macrofite infracquatiche non radicate (**Ceratofillidi**), rappresentate da forme che occupano ambienti del tutto simili alle flottanti, ma le cui strutture trofiche non sono mai emergenti, sono completamente sommerse - includono forme prive di apparato radicale (ad esempio, *Ceratophyllum* sp.pl., *Utricularia* sp.pl., ecc.);
- c. macrofite sommerse radicate natanti (**Vallisneridi, Elodeidi e Miriofillidi**), rappresentate da specie completamente sommerse all'interno della massa d'acqua (non emergenti), ancorate al substrato tramite radici oppure rizoidi; i **vallisneridi** aggruppano le specie a foglie indivise non caulescenti (ad esempio, *Vallisneria spiralis*, *Butomus umbellatus* var. *vallisneriifolia*), gli elodeidi le specie caulescenti (ad esempio, *Elodea* sp.pl., *Callitriche* sp.pl., *Najas* sp.pl., e alcune specie del genere *Potamogeton*) e, infine, i miriofillidi le specie sommerse a foglie profondamente divise (ad esempio, *Myriophyllum* sp.pl., *Ranunculus tricophyllus* subsp. *trichophyllus*);
- d. macrofite flottanti radicate a foglie galleggianti (**Ninfeidi e Batrachidi**), rappresentate da specie ancorate al substrato che presentano foglie e organi riproduttivi galleggianti o emergenti al di sopra della superficie dell'acqua; colonizzano zone a profondità assai variabile (dagli ambiti litoranei fino a 3-4 m di profondità) e possono presentare eterofillia (ossia possedere foglie sommerse morfologicamente diverse da quelle emergenti) come adattamento morfologico (ad esempio, *Nuphar lutea*, *Nymphaea* sp.pl., alcune specie del genere *Potamogeton*).

Alcune delle specie individuate possono essere considerate delle anfitite (macrofite radicate anfibe), ai fini della classificazione utilizzata nella redazione degli indici questi *taxa* sono da ricondurre al gruppo funzionale corrispondete alla forma acquatica.

## 4.2. Campo di applicazione

I dati utilizzati nel presente documento si riferiscono a 32 corpi idrici Italiani e 34 corpi idrici inclusi nella restante ecoregione alpina (*Alpine GIG*). Tutti questi laghi possono essere ricondotti a 4 tipologie lacustri [laghi di profondità massima superiore a 125 m (AL3) e laghi poco profondi con profondità massima minore o uguale a 125 m (AL4, AL5 e AL6), anche polimitici].

La fase di indicizzazione qui descritta è più robusta delle precedenti per l'aumento del numero di dati analizzati e per l'ampiezza delle caratteristiche fisico, chimico e morfologiche degli ambienti campionati. Dovendo testare gli intervalli di tolleranza delle specie macrofittiche verso la pressione trofica è sempre stato indispensabile coprire il più ampio range di stato trofico possibile. Il dataset utilizzato, rispetto al precedente, presenta infatti un range di valore molto più ampio. Se consideriamo la concentrazione di fosforo totale misurata alla circolazione i valori coprono un intervallo compreso tra 2.18 e 107  $\mu\text{g l}^{-1}$  (Fig. 4) e alcuni degli ambienti analizzati possono essere considerati come rappresentativi di condizioni di riferimento.

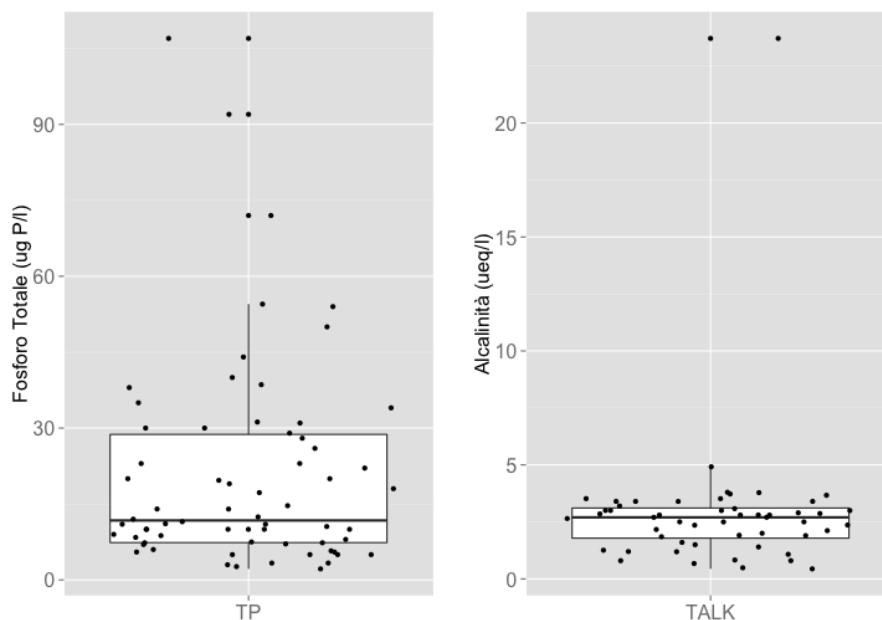


Fig. 4. Distribuzione delle variabili chimiche\_fosforo totale (TP,  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) e alcalinità totale (TALK,  $\text{meq l}^{-1}$ ), misurate alla circolazione.

E' importante affermare che gli indici presentati possono essere applicati previa verifica della

composizione floristica del sito in studio. In particolare, per ritenere applicabile l'indice, occorre essere nelle condizioni in cui:

- se si rinvenivano numerose specie non riportate nella tabella sinottica delle macrofite allegata al presente documento (Tab. 5), specie che vanno considerate non indicative, l'indice potrebbe produrre valutazioni inattendibili; si fissa il valore limite del 30% dell'abbondanza in specie non indicative per considerare le valutazioni attendibili, superata questa soglia ( $\leq$  al 30% dell'abbondanza sull'intero lago) l'indice non può essere ritenuto valido.

### 4.3. Stato dell'arte

Nell'ambito del progetto WISER e nel corso dell'esercizio d'intercalibrazione è stato possibile analizzare la struttura degli indici utilizzati ad oggi negli Stati Membri coinvolti nei GIGs, riconducibili nel complesso a due tipologie generali:

#### 1) indici basati sulle esigenze trofiche delle specie macrofite

Esemplificativo di tale tipologia è l'Indice Tedesco o *Reference Index* (Shaumburg, 2007), costruito sulla base di un *dataset* molto ampio (Melzer, 1999; Stelzer, 2005), un indice che ha permesso di classificare i laghi tedeschi, divisi in 5 tipologie, sulla base di 3 categorie di specie: indifferenti e quindi non indicatrici (categoria B), indicatrici di condizioni di alta trofia (categoria C) e indicatrici di bassi stati trofici (categoria A). La quantità, intesa come abbondanza al cubo, di tutte le specie rilevate determinano la qualità dell'ambiente lacustre.

#### 2) indici basati su più metriche

Numerosi nazioni hanno adottato indici di questo tipo, secondo l'idea che più metriche possono fornire una indicazione maggiormente precisa sullo stato di qualità di un lago che un valore singolo, anche se riferito direttamente alla struttura delle comunità. Infatti, metriche quali l'abbondanza e la composizione potrebbero non essere sufficienti per giungere ad una valutazione corretta dello stato di conservazione del tipo lacustre. La composizione di un indice multimetrico e delle metriche associate sono state testate da Hering *et al.* (2006).

Le proposte elaborate per la realtà italiana sono coerenti con le tipologie di indici sopraccitate, in

accordo a quanto stabilito nel protocollo di campionamento proposto (Gruppo di lavoro per l'armonizzazione dei metodi biologici, 2006).

#### 4.4. Formulazione e utilizzo dell'indice

##### *Genesi di macroIMMI*

L'indice è composto da 3 metriche ricavate dall'elaborazione dei dati delle comunità macrofite dell'ecoregione alpina presenti nel database del GIG alpine lakes. Le 3 metriche sono, rispettivamente:

- massima profondità di colonizzazione ( $Z_{cmax}$ )
- score trofico ( $S_k$ )
- indice di dissimilarità di Bray-Curtis ( $B&C$ )

Tutte le metriche sono descritte e dettagliate in seguito nel testo.

##### *4.4.1 Massima profondità di colonizzazione ( $Z_{cmax}$ )*

La massima profondità di colonizzazione è da intendersi come il punto più profondo nel quale è stata rilevata la presenza di vegetazione acquatica nell'intero corpo idrico. Per questa metrica sono stati definiti valori distinti per i macrotipi L1, L2 e per quelli L3, L4. I valori di RQE, di riferimento e gli RQE normalizzati sono riportati nella tabella sottostante.

<i>Massima profondità di colonizzazione <math>Z_{cmax}</math> (m)</i>	<b>Macrotipi</b>		<b>RQE normalizzato</b>
	<b>L1 e L2</b>	<b>L3 e L4</b>	
Valori di riferimento	-18	-8.5	1
Elevato/buono	-12	-6.5	0.8
Buono/sufficiente	-8.4	-6	0.6
Sufficiente/scarso	-6	-4.5	0.4
Scarso/cattivo	-4.3	-3.5	0.2

Nel caso di laghi polimittici poco profondi dove la  $Z_{cmax}$  potrebbe assumere, nonostante la vegetazione acquatica raggiunga la massima profondità del corpo idrico in esame, valori

penalizzanti l'indice. In laghi di questo tipo è necessario applicare RQE normalizzati calcolati sulla base della percentuale della massima profondità di colonizzazione, rispetto alla massima profondità del corpo idrico.

Laghi polimittici (Macrotipo L4)	$Z_{cmax}$ % della massima profondità del corpo idrico	RQE normalizzato
Valori di riferimento	100	1
Elevato/buono	70	0.8
Buono/sufficiente	50	0.6
Sufficiente/scarso	40	0.4
Scarso/cattivo	30	0.2

#### 4.4.2. Score trofico ( $S_k$ )

Lo score trofico ( $S_k$ ) viene calcolato per transetto e viene quindi definito come score trofico del transetto ( $S_{kt}$ ). E' calcolato a partire dalla media pesata dell'abbondanza ( $A_k$ ) e dal valore trofico ( $v_k$ ) di ciascuna specie rinvenuta nel corpo idrico. I valori trofici sono riportati nella tabella sottostante (Tab. 5). La formula di calcolo del  $S_k$  è riportata qui di seguito:

$$S_{kt} = 1 - \frac{\sum A_k \cdot v_k}{\sum A_k}$$

dove:

$A_k$  abbondanza della specie nel transetto

$v_k$  valore trofico della specie k

Lo score trofico va calcolato prima per ciascun transetto ( $S_{kt}$ ), come descritto in precedenza. Il valore finale di  $S_k$ , riferito all'intero corpo idrico, andrà calcolato come media ponderata sulla ampiezza delle singole zone omogenee ( $l_z$ ) individuate da un solo transetto.

$$S_k = \frac{\sum S_{kt} \cdot l_z}{\sum l_z}$$

Come precedentemente ricordato, è necessario verificare che l'abbondanza delle specie di cui è noto  $v_k$  sia pari al 70 % del totale del lago, se così non fosse l'indice non può essere utilizzato. Qualora la compagine di specie alloctone mostrasse frequenze superiori al 70% l'indice va ridotto come riportato nel paragrafo dedicato ai criteri addizionali. I valori trofici saranno oggetto di continua

verifica e aggiornamento a seguito dell'implementazione del dataset sulla base delle future campagne di monitoraggio promosse ai sensi della WFD.

Questa metrica presenta valori identici per tutti i macrotipi (L1, L2, L3 e L4). I valori di RQE, di riferimento e gli RQE normalizzati sono riportati nella tabella sottostante.

	<b>Score trofico (<math>S_k</math>)</b>	<b>RQE</b>	<b>RQE normalizzati</b>
Valori di riferimento	0.66		
Elevato/buono	0.63	0.95	0.8
Buono/sufficiente	0.47	0.72	0.6
Sufficiente/scarso	0.31	0.48	0.4
Scarso/cattivo	0.16	0.24	0.2

#### 4.4.3. *Indice di dissimilarità (B&C)*

L'indice di dissimilarità è da intendersi come confronto tra la composizione in specie di un transetto in analisi comparata con la composizione in specie presente in siti/transetti di riferimento. L'indice di Bray&Curtis (*B&C*) viene utilizzato per calcolare proprio questa distanza non in termini di composizione in specie ma in termini di abbondanza: valore massimo di abbondanza ( $A_k$ ) di ciascuna specie rilevata nell'intero corpo idrico. L'indice di dissimilarità è ottenuto come dalla formula riportata qui sotto.

$$\text{Indice di dissimilarità} = 1 - B\&C$$

$$B\&C = \text{Distanza di Bray\&Curtis dal transetto di riferimento}$$

I valori di RQE, di riferimento e gli RQE normalizzati sono riportati nella tabella sottostante.

	<b>Indice di dissimilarità (B&amp;C)</b>	<b>RQE normalizzato</b>
Valori di riferimento	0.42	
Elevato/buono	0.24	0.57
Buono/sufficiente	0.18	0.43
Sufficiente/scarso	0.12	0.28
Scarso/cattivo	0.06	0.14

Il calcolo dell'indice di Dissimilarità (B&C) del corpo idrico dovrà essere effettuato attraverso il confronto tra la matrice del valore massimo di abbondanze di tutte le specie rinvenute nel corpo idrico e una matrice di riferimento. Questa è stata calcolata sull'intero set di dati, descritto in introduzione, e definita nell'ambito del processo di intercalibrazione appena ultimato. Si riportano in tabella 4 i valori di abbondanza massima di ciascuna specie rinvenuta in transetti di riferimento, questa stessa è da utilizzare come matrice di riferimento.

Tab. 4. Matrice di riferimento con transetti e abbondanza massima di ciascuna specie negli ambienti scelti come reference. Per le abbreviazioni dei nomi specifici riferirsi alla tabella 5. In colonna vengono riportati i nomi dei laghi scelti come riferimento all'intercalibrazione.

	Alpensee	Attersee	Lago delle Fusine	Weissensee
Cha asp	5	5	5	0
Cha con	5	4	0	0
Cha fil	0	0	3	0
Cha glo	3	5	5	2
Cha his	5	5	5	0
Cha int	0	0	0	4
Cha pol	0	0	0	5
Cha stri	5	0	0	0
Cha tom	5	5	3	4
Cha del	4	3	3	0
Nit opa	5	5	0	0
Nit syn	0	0	3	5
Nit obt	0	5	0	0
Tol glo	0	3	3	0
Elo can	0	5	0	0
Elo nut	0	0	3	0
Myr spi	0	3	4	4
Myr ver	0	0	0	2
Nup lut	0	0	0	3
Per amp	2	0	0	0
Pot cri	0	3	0	3
Pot fil	2	3	3	4
Pot fri	0	3	0	0
Pot gra	4	0	0	0
Pot luc	0	3	0	0
Pot nat	0	0	0	3
Pot pec	2	4	2	0
Pot per	0	3	2	0
Pot pus	0	4	2	0
Ran cir	0	4	0	0
Ran tri	0	3	0	0
Utr aus	0	3	0	0
Zan pal	0	4	0	0

Il calcolo del valore di dissimilarità di Bray & Curtis verrà effettuato effettuando la mediana di tutte le distanze con i transetti di riferimento.



Qui di seguito, si cercherà di chiarire questo aspetto mettendo in ordine le operazioni da effettuare:

1. Occorre prima di tutto ottenere una matrice di dissimilarità calcolata, come più volte affermato in precedenza, come confronto tra la matrice del valore massimo di abbondanze di tutte le specie rinvenute nel corpo idrico e una matrice di riferimento (Tab. 4). La matrice di dissimilarità può essere calcolata attraverso l'uso di diversi pacchetti di calcolo statistico. Consigliato l'uso di software gratuiti come Past (<http://folk.uio.no/ohammer/past/>) o R (<http://www.r-project.org/>), viene fornito (Appendice C) lo script R per eseguire il calcolo.
2. La matrice ottenuta può essere di 2 tipo triangolare o quadrata, lo script R in Appendice C restituisce questa secondo tipo. Dalla matrice così ottenuta occorre raccogliere i soli valori corrispondenti al confronto (distanze) tra i transetti del lago in esame e i transetti di riferimento.
3. Su questi effettuare poi la mediana dei valori così estratti dalla matrice.

### **Calcolo MacroIMMI**

La classificazione finale del corpo idrico è ottenuta dalla media dei valori di RQE normalizzati di ciascuna delle 3 metriche descritte in precedenza.

$$MacroIMMI = \frac{RQE_{norm}S_k + RQE_{norm}Z_{cmax} + RQE_{norm}B\&C}{3}$$

<b>MacroIMMI</b>	<b>Ecological status class</b>
1.0 - 0.80	Elevato
0.79 - 0.60	Buono
0.59 - 0.40	Sufficiente
0.39 - 0.20	Scarso
0.19 - 0.0	Cattivo

### **Criteri addizionali**

Quando l'abbondanza delle specie esotiche (Celesti-Gradow L., 2010) è maggiore del 70% dell'abbondanza totale delle macrofite presenti nel corpo idrico, la classe di stato ecologico da attribuire al corpo idrico stesso è corrispondente alla classe inferiore rispetto a quella ottenuta dal calcolo dell'indice *MacroIMMI*.

Nel caso in cui la campagna di monitoraggio venisse effettuata in un periodo antecedente al

massimo sviluppo vegetativo della specie infestante e quindi non ne cogliesse l'effettivo impatto, è possibile tenerne conto al momento del calcolo dell'indice. Dopo un'attenta valutazione dell'abbondanza raggiunta nel periodo di picco è possibile utilizzare il criterio aggiuntivo.

### **Formule di normalizzazione degli RQE**

Il calcolo dell'RQE normalizzato avviene mediante l'utilizzo delle formule riportate qui di seguito. Occorre prima calcolare il valore di RQE e successivamente individuare la classe di qualità di appartenenza che consente così di utilizzare la formula adeguata. Per ogni classe di qualità si ha quindi:

$$RQENE = 1 - 0,2*(1 - RQE)/(1 - RQEE/B),$$

$$RQENB = 0,8 - 0,2*(RQEE/B - RQE)/(RQEE/B - RQEB/Su),$$

$$RQENSu = 0,6 - 0,2*(RQEB/Su - RQE)/(RQEB/Su - RQESu/Sc),$$

$$RQENSc = 0,4 - 0,2*(RQESu/Sc - RQE)/(RQESu/Sc - RQESc/C) e$$

$$RQENC = 0,2 - 0,2*(RQESc/C - RQE)/(RQESc/C - RQEmin).$$

dove: RQENE , RQENB , RQENSu, RQENSc e RQENC sono gli RQE normalizzati calcolati all'interno, rispettivamente, delle classi elevata, buona, sufficiente, scarsa e cattiva; mentre RQEE/B, RQEB/Su, RQESu/Sc, RQESc/C, sono i valori di RQE (non normalizzati) ai limiti delle classi di qualità; ed RQEmin è il minimo possibile valore di RQE ottenibile con la metrica in questione ed è pari 0 per ogni metrica.

Tab. 5. Elenco dei valori trofici ( $v_k$ ) delle diverse entità.

<b>Specie</b>	<b>Code</b>	<b>Vk</b>
Chara aspera Deth. Ex Wild.	Cha asp	0,30
Chara canescens Desv. & Lois	Cha can	0,39
Chara contraria A. Br.	Cha con	0,34
Chara delicatula Ag.	Cha del	0,71
Chara denudata	Cha den	0,42
Chara filiformis	Cha fil	0,25
Chara globularis Thuill.	Cha glo	0,55
Chara gymnophylla A. Braun	Cha gym	0,56
Chara hispida L.	Cha his	0,29
Chara intermedia A. Braun	Cha int	0,45

<i>Chara polyacantha</i> A. Braun	Cha pol	0,29
<i>Chara strigosa</i> A. Braun	Cha stri	0,23
<i>Chara tomentosa</i>	Cha tom	0,30
<i>Chara virgata</i>	Cha del	0,33
<i>Chara vulgaris</i> L.	Cha vul	0,55
<i>Chara</i> sp. L. ex Vaillant	Cha sp.	0,61
<i>Nitella flexilis</i> L. C.Ag.	Nit fle	0,44
<i>Nitella gracilis</i> (Smith) Ag	Nit gra	0,51
<i>Nitella hyalina</i>	Nit hya	0,52
<i>Nitella opaca</i> Ag.	Nit opa	0,37
<i>Nitella syncarpa</i> (Thuill.) Chevall.	Nit syn	0,21
<i>Nitelopsis obtusa</i> (Desv.) J. Groves	Nit obt	0,32
<i>Tolypella glomerata</i>	Tol glo	0,34
<i>Brachythecium rivulare</i> Schimp.	Bra riv	0,56
<i>Bryum</i> sp.	Bry sp.	0,39
<i>Calliergonella cuspidata</i>	Cal cus	0,83
<i>Campylium stellatum</i>	Cam ste	0,81
<i>Cratoneuron filicinum</i>	Cra fil	0,71
<i>Cratoneuron</i> sp. (Sull.) Spruce	Cra sp.	0,71
<i>Drepanocladus</i>	Dre sp.	0,83
<i>Fissidens adianthoides</i> Hedw.	Fis adi	0,80
<i>Fissidens</i> sp. Hedw.	Fis sp.	0,39
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	Fon ant	0,47
<i>Fontinalis hypnoides</i>	Fon hyp	0,39
<i>Fontinalis</i> sp.	Fon sp.	0,39
<i>Hygrohypnum</i> sp.	Hyg sp.	0,83
<i>Leptodictyum riparium</i>	Lep rip	0,52
<i>Palustriella commutata</i> (Hedw.) Ochyra	Cra com	0,71
<i>Platyhypnidium riparioides</i>	Rhy rip	0,56
<i>Plagiothecium</i> sp. B., S. & G.	Pla sp.	0,71
<i>Plagiomnium medium</i> (B. & S.) T. Kop.	Pla med	0,83
<i>Rhizomnium punctatum</i> (Hedw.) T. J. Kop.	Rhi pun	0,83
<i>Equisetum</i> sp.	Equ sp.	0,30
<i>Equisetum fluviatile</i> L.	Equ flu	0,43
<i>Equisetum palustre</i>	Equ pal	0,30
<i>Thelypteris palustris</i>	The pal	0,33
<i>Callitriche hamulata</i> Kutz ex W.D.J. Koch	Cal ham	0,67
<i>Callitriche cophocarpa</i>	Cal cop	0,45

Callitriche obtusangula Le Gall	Cal obt	0,67
Ceratophyllum demersum L.	Cer dem	0,70
Egeria densa	Ege den	0,74
Eleocharis acicularis (L.) Roem et Schult	Ele aci	0,41
Elodea canadensis Michx.	Elo can	0,37
Elodea nuttallii (Planch.) H. St. John	Elo nut	0,62
Groenlandia densa (L.) Fourr.	Gro den	0,49
Hippuris vulgaris L.	Hip vul	0,49
Lagarosiphon major	Lag maj	0,66
Lemna minor L.	Lem min	0,40
Lemna trisulca L.	Lem tri	0,67
Littorella uniflora (L.) Ascherson	Lit uni	0,61
Myriophyllum alterniflorum DC.	Myr alt	0,00
Myriophyllum spicatum L.	Myr spi	0,63
Myriophyllum verticillatum L.	Myr ver	0,19
Najas flexilis (Willd.) Rostk. & W.L.E. Schmidt	Naj fle	0,29
Najas marina ssp. intermedia (Wolfg. ex Gori) Casper	Naj int	0,43
Najas marina ssp. marina L.	Naj mar	0,65
Najas minor All.	Naj min	0,56
Nelumbo nucifera Gaertn.	Nel nuc	0,94
Nuphar lutea (L.) Sibth. & Sm.	Nup lut	0,65
Nuphar pumila (Timm) DC.	Nup pum	0,39
Nuphar	Nup sp.	0,39
Nymphaea alba L.	Nym alb	0,58
Nymphoides peltata (S. G. Gmelin) O. Kuntze	Nym pel	0,88
Persicaria amphibia (L.) Gray	Per amp	0,43
Potamogeton acutifolius Link	Pot acu	0,39
Potamogeton alpinus Balbis	Pot alp	0,26
Potamogeton berchtoldii Fieber	Pot ber	0,00
Potamogeton crispus L.	Pot cri	0,51
Potamogeton filiformis Pers.	Pot fil	0,32
Potamogeton friesii Rupr.	Pot fri	0,28
Potamogeton gramineus L.	Pot gra	0,56
Potamogeton lucens L.	Pot luc	0,52
Potamogeton natans L.	Pot nat	0,38
Potamogeton nodosus Poir.	Pot nod	0,00
Potamogeton pectinatus L.	Pot pec	0,51
Potamogeton perfoliatus L.	Pot per	0,60

Potamogeton praelongus Wulfen	Pot pra	0,42
Potamogeton pusillus L.	Pot pus	0,49
Potamogeton x nitens Weber	Pot nit	0,48
Potamogeton sp.	Pot sp.	0,27
Ranunculus aquatilis L.	Ran aqu	0,39
Ranunculus circinatus Sibth	Ran cir	0,43
Ranunculus trichophyllus Chaix	Ran tri	0,68
Ranunculus trichophyllus ssp. eradicatus Chaix	Ran era	0,25
Ranunculus	Ran sp.	0,55
Spirodela polyrhiza (L.) Schleid	Spi pol	0,80
Trapa natans L.	Tra nat	0,87
Utricularia australis Thor	Utr aus	0,23
Vallisneria spiralis L.	Val spi	0,76
Zannichellia palustris L.	Zan pal	0,50

#### 4.5. Conclusioni

L'indice proposto, *MacroIMMI*, è stato formalizzato sulla base delle indicazioni fornite dai gruppi di lavoro coinvolti nelle procedure di implementazione della WFD a livello degli Stati Membri (WG, CIS, IC); peraltro, i dati acquisiti per il calcolo dei due indici sopraccitati sono compatibili con le metriche proposte dagli Stati coinvolti nell'*Alpine GIG* consentendoci di poter ottenere buoni risultati durante gli esercizi di intercalibrazione.

La qualità di un corpo idrico lacustre è determinata sulla base al livello di adattamento morfo-funzionale evoluto dai diversi *taxa* macrofitici in risposta al variare delle condizioni trofiche. Il livello di adattamento (valore trofico) è mediato dalla *performance* di altre metriche accessorie.

**E' possibile affermare, dunque, che l'indice proposto rappresenta strumenti essenziali per procedere alla valutazione dello stato ecologico di un corpo idrico lacustre per quanto riguarda la componente macrofite, coerentemente a quanto imposto dalla WFD, fornendo un adeguato livello di garanzia per quanto riguarda l'attendibilità della valutazione medesima.**

Rispetto alle precedenti versioni di questo report il dataset utilizzato è da considerare adeguatamente distribuito sul piano della variabilità della trofia lacustre. Gli ambienti analizzati coprono un *range* ampio riguardo alle caratteristiche chimiche, ed in particolare per ciò che riguarda le concentrazioni di fosforo. Anche la variabilità tassonomica presente nel dataset

utilizzato è migliorata, coprendo quasi totalmente la flora macrofita italiana. Dati questi presupposti si ritiene opportuno allargare il metodo anche all'ecoregione Mediterranea (ME-1,2,3,4,5,6,7), in modo tale da sperimentare e consolidare l'applicazione.

#### 4.6. Bibliografia

- Cardoso, A.C. and G. Free. 2008. Incorporating invasive alien species into ecological assessment in the context of Water Framework Directive. *Acquatic Invasions*. 3 (4): 361-366.
- Celesti-Grapow L., Pretto F., Carli E., Blasi C. (eds.), 2010. Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia. Casa Editrice Università La Sapienza, Roma. 208 pp.
- Celesti-Grapow L., Pretto F., Brundu G., Carli E. and Blasi C. 2009. Plant invasion in Italy - an overview. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Direzione Protezione della Natura. Palombi & Partner Srl, Roma.
- CIS, 2003a. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. Working Group 2.A, Ecological Status (ECOSTAT). Final version, 5 November 2003. 47 pp.
- CIS, 2003b. Rivers and Lakes - Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Working Group 2.3, REFCOND. Final version, 78 pp.
- CIS, 2004. Overview of common Intercalibration types. Working Group 2.A, Ecological Status (ECOSTAT). Final version, 23 April 2004. 38 pp.
- Den Hartog C., 1981. Synecological classification of aquatic plant communities – Colloques phytosociologiques 10 “Végétation aquatiques”: 171-182.
- Den Hartog C., Segal S., 1964. A new classification of the water plant communities – Acta Botanica Neerlandica, 13: 367-393.
- Directive of the European Parliament and of the Council 23 October 2000 n. 60. Framework for Community action in the field of water policy. Official Journal European Communities n. 327, 22/12/2000: 72 pp.
- Free, G., R. Little, D. Tierney, K. Donnelly & R. Caroni, 2006. A reference based typology and ecological assessment system for Irish lakes. Preliminary investigations. EPA, Wexford, Ireland.
- Gruppo di lavoro per l'Armonizzazione dei metodi biologici per le Acque Superficiali – Sottogruppo “Laghi”. 2007. Protocollo di campionamento di macrofite acquatiche in ambiente lacustre. [http://www.apat.gov.it/site/it-IT/APAT/Pubblicazioni/metodi\\_bio\\_acque.html](http://www.apat.gov.it/site/it-IT/APAT/Pubblicazioni/metodi_bio_acque.html)
- Hering, D., C.K. Feld, O. Moog and T. Ofenböck. 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*. 566: 311-324.
- Kohler, A. 1978. Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft + Stadt* 10 (2): 73-85
- Kolada, A. & H. Ciecierska, 2009. Wytyczne do prowadzenia badan terenowych makrofitow w jeziorach oraz do sposobu zestawiania i przetwarzania danych [Guidelines for a study of macrophyte communities in lakes and for data compilation and processing], Department of

- Freshwater Assessment Methods and Monitoring. Institute of Environmental Protection, Warsaw.
- Lakes Intercalibration Expert. (non pubbl.). Draft Report from Macrophyte Group. Lakes Intercalibration Expert Workshop. Ispra (VA) 26-27 October 2006.
- Müller T. 1992. Klasse: Lemnetaea (Lemnetaea minoris). In: Oberdorfer E. (Editor). Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I, 3. Aufl., Fischer, Stuttgart: 67-77.
- Pall, K & V. Moser. 2009. Austrian Index Macrophytes (AIM-Module 1) for lakes: a Water Framework Directive compliant assessment system for lakes using aquatic macrophytes. *Hydrobiologia*, 633(1):83-104.
- Pignatti, S. 1982. La Flora d'Italia. (3 vol). Edagricole, Bologna.
- Raunkiaer O. 1934. Life forms and terrestrial plant geography. Clarendon Press, Oxford.
- Schaumburg, J., C. Schranz, D. Stelzer & G. Hofmann. 2007. Action Instructions for the ecological Evaluation of Lakes for Implementation of the EU Water Framework Directive: Makrophytes and Phytobenthos.
- Willby, N.J., J. Pitt & G.L. Phillips, 2010. The ecological classification of UK lakes using aquatic macrophytes. Environment Agency Science Report - Derived from JNCC (2005). Common standards monitoring guidance for freshwater habitats and species. First version ? March 2005, ISSN 1743-8160.

## Appendice A. Protocollo di campionamento

Il protocollo qui descritto ha lo scopo di definire una metodologia univoca per la raccolta delle informazioni relative alla presenza nei laghi di macrofite acquatiche appartenenti alle seguenti 3 categorie: sommerse (es. *Myriophyllum*), radicate a foglie galleggianti (es. *Nimphaea*) e liberamente galleggianti (es. *Lemna*), classificate in base alla Flora d'Italia (Pignatti 1982). Queste categorie comprendono sia le fanerogame sia le piante inferiori come muschi (es. *Fontinalis*), felci (es. *Salvinia*) e macroalghe sessili (es. *Chara*) formanti colonie ed aggregati macroscopicamente visibili.

### Riferimenti Normativi

- prEN 15460 – Water quality. Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in lakes
- EN 14184 – Water quality. Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running waters
- EN 14996 – Water quality. Guidance on assuring the quality of biological and ecological assessments in the aquatic environment (in press)

### Termini e Definizioni

**Sito:** porzione continua di riva, di ampiezza variabile, al cui interno è possibile individuare una comunità macrofittica omogenea in termini di composizione specifica e che si estende fino ad una profondità costante;

**Transetto:** linea all'interno del sito, perpendicolare alla costa, lungo la quale si effettuano le osservazioni o i campionamenti;

**Intervallo di profondità** porzione di transetto compreso tra la profondità  $x$  e la profondità  $x + 1$  metro entro la quale si effettua l'osservazione o il campionamento. Il primo intervallo di profondità è quello compreso tra 0 m (riva) e la profondità di 1 metro. Al suo interno si collocano 4 punti di osservazione o di campionamento secondo le modalità indicate più avanti;

### Strumentazione ed Attrezzatura

- Dispositivi di protezione individuale
- Carta topografica del lago in scala 1:5000 o 1:10000. La scala dovrà essere scelta per raffigurare al meglio l'intero bacino imbrifero ed il relativo uso del suolo.
- Palmare o computer portatile, interfacciati con strumento GPS avente un errore inferiore a 3 m, per il rilevamento delle coordinate geografiche richieste.



- Telemetro ottico per il rilevamento delle distanze rispetto alla riva (nel caso non si disponga di GPS).
- Corda metrata o ecoscandaglio per la misura della profondità del fondale (nel caso che si utilizzi l'ecoscandaglio occorre verificare che la profondità rilevata corrisponda al fondale e non al tetto della vegetazione sommersa).
- Batiscopio.
- Telecamera subacquea munita di video a cristalli liquidi.
- Disco di Secchi per la misura della trasparenza dell'acqua.
- Rastrello con denti opposti e spazio interdentale regolabile per la raccolta della vegetazione.
- Schede di campagna (Appendice B).
- Ecosonda in grado di rappresentare, su schermo o su carta, la presenza della vegetazione sommersa; questo strumento facilita la ricerca della vegetazione sommersa nei laghi di grande estensione.
- Draga per la determinazione della granulometria del fondo.
- Buste di plastica, per la conservazione degli esemplari di piante non immediatamente determinabili.
- Lente di ingrandimento.
- Matita e penna con inchiostro indelebile.
- Borsa frigorifera per la conservazione dei campioni.
- Macchina fotografica.
- Manuali di riconoscimento e chiavi dicotomiche per la determinazione delle specie

#### Procedura di Campionamento

Il procedimento d'indagine per ciascun corpo d'acqua si compone di 4 fasi:

- I. Raccolta preliminare di informazioni circa la presenza di macrofite attraverso la consultazione dei frequentatori e dei fruitori del lago e la ricerca bibliografica.
- II. Individuazione dei siti in base alle informazioni raccolte nel corso della fase I e all'esito di perlustrazioni propedeutiche al campionamento.
- III. Descrizione delle caratteristiche ambientali dei siti e del territorio a ridosso dei siti medesimi.
- IV. Esecuzione delle osservazioni o dei campionamenti lungo i transetti.

Le fasi II, III e IV vanno svolte tra maggio e settembre, ma comunque cercando di effettuare le osservazioni o i campionamenti nel periodo di massima espansione della flora macrofita.

## FASE I

L'indagine anche informale condotta presso i frequentatori o i fruitori del lago (gestori di strutture turistiche, di cantieri o di centri nautici, operatori del servizio civile, pescatori, residenti, ecc.) e la ricerca bibliografica permettono di ottenere le informazioni di base utili per indirizzare e velocizzare le successive fasi dell'indagine.

## FASE II

L'attendibilità, l'attualità e la completezza delle informazioni raccolte durante la prima fase devono essere verificate ed integrate da ispezioni in campo al fine di poter individuare i siti. Questa fase, così come quelle successive, viene svolta a bordo di un'imbarcazione leggera a remi che possa penetrare anche all'interno della vegetazione galleggiante ed utilizzando la strumentazione precedentemente indicata. I margini del sito devono essere rilevati mediante GPS e riportati su una cartografia in scala 1:5000 o 1:10000 utilizzando un sistema informativo geografico con riferimenti UTM32-WGS84.

## FASE III

Una volta individuato il sito se ne descrivono le caratteristiche principali, relativamente al territorio adiacente, segnalando: l'eventuale presenza di darsene, moli, porti, scarichi di qualsiasi tipo, immissari, nonché l'uso del suolo agricolo, ecc. Tutte queste informazioni dovranno essere riportate nelle sezioni appositamente predisposte sulle schede di campionamento (Appendice B). Dovranno essere segnalati anche quei fattori che possono incidere sulla presenza della vegetazione acquatica quali la presenza di animali erbivori (uccelli selvatici, pesci, ecc.) oppure l'asportazione periodica delle piante mediante sfalci (Appendice B).

## FASE IV

### *Disposizione dei transetti*

I siti che pur avendo caratteristiche simili tra loro sono distribuiti su tratti di litorale separati sono considerati siti diversi e, in quanto tali, vanno tutti campionati.

In ciascun sito deve essere individuato uno e un solo transetto, nella zona che l'operatore ritiene più rappresentativa del sito, che dovrà essere percorso e campionato come descritto in seguito.

Il transetto in ciascun sito è disposto ortogonalmente alla riva.

I limiti estremi del transetti, così come i margini del sito cui appartiene, devono essere rilevati

mediante GPS e riportati su una cartografia in scala 1:5000 o 1:10000 utilizzando un sistema informativo geografico con riferimenti UTM32-WGS84.

Questa modifica al precedente protocollo di campionamento è stata effettuata a seguito di un lavoro di analisi dei dati rilevati in diversi laghi. Lavoro che ha indicato che al diminuire dei transetti all'interno di un sito omogeneo, l'abbondanza delle specie all'interno del sito non riportava variazioni significative.

### *Ispezione del transetto*

L'ispezione viene effettuata, lungo il transetto, con la barca posizionata all'interno dell'intervallo di profondità. I punti di osservazione o di campionamento sono 4 in totale: uno verso prua ed uno verso poppa da ciascun lato della barca (Fig. 5). Per ciascuna dei punti di osservazione o di campionamento deve essere indicata la percentuale di abbondanza di ciascuna specie raccolta. Nel punto in cui si pone la barca, che è uno solo per ogni intervallo, si misura la profondità, si rilevano le coordinate geografiche (UTM32-WGS84) e si determina la tipologia del fondale (Appendice B), ricorrendo, se necessario, all'impiego di draghe comunemente usate in limnologia. L'ispezione del transetto si esegue partendo dalla riva e procedendo verso il lago e termina quando si rileva l'assenza di vegetazione su tutti i 4 punti in due intervalli di profondità consecutivi oppure quando è stata raggiunta la massima profondità del lago. L'ispezione deve consentire di rilevare le specie presenti e di individuare la specie più abbondante. I risultati vanno riportati nella scheda di campagna assegnando un codice (Tab. 5) a ciascuna specie trovata (Appendice B). In acque poco profonde e sufficientemente trasparenti può bastare la semplice osservazione senza o con batiscopio. Si fa ricorso all'osservazione con la telecamera o al campionamento con il rastrello quando a causa della profondità o della scarsa trasparenza non si può accertare la presenza della vegetazione, oppure non si distinguono le specie che compongono la comunità usando il batiscopio. Assieme all'indagine occorre misurare la trasparenza dell'acqua con il disco di Secchi, una sola volta nel corso della giornata, nella zona pelagica.

L'abbondanza di ciascuna specie dovrà essere indicata utilizzando la scala di Kolher con 5 classi di abbondanza (valori da 1 a 5). In questo caso il punteggio di abbondanza può essere assegnato dall'operatore stesso sulla base dell'abbondanza relativa delle specie sul rastrello (Kohler, 1978)

All'ispezione lungo il transetto si chiede agli operatori di effettuare anche il rilievo della presenza/assenza di specie elofitiche lungo il tratto di riva occupato da ciascun sito, riportando anche le specie presenti.

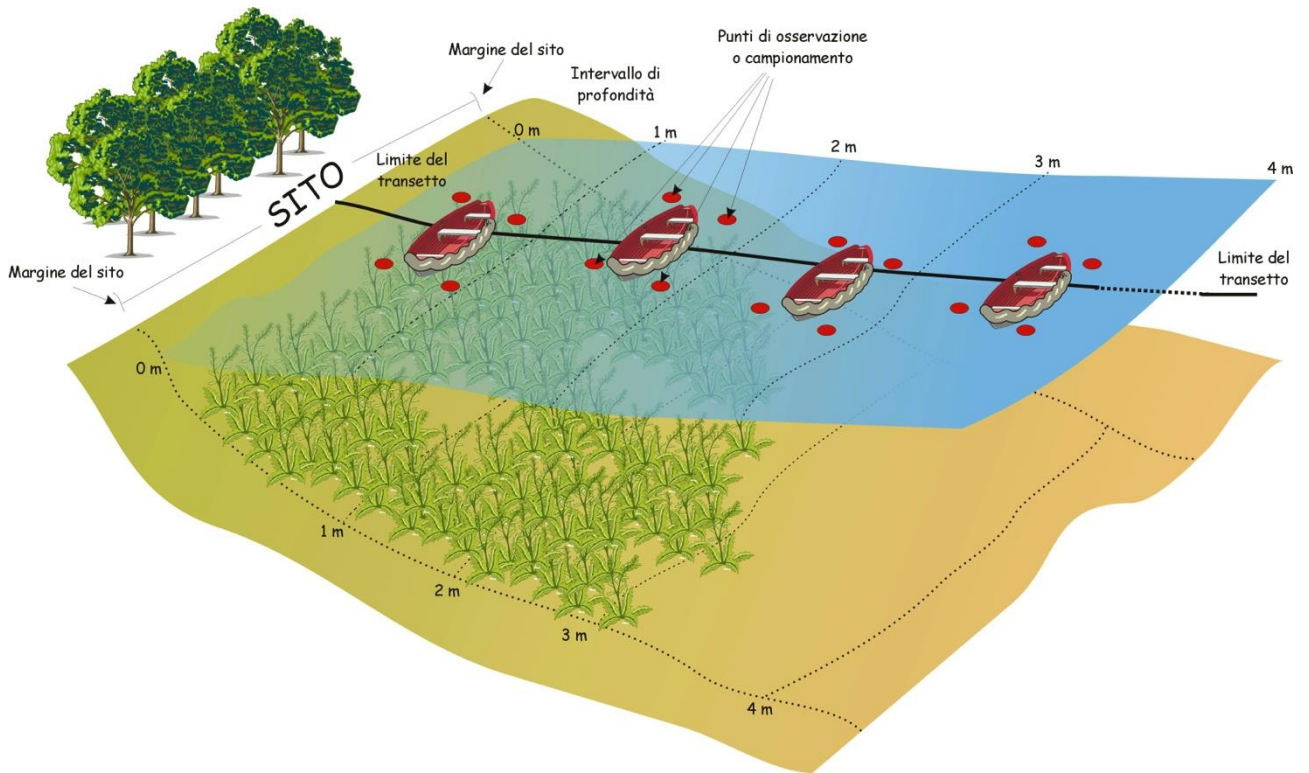


Fig. 5. Schema della metodologia di campionamento.

## Appendice B. Schede di Campagna

A 1 - Descrizione del sito

<b>Lago (toponimo)</b> <input type="text"/>			
<b>Data:</b> <input type="text"/>	<b>Ora:</b> <input type="text"/>		<input type="text"/>
<b>Meteo:</b> <input type="text"/>	<b>Disco di Secchi:</b> <input type="text"/>	<b>m</b>	
<b>Operatore:</b> <input type="text"/>			
<b>Coordinate (UTM32-WGS84) dei margini del sito</b>			
<b>Sito n°</b> <input type="text"/>	<b>Inizio (riva) N</b> <input type="text"/>	<b>E</b> <input type="text"/>	<input type="text"/>
	<b>Fine N</b> <input type="text"/>	<b>E</b> <input type="text"/>	<input type="text"/>

Caratteristiche della zona di costa a ridosso del sito			
Vegetazione	Linea di costa	Uso del suolo	Linea di costa
Bosco	<input type="checkbox"/>	Tessuto urbano	<input type="checkbox"/>
Arbusti	<input type="checkbox"/>	Parchi urbani e aree sportivo o ricreative	<input type="checkbox"/>
Alberi e arbusti	<input type="checkbox"/>	Aree portuali	<input type="checkbox"/>
Erba alta	<input type="checkbox"/>	Strade, parcheggi, piste ciclabili, sentieri	<input type="checkbox"/>
Canneti, cariceti	<input type="checkbox"/>	Zone coltivate	<input type="checkbox"/>
Paludi	<input type="checkbox"/>	Zone industriali	<input type="checkbox"/>
Prati, pascoli	<input type="checkbox"/>	Altro <input type="text"/>	<input type="checkbox"/>
Orti, giardini	<input type="checkbox"/>		
Aree senza vegetazione	<input type="checkbox"/>		
Altro <input type="text"/>	<input type="checkbox"/>		

Tipologia della zona costiera	Caratteristiche particolari
Rive ripide <input type="checkbox"/>	Accumulo di legname morto o trasportato <input type="checkbox"/>
Rive piate <input type="checkbox"/>	Scarichi, rifiuti o inquinamento <input type="checkbox"/>
Muri <input type="checkbox"/>	Afflussi (canali, fiumi, torrenti) <input type="checkbox"/>
Altro <input type="text"/>	<input type="checkbox"/>
<b>Tipologia degli argini</b>	
Pietre, massi <input type="checkbox"/>	Emissario <input type="checkbox"/>
Muri <input type="checkbox"/>	Scaricatori (canali, drenaggio) <input type="checkbox"/>
Naturale <input type="checkbox"/>	Pontili di sbarco <input type="checkbox"/>
Altro <input type="text"/>	Altro <input type="text"/>

Lago (toponimo) <input type="text"/>			
Data:	<input type="text"/>	Ora:	<input type="text"/>
Meteo:	<input type="text"/>	Disco di Secchi:	<input type="text"/> m
Operatore: <input type="text"/>			
Sito n° <input type="text"/>			
<b>Coordinate (UTM32-WGS84) dei limiti del transetto</b>			
Transetto n° <input type="text"/>	Inizio (riva)	N <input type="text"/>	E <input type="text"/>
	Fine	N <input type="text"/>	E <input type="text"/>
Strumento di campionamento: <input type="checkbox"/> Batiscopio <input type="checkbox"/> Telecamera <input type="checkbox"/> Rastrello			

Intervallo di profondità (m)	Profondità* (m)	Coordinate* (UTM32-WGS84)		Specie presenti**									
				Sp1	Sp2	Sp3	Sp4	Sp5	Sp6	Sp7	Sp8		
0 - 1 m	<input type="text"/> m	N	<input type="text"/>										
		E	<input type="text"/>										
1 - 2 m	<input type="text"/> m	N	<input type="text"/>										
		E	<input type="text"/>										
2 - 3 m	<input type="text"/> m	N	<input type="text"/>										
		E	<input type="text"/>										
3 - 4 m	<input type="text"/> m	N	<input type="text"/>										
		E	<input type="text"/>										
4 - 5 m	<input type="text"/> m	N	<input type="text"/>										
		E	<input type="text"/>										
5 - 6 m	<input type="text"/> m	N	<input type="text"/>										
		E	<input type="text"/>										

\*al centro della barca

\*\*indicare per ciascuna specie l'abbondanza secondo la scala in tabella 1



Lago (toponimo)

Sito n°

Transetto n°

Intervallo di profondità (m)	Tipologia substrato					
	Roccia	Massi	Ghiaia	Sabbia	Limo	Altro
0 - 1 m	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="text"/>
1 - 2 m	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="text"/>
2 - 3 m	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="text"/>
3 - 4 m	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="text"/>
4 - 5 m	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="text"/>
5 - 6 m	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="text"/>
6 - 7 m	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="text"/>

Note:

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_



## Appendice C. Script R per il calcolo della matrice di Dissimilarità di B&C

```
# 1. Installare i pacchetti MASS e Vegan se non già installati.
# Nel caso occorra installarli cancellare il simbolo # dalla riga sottostante.
# install.packages(c("MASS", "vegan"))
require(MASS)
require(vegan)

# 2. Creare una matrice delle abbondanze medie di ciascuna specie su ciascun
# transetto.
# La matrice dovrà essere composta da:
# a. una prima colonna dove sono presenti i codici dei diversi transetti (es.
# IT-Als1) ad indicare il transetto 1 del lago di Alserio. Questo codice
# potrà essere di forma diversa, a vostro piacimento;
# b. colonne successive intestate da un codice relativo alla specie e valori
# corrispondenti alla media dell'abbondanza delle singole specie nei
# singoli transetti.
# Un esempio di questa matrice viene riportato qui di seguito:
# CodeID Cha.asp Cha.can Cha.con Cha.del Cha.den Cha.des Cha.fil
# IT-Als1 0.5 0 0 0 0 0 0
# IT-Als2 4 0 0 0 0 0 0
# IT-Als3 0 0 3.2 0 0 0 0
# IT-Als4 0 0 0 0 4.0 0 0
# IT-Als5 0 0 0 0 0 0 0
# IT-Als6 0 0 0 0 0 0 0

# 3. Salvare questa matrice come file CSV delimitato. Meglio utilizzare la
# delimitazione con ;.
# Nel caso venga usato un delimitatore diverso cambiare questo nella riga
# sottostante.
# NB Ricordarsi di eliminare qualunque colonna o riga in eccesso. Spesso
# infatti salvando le matrici in Excel queste presentano righe o colonne
# vuote, queste aggiungono delimitatori inutili che vanno eliminati
# all'interno del CVS.

# 4. Indicare il percorso completo per raggiungere il file. Cambiare se
# necessario!
setwd("C:\\Documenti")

# 5. Importare la matrice attraverso il comando read.csv. Cambiare il nome del
# file se necessario.
BeC <- read.csv("x_braycurtis.csv", sep=";", header=T)
# 6. Eseguire le righe sottostanti
BeC.num <- (index[c(1:dim(BeC)[1]),c(2:dim(BeC)[2])])
BeC.etic <- (index[c(1:dim(BeC)[1]),c(1)])
data_labels <- BeC.etic
BeC.dist<-vegdist(BeC.num, method="bray", na.rm=T)
class(BeC.dist)
BeC.dist <- data.matrix(BeC.dist)
class(BeC.dist)

# 7. Eseguire la riga sottostante per ottenere la matrice di distanza di
# Bray&Curtis.
# Il file verra' salvato nelle stessa cartella indicata al punto 4.
# E' possibile modificare a vostro piacimento il nome del file.
write.csv(BeC.dist, file = "dist_BC.csv")
index.clua<-hclust(index.dist, "average")
cor(index.dist, cophenetic(index.clua))
plot(index.clua, cex=0.7, labels = data_labels)
```



## ***5. Indice per valutazione della qualità delle acque lacustri italiane a partire dalle diatomee epifitiche ed epilittiche (EPI-L)***

**Aldo Marchetto<sup>1\*</sup>, Chiara Agostinelli<sup>2</sup>, Renate Alber<sup>3</sup>, Andrea Beghi<sup>2</sup>, Stefania Bracchi<sup>4</sup>, Fabio Buzzi<sup>2</sup>, Elisa Carena<sup>2</sup>, Susanna Cavalieri<sup>5</sup>, Federica Cimoli<sup>5</sup>, Silvia Costaraoss<sup>6</sup>, Isa Crescentini<sup>4</sup>, Valentina Della Bella<sup>4</sup>, Margherita Di Brizio<sup>4</sup>, Marco Fioravanti<sup>2</sup>, Pierluigi Fogliati<sup>7</sup>, Riccardo Formenti<sup>2</sup>, Matteo Galbiati<sup>2</sup>, Filippo Galimberti<sup>2</sup>, Arianna Macor<sup>9</sup>, Laura Mancini<sup>8</sup>, Stefania Marcheggiani<sup>8</sup>, Giovanna Marchi<sup>5</sup>, Simona Musazzi<sup>1</sup>, Arianna Nicola<sup>7</sup>, Rosalba Padula<sup>4</sup>, Sabrina Pozzi<sup>6</sup>, Camilla Puccinelli<sup>8</sup>, Egiziana Rinaldi<sup>4</sup>, Chiara Rustighi<sup>5</sup>, Paola Testa<sup>6</sup>, Berta Thaler<sup>3</sup>, Claudia Vendetti<sup>8</sup>, Raffaella Zorza<sup>9</sup>**

<sup>1</sup> *CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Verbania Pallanza*

<sup>2</sup> *ARPA Lombardia*

<sup>3</sup> *APPA Bolzano*

<sup>4</sup> *ARPA Umbria*

<sup>5</sup> *ARPA Toscana*

<sup>6</sup> *APPA Trento*

<sup>7</sup> *ARPA Piemonte*

<sup>8</sup> *Istituto Superiore di Sanità*

<sup>9</sup> *ARPA FVG*

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

### **Ringraziamenti**

*Gli autori ringraziano Mattia Azzella (Università La Sapienza di Roma), Claudio Giacoletto, Paola Botta, Lucrezia D'Arnese, Chiara Cisaro e Francesca Vietti (ARPA Piemonte), Luca Galli (ARPA Umbria), Daniela Dinelli, Gloria Degl'Innocenti, Marina Pischedda, Claudio Di Paolo, Mario Cenni (ARPA Toscana) per il campionamento e il Dr. Danilo Tait (APPA Bolzano) per i dati ambientali relativi ai laghi alpini della Provincia di Bolzano.*

*Una parte di questa attività è stata co-finanziata dall'Unione Europea, grazie al progetto LIFE+ "Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes" (INHABIT) LIFE08 ENV/IT/000413 e al progetto di ricerca (5° programma quadro) "European Mountain lake Ecosystems: Regionalisation, diagnostics & socio-economic Evaluation (EMERGE).*

## 5.1. Introduzione

Le diatomee possono indicare la qualità delle acque lacustri, ed in particolare la loro trofia (ad es. Bennion et al. 2012, Torrisi & Dell’Uomo 2006). Tra gli studi che hanno trovato una relazione tra la trofia e la composizione in specie delle comunità bentoniche lacustri (ad es. Bennion 1994, Bennion et al. 2012), alcuni hanno interessato anche dei laghi italiani (ad es. Wunsam & Schmidt, 1995).

“Macrofite e fitobentos” è uno degli “elementi biologici” che devono essere utilizzati, secondo l’allegato 5 della Direttiva europea 2000/60/EC (Direttiva quadro sulle acque), per la valutazione della qualità ecologica dei corpi idrici. La componente fitobentonica deve essere considerata unitamente alle macrofite nella definizione di un indice di qualità.

Nel corso del processo di intercalibrazione tra i diversi paesi europei dei metodi per la valutazione della qualità ecologica dei corpi idrici, è divenuta opinione comune che la componente fitobentonica può essere rappresentata adeguatamente dalla comunità di diatomee epifitiche o epilittiche, che presenta una diversità specifica molto elevata.

In bibliografia si può trovare un numero elevato di metodi per valutare la qualità ecologica dei corsi d’acqua a partire dalle comunità biologiche, e quasi tutti questi indici possono essere calcolati utilizzando il software Omnidia. Tuttavia, al momento soltanto sei metodi sono stati predisposti in modo specifico per i corpi idrici lacustri, e sono in uso in Belgio (VMM 2009), Germania (Schaumburg et al. 2004, 2007), Ungheria, Irlanda, Polonia e nel Regno Unito (Bennion et al. 2012). Tuttavia, alcuni dei metodi predisposti per i corsi d’acqua sono stati utilizzati con successo anche in ambito lacustre, talora con piccole modifiche.

Prima di proporre un nuovo indice per la valutazione della qualità ecologica delle acque lacustri, abbiamo svolto una campagna di campionamento delle diatomee con metodi coordinati e abbiamo valutato la possibilità di utilizzare i metodi esistenti per i laghi italiani.

Tuttavia, questo esercizio non ha dato i risultati sperati, in quanto un certo numero di indici è risultato relativamente ben correlato alla pressione trofica, descritta per semplicità dalla concentrazione di fosforo, ma le relazioni non erano sufficientemente precise da permettere una suddivisione ragionevole dei laghi in classi di qualità. Pertanto abbiamo deciso di predisporre un nuovo indice nazionale, che viene descritto in questo rapporto.

## 5.2. Dati utilizzati

Per permettere la definizione e calibrazione di un indice diatomico per le acque lacustri, nel corso del 2012 il Ministero dell'Ambiente ha richiesto alle Agenzie regionali e provinciali per la protezione dell'ambiente la raccolta e l'analisi di campioni di diatomee epifitiche o epilittiche.

Per la calibrazione di questo metodo sono stati utilizzati i dati pervenuti entro il 30 giugno 2013, raccolti nei mesi estivi del 2012 dalle Agenzie per la protezione dell'ambiente delle regioni Friuli Venezia-Giulia, Lombardia, Piemonte, Toscana, Umbria, e delle province di Trento e di Bolzano e integrati con altri dati ottenuti dall'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi del CNR e dall'Istituto Superiore di Sanità.

In totale sono stati campionati 80 laghi, per un totale di 119 campioni, utilizzando un metodo di campionamento standardizzato (UNI 2005), dando la preferenza per la raccolta su ciottoli. Alcuni campioni sono stati prelevati su fusti di *Phragmites* o su macrofite sommerse (*Najas marina*, *Chara rudis*) e, solo nel lago di Vico, su substrati artificiali appositamente immersi per confronto.

Venti laghi sono stati campionati due o tre volte, 9 di essi da due enti diversi, permettendo quindi anche un confronto sulla ripetibilità e riproducibilità dei valori ottenuti. La lista dei laghi campionati è riportata in appendice A.

## 5.3. Formulazione dell'indice

La maggior parte degli indici diatomici presenti in letteratura usa il metodo delle medie ponderate, descritto per la prima volta da Zelinka & Marvan (1961). Alcuni indici, invece, si basano sulla presenza di specie indicatrici (VMM 2009) o su una combinazione dei due approcci (Schaumburg et al. 2004).

L'utilizzo delle specie indicatrici richiede una conoscenza approfondita della distribuzione delle diverse specie sul territorio nazionale. Questo non è il caso per le acque lacustri italiane e pertanto abbiamo optato per l'uso della formula delle medie ponderate.

I pesi trofici (p) e i valori indicatori (v) delle singole specie sono stati ricavati dall'insieme dei dati raccolti durante questo esercizio, limitatamente alle specie che rappresentavano almeno l'1% del conteggio in 3 o più laghi e che raggiungevano una percentuale minima del 3% in almeno un lago, e sono riportati in tabella 6. Il peso trofico di ciascuna specie è stato ottenuto come media ponderata della concentrazione media annua di fosforo totale epilimnetico utilizzando come pesi le abbondanze percentuali di quella specie in tutti i 119 campioni esaminati. Il valore indicatore a sua

volta è stato ottenuto come media ponderata dei quadrati delle differenze tra la concentrazione media annua di fosforo totale epilimnetico e il peso trofico sopra definito, utilizzando gli stessi pesi. Per evitare che alcune specie assumessero valori indicatori eccessivi, tutti i valori superiori a 30 sono stati sostituiti con un valore indicatore di 30.

L'indice può essere quindi calcolato per ogni lago, a condizione che almeno il 70% delle valve contate appartenga ad una delle specie riportate in tabella 6, a partire dalle abbondanze relative percentuali ( $a_i$ ) delle  $n$  specie presenti con la formula seguente:

$$EPI - L = 4 - 2 \frac{\sum_{i=1}^n a_i p_i v_i}{\sum_{i=1}^n a_i v_i}$$

Nell'uso della tabella 6 si raccomanda di prestare attenzione alla nomenclatura usata, in quanto diverse specie sono state riassegnate recentemente a generi diversi. Per comodità del lettore è stata riportata anche la nomenclatura usata da Krammer e Lange-Bertalot (1997-99) nel volume 2 della *Süßwasserflora von Mitteleuropa*.

Tabella 6 – Pesi trofici (p) e valori indicatori (v) per le diatomee bentiche lacustri

Codice	Nome	Sinonimo	p	v
ACAF	Achnantheidium affine	Achnanthes minutissima var affine	1,01	28,4
ACLI	Achnantheidium lineare	Achnanthes linearis	0,79	30,0
ADHE	Achnantheidium helveticum	Achnanthes helvetica	0,45	30,0
ADMI	Achnantheidium minutissimum	Achnanthes minutissima	1,09	4,6
ADPY	Achnantheidium pyrenaicum	Achnanthes biasoletiana	1,24	12,6
ADSA	Achnantheidium saprophilum	Achnanthes minutissima var. saprophila	1,27	9,9
ADSB	Achnantheidium straubianum	Achnanthes minutissima (forme ellittiche)	1,22	22,0
ADSU	Achnantheidium subatomus	Achnanthes subatomus	1,14	30,0
AINA	Amphora inariensis		1,49	11,6
APED	Amphora pediculus		1,35	9,0
ANIV	Aulacoseira nivalis	A. distans var. nivalis	0,80	30,0
AUGR	Aulacoseira granulata		1,48	20,4
BMIC	Brachysira microcephala	Inclusa nella seguente	0,68	12,3
BVIT	Brachysira vitrea	Anomoeoneis vitrea	0,69	30,0
CAEX	Cymbella excisa		1,34	8,4
CAFF	Cymbella affinis		1,51	6,4
CATO	Cyclotella atomus		1,48	10,4
CBAM	Cymbopleura amphicephala	Cymbella amphicephala	1,42	11,3
CLEM	Cyclotella lemanensis	Cyclotella bodanica var. lemanica	1,59	19,1
CCOS	Cyclotella costei	Cyclotella cyclopuncta e C. distinguenda var. unipunctata	1,14	7,3
CCIS	Cymbella cistula		1,30	10,9
CCMS	Cyclotella comensis		0,67	30,0
CHEL	Cymbella helvetica		1,44	20,6
CKUT	Cyclotella kuetzingiana	C. krammeri	1,34	30,0
CMLF	Craticula molestiformis	Navicula molestiformis	0,50	30,0
COCE	Cyclotella ocellata		1,44	6,8
COPL	Cocconeis pseudolineata	C. placentula var. pseudolineata	1,31	24,9
CPLA	Cocconeis placentula		1,55	10,4
CPLI	Cocconeis placentula var lineata		1,28	30,0
HRAD	Handmannia radiosa	Cyclotella radiosa	1,24	4,0
DDEL	Delicata delicatula	Cymbella delicatula	0,62	30,0
DMES	Diatoma mesodon		0,60	30,0
DSTE	Discotella stelligera	Cyclotella stelligera	1,42	30,0
DSTO	Discotella stelligeroides	Cyclotella stelligeroides	0,52	18,0
DTEN	Denticula tenuis		0,99	5,1
EADN	Epithemia adnata		1,31	30,0
ECAE	Encyonema caespitosum	Cymbella caespitosa	1,68	17,8
ECES	Encyonema cesatii	Cymbella cesatii	0,58	17,1



Codice	Nome	Sinonimo	p	v
ECPM	<i>Encyonopsis minuta</i>	<i>Cymbella minuta</i>	0,84	11,6
EEXI	<i>Eunotia exigua</i>		0,69	26,3
EMIC	<i>Eunotia microcephala</i>		1,46	7,4
ENCM	<i>Encyonopsis microcephala</i>	<i>Cymbella microcephala</i>	0,78	10,1
ENLB	<i>Encyonema langebertalotii</i>	inclusa in <i>Cymbella cistula</i> (?)	0,98	6,4
ENMI	<i>Encyonema minutum</i>	<i>Cymbella minuta</i>	0,94	5,7
ENPA	<i>Encyonema paucistriatum</i>	<i>Cymbella paucistriata</i>	0,79	20,0
ENVE	<i>Encyonema ventricosum</i>	<i>Cymbella ventricosa</i>	1,61	6,9
EOMI	<i>Eolimna minima</i>	<i>Navicula minima</i>	1,36	12,0
ESLE	<i>Encyonema silesiacum</i>	<i>Cymbella silesiaca</i>	0,92	5,6
ESOR	<i>Epithemia sores</i>		1,35	30,0
ESUM	<i>Encyonopsis subminuta</i>	inclusa in <i>Cymbella microcephala</i>	0,87	6,5
EUFL	<i>Eucoconeis flexella</i>	<i>Achnanthes flexella</i>	0,48	30,0
FCAP	<i>Fragilaria capucina</i>		1,21	8,5
FCRO	<i>Fragilaria crotonensis</i>		1,50	15,3
FCVA	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>		1,36	14,6
FGRA	<i>Fragilaria gracilis</i>	<i>F. capucina</i> var. <i>gracilis</i>	1,27	3,3
FNAN	<i>Fragilaria nanana</i>		0,84	7,2
FPEM	<i>Fragilaria perminuta</i>	<i>F. capucina</i> var. <i>perminuta</i>	1,28	17,4
FRUM	<i>Fragilaria rumpens</i>	<i>F. capucina</i> var. <i>rumpens</i>	1,27	16,1
FTEN	<i>Fragilaria tenera</i>		0,85	8,7
GMIN	<i>Gomphonema minutum</i>		1,15	12,4
GOLI	<i>Gomphonema olivaceum</i>		1,32	30,0
GOLL	<i>Gomphonema olivaceolacuum</i>	incluso nel precedente	1,28	30,0
GPAP	<i>Gomphonema parvulum</i>		1,42	5,0
GPUM	<i>Gomphonema pumilum</i>	<i>G. angustum</i>	1,56	10,2
GTER	<i>Gomphonema tergestinum</i>	<i>G. semiapertum</i> var. <i>tergestinum</i>	1,27	30,0
GTRU	<i>Gomphonema truncatum</i>		1,21	9,2
KCLE	<i>Karayevia clevei</i>	<i>Achnanthes clevei</i>	1,35	30,0
MPMI	<i>Mayamaea permitis</i>	<i>Navicula atomus</i> var. <i>permitis</i>	1,48	30,0
MSMI	<i>Mastogloia smithii</i>		1,54	19,1
MVAR	<i>Melosira varians</i>		0,80	6,2
NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i>		1,52	8,7
NANT	<i>Navicula antonii</i>	inclusa in <i>N. menisculus</i>	1,28	14,7
NCPL	<i>Nitzschia capitellata</i>		1,44	10,0
NCPR	<i>Navicula capitoradiata</i>		1,39	6,0
NCTE	<i>Navicula cryptotenella</i>		1,26	7,7
NDIS	<i>Nitzschia dissipata</i>		1,47	8,2
NFON	<i>Nitzschia fonticola</i>		1,49	10,5
NIFR	<i>Nitzschia frustulum</i>		1,64	11,7
NILA	<i>Nitzschia lacuum</i>		1,71	8,7
NSTS	<i>Nitzschia soralensis</i>	<i>N. inconspicua</i>	1,46	18,9
NMEN	<i>Navicula menisculus</i>		1,39	23,7

Codice	Nome	Sinonimo	p	v
NMIC	Nitzschia microcephala		1,52	18,1
NPAL	Nitzschia palea		1,32	7,1
NREC	Nitzschia recta		1,25	7,4
NSOC	Nitzschia sociabilis		1,53	12,5
NTAB	Nitzschia tabellaria	N. sinuata var. tabellaria	1,32	11,1
NTEN	Navicula tenelloides		1,39	30,0
NTPT	Navicula tripunctata		1,68	15,2
NVEN	Navicula veneta		1,74	30,0
PLVU	Planothidium lacus-vulcani	Achnanthes lacus-vulcani	0,66	7,5
PMNF	Pinnularia microstauron var nonfasciata	inclusa in Pinnularia microstauron	0,94	7,1
PMRG	Psammothidium marginulatum	Achnanthes marginulata	0,60	30,0
PMTC	Psammothidium curtissimum	Achnanthes curtissima	0,88	4,6
PRST	Planothidium rostratum	Achnanthes lanceolata var. rostrata	1,24	30,0
PSCT	Psammothidium scoticum	Achnanthes scotica	0,83	5,5
PTLA	Planothidium lanceolatum	Achnanthes lanceolata	1,41	16,5
RABB	Rhoicosphenia abbreviata		1,33	30,0
RGIB	Rhopalodia gibba		1,51	18,5
RSIN	Reimeria sinuata	Cymbella sinuata	1,15	14,4
SBRV	Staurosira brevistriata	Fragilaria brevistriata	1,24	6,6
SBND	Staurosira binodis	Fragilaria construens var. binodis	0,86	9,1
SCON	Staurosira construens	Fragilaria construens	0,98	7,0
PSSE	Pseudotaurosira elliptica	Fragilaria elliptica	0,81	2,5
SLIN	Surirella linearis		0,76	11,1
SSMU	Staurosira mutabilis	Fragilaria pinnata	1,06	4,7
SSVE	Staurosira venter	Fragilaria construens fo. Venter	1,23	7,6
TFLO	Tabellaria flocculosa		0,99	7,2
UUAC	Ulnaria ulna var acus	Fragilaria ulna var. acus	1,24	7,8
UULN	Ulnaria ulna	Fragilaria ulna	1,34	16,3

#### 5.4. Relazione con la pressione trofica

Il valore di EPI-L è stato calcolato per 75 degli 80 laghi utilizzati per la calibrazione dell'indice. Infatti, in 8 casi meno del 70% delle diatomee rinvenute nei campioni apparteneva alle specie riportate in tabella 6.

La relazione tra la concentrazione media annua di fosforo totale, usata come indicatore di pressione trofica, e il valore di EPI-L, calcolato per 75 laghi, è evidenziata nella figura 6. Nel caso vi fossero più campioni per lago, è stato usato un valore medio. Nella figura 6 sono stati distinti i laghi con profondità media superiore ("deep") ed inferiore ("shallow") a 15 m, così come i laghi con alcalinità inferiore ("MA") e superiore ("HA") a 1 meq L<sup>-1</sup>.

La figura 6 permette di vedere come non vi siano differenze sostanziali nella risposta delle diverse tipologie lacustri. In particolare, la relazione tra la pressione trofica, qui riassunta dalla concentrazione media annua di fosforo totale ("average TP"), e il valore medio per lago dell'indice diatamico presenta una buona correlazione ( $R^2=0,76$ ) e vi è una buona separazione nei valori dell'indice tra i laghi con bassa (EPI-L >1,9) e alta (EPI-L <1,9) concentrazione di fosforo.

E' evidente un punto anomalo, con valore di EPI-L pari a soli 1,7 nonostante un valore di fosforo totale di 3 µg L<sup>-1</sup>: si tratta del Lago di Morasco, in Piemonte, un bacino artificiale che sarà oggetto di valutazione più approfondita.

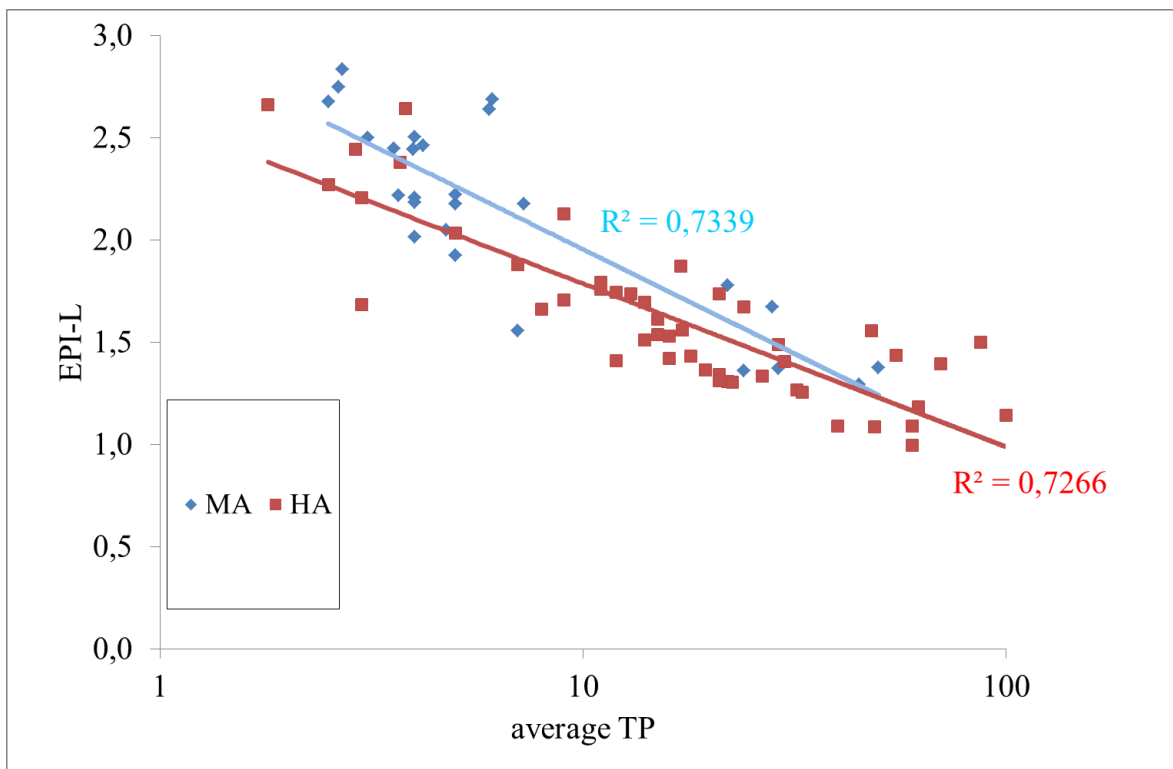
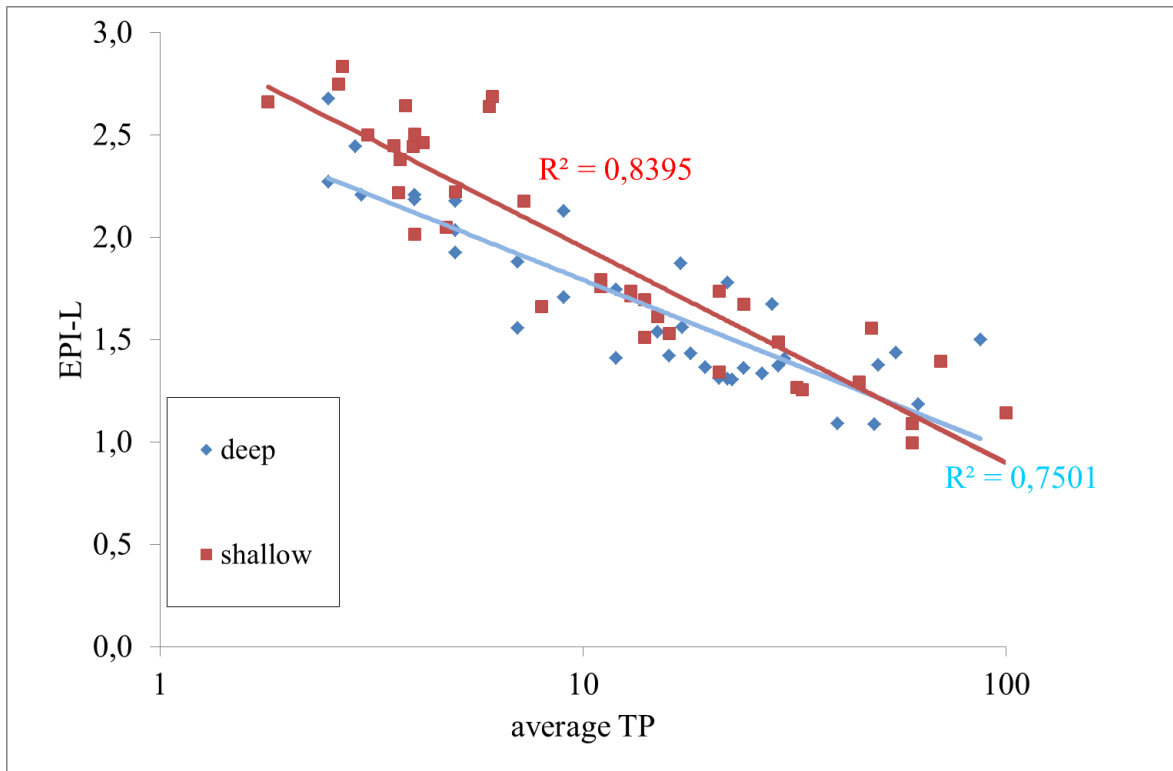


Fig. 6 – Relazione tra la concentrazione media annua di fosforo totale e i valori di EPI-L

## 5.5. Riproducibilità dell'indice

Come si è detto in precedenza, 21 laghi sono stati campionati più volte, e tra questi 9 sono stati analizzati sia dall'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi che dall'ARPA o dall'Istituto Superiore di Sanità.

Sulla base di questi dati, riportati in tabella 7, si può valutare che le differenze tra i valori di EPI-L analizzati su campioni diversi può essere elevata anche all'interno dello stesso lago, e quindi si ritiene necessario effettuare un certo numero di campioni per lago, come disposto dal protocollo per l'analisi delle diatomee lacustri attualmente in preparazione. Nella tabella 7 non viene considerato il Lago Lungo, in quanto uno dei campioni era raccolto su legno morto.

Le differenze tra i valori dei campioni epilittici e perifittici sono generalmente modeste, cos' come le differenze tra campioni analizzati in laboratori diversi, ma i dati non sono sufficienti per una valutazione statistica degli errori.

Tab. 7 – Valori di EPI-L calcolati sui campioni raccolti da enti diversi nello stesso lago, sia su campioni perifittici (P) che epilittici (E) che substrati artificiali (S).

	ARPA (E)	ARPA (P)	ISE (E)	ISE (P)	ISS (E)	ISS (P)	ISS (S)
Avigliana Grande	1,54		1,27	1,43			
Avigliana Piccolo	1,52		1,37	1,30			
Bolsena			1,33		1,32 1,32 1,26		
Candia	1,45		1,60	1,54			
Cavazzo	2,59	2,29					
Maggiore	1,56		1,55				
Martignano			1,36		1,67	1,58	
Mergozzo	2,30	2,11					
Mezzola	1,65 1,91						
Palù	2,11 2,34						
Piediluco		1,21 1,30					
Pusiano	1,87		1,65				
Ragogna	1,61	1,87					
Ripasottile			1,02 1,16				
Scanno			1,44	1,25			
Sirio	1,43		1,47	1,39			
Trasimeno	0,95 1,04						
Turano					1,12 1,28	1,15	
Vico			1,30		1,23 1,29	1,31 1,35 1,29	1,32 1,32 1,37
Viverone	1,50		1,37	1,35			

## 5.6. Scelta dei valori di riferimento

Alla data di stesura di questo rapporto, nella banca dati delle informazioni fornite dalle Regioni e dalle Province Autonome all'Istituto Superiore per la Ricerca Ambientale (ISPRA) e denominata "Sistema Informativo Nazionale per la Tutela delle Acque Italiane" (SINTAI), un solo lago è stato dichiarato come "sito di riferimento": il Lago Palù in Lombardia.

Per questo indice, quindi, sono stati scelti, secondo il giudizio esperto degli autori, basandosi sulla conoscenza dell'assenza di fonti significative di inquinamento e sulle basse concentrazioni di fosforo totale, altri laghi come siti di riferimento: i laghi profondi Fusine Inferiore (Friuli), Tenno (TN), Molveno (TN) e Mergozzo (VB), e i laghi poco profondi Fusine Superiore (Friuli), Palù (Lombardia) e Campo, Paione Inferiore, Paione Medio, Capezzone, Pojala, Matogno, Boden Inferiore e Superiore (Piemonte), di Latte e di San Pancrazio (BZ).

Il valore di riferimento calcolato come mediana dei valori medi ottenuti per i siti considerati come siti di riferimento risulta di 2,27 per i laghi profondi e 2,46 per i laghi poco profondi.

I valori di riferimento proposti non sono ancora intercalibrati e potranno subire modifiche durante il processo di intercalibrazione.

## 5.7. Scelta dei limiti di classe

Secondo la Direttiva Quadro sulle Acque, i corpi idrici devono essere suddivisi in 5 classi di qualità: ottima, buona, sufficiente (moderate), cattiva e pessima. I valori della classe sufficiente devono rappresentare il livello in cui si può rilevare una differenza significativa con le comunità biologiche di riferimento.

Per individuare i limiti di classe, abbiamo utilizzato, separatamente per i laghi profondi e meno profondi, una classificazione vincolata (regression tree), usando come unica variabile esplicativa l'indice EPI-L. La classificazione vincolata (Breiman et al. 1984) viene effettuata secondo la seguente procedura: per ogni possibile valore dell'indice, si dividono i laghi in due gruppi, quelli che hanno un valore di indice inferiore a quello scelto e quelli che hanno un valore di indice superiore. Per tutte queste possibili divisioni, viene calcolata la somma dei quadrati delle distanze euclidee tra i siti di ogni gruppo e la media del gruppo, e viene scelta come suddivisione principale quella che minimizza tale somma. La stessa procedura viene poi riutilizzata per definire le divisioni secondarie.

La divisione principale dell'albero così ottenuto è stata utilizzata per definire il limite tra le classi di qualità buona e sufficiente, che è risultata pari a 1,37 per i laghi profondi e 1,52 per i laghi meno profondi. I limiti successivi tra le classi di minore qualità sono stati ottenuti in modo proporzionale, sulla base dell'EQR normalizzato descritto nel capitolo 9.

I limiti di classe risultanti sono riportati in tabella 8.

Tab. 8 – Limiti di classe e quozienti di qualità ecologica (EQR) relativi. I valori di  $EQR_{lim}$  (vedi paragrafo 5.9) sono in grassetto.

Laghi	Profondi		Poco profondi	
	Valore	EQR	Valore	EQR
Valore di riferimento	2,27		2,46	
Limite ottima/buona	1,82	0,80	1,99	0,81
Limite buona/sufficiente	1,37	<b>0,60</b>	1,52	<b>0,62</b>
Limite sufficiente/scadente	0,92	0,41	1,05	0,43
Limite scadente/pessima	0,47	0,24	0,58	0,24

## 5.8. Validazione incrociata

Il valore di correlazione tra le concentrazioni di fosforo totale e il valore di EPI-L sovrastima la bontà dell'indice, dal momento che gli stessi laghi sono stati utilizzati anche per calcolare i pesi indicatori e i valori trofici delle specie.

Per calcolare una stima accurata della bontà dell'indice, si è quindi utilizzata una tecnica statistica di *re-sampling*, nota con il nome di *jackkniving*. In pratica l'indice EPI-L è stato ricalibrato 75 volte, escludendo ogni volta dal *dataset* di calibrazione i dati provenienti da un lago. Ognuna di queste calibrazioni è stata usata poi per calcolare il valore dell'indice per il lago non usato nella calibrazione. In questo modo si ha una stima più corretta della bontà dell'indice.

Nella figura 7 si vede la correlazione tra i valori dell'indice e la concentrazione media annua di fosforo totale, usata come indicatore di pressione trofica. Il coefficiente di correlazione è ovviamente minore rispetto alla figura 6, ma la distinzione tra i laghi a trofia più bassa e più elevata è ancora ben evidente. Inoltre la figura 8 mostra come la distinzione tra laghi con valori di EPI-L maggiore e minore di 1,45-1,55 (limite tra le classi di qualità “buona” e “sufficiente”) sia piuttosto robusta, in quanto quasi tutti i punti si trovano nel primo e terzo quadrante della figura, mentre i nel

secondo e quarto quadrante si trovano solo pochi punti, con valori di EPI-L molto vicini al limite tra le classi di qualità “buona” e “sufficiente”.

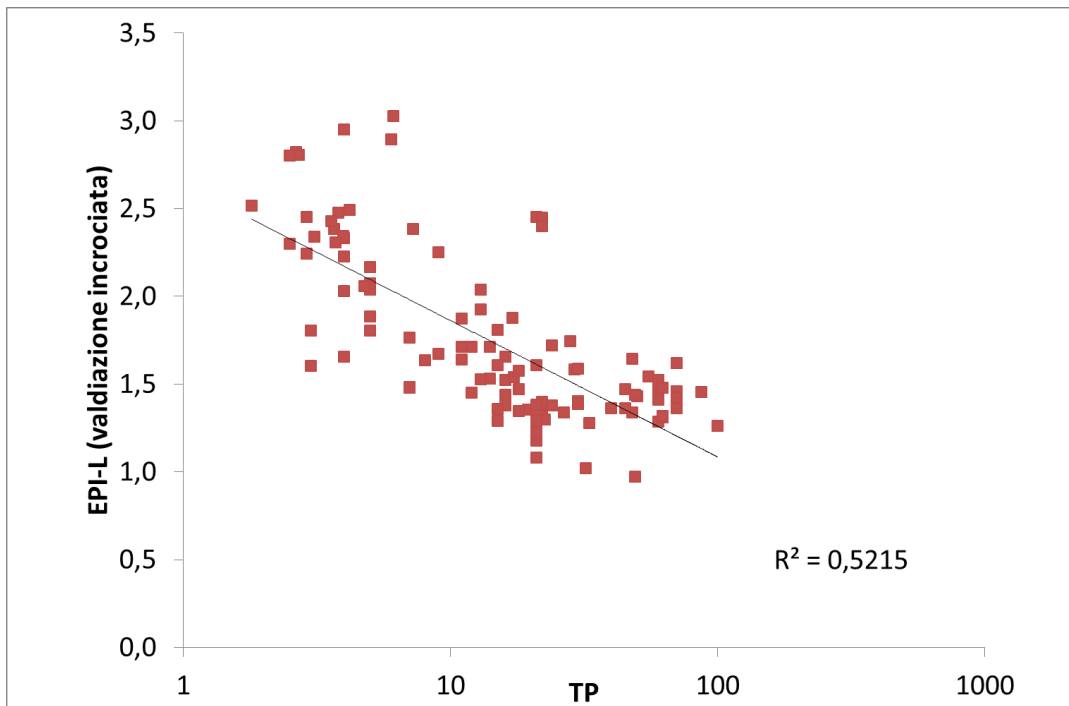


Fig. 7 – Relazione tra la concentrazione media annua di fosforo totale e i valori di EPI-L ottenuti per validazione incrociata

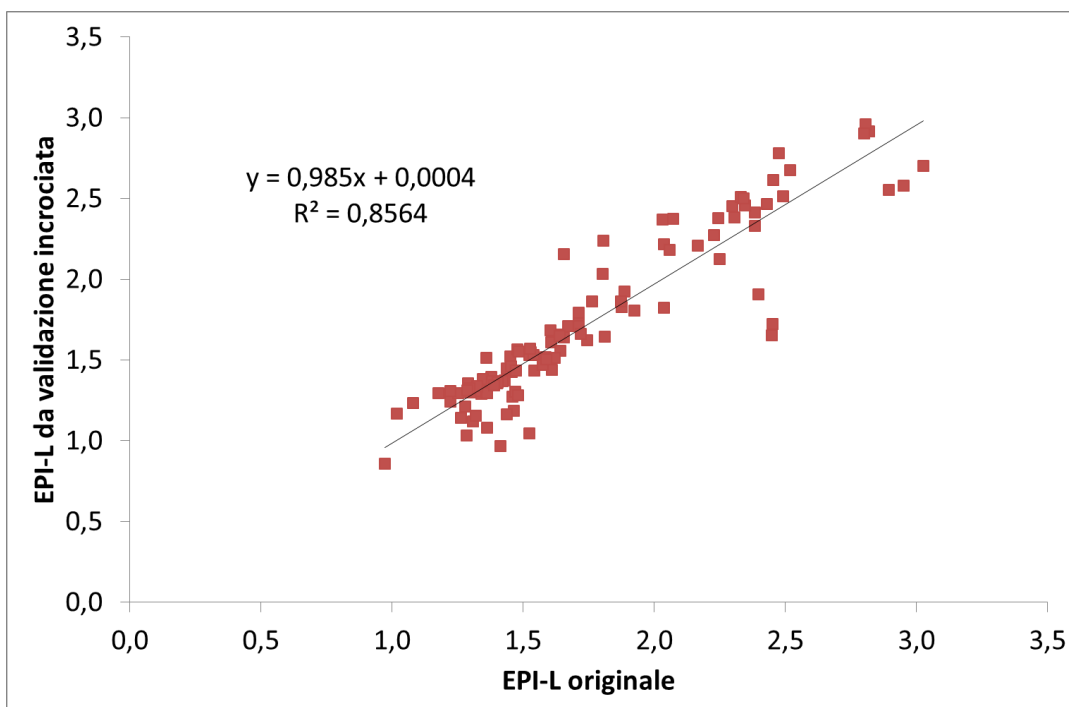


Fig. 8 – Confronto tra i valori di EPI-L ottenuti secondo la procedura di calcolo standard e per validazione incrociata



Nelle figure 7 e 8, non sono riportati i punti relativi al lago di Morasco, per il quale, come detto in precedenza, si ritiene che la bassa concentrazione di fosforo non corrisponda ad uno stato trofico altrettanto basso.

### 5.9. Calcolo del quoziente di qualità ecologica e normalizzazione per la formazione di un indice composito tra macrofite e diatomee

Il quoziente di qualità ecologica (EQR) viene calcolato dividendo il valore di EPI-L misurato per il valore di riferimento (*rif*) secondo la seguente formula:

$$EQR = \frac{EPI - L}{rif}$$

I valori maggiori di EQR maggiori di 1 devono essere riportati ad 1.

Per poter combinare l'indice diatamico con quello delle macrofite, è necessario normalizzare l'EQR nella stessa scala, in modo che il limite tra la classe buona e la classe sufficiente si collochi al valore di 0,6. Per fare questo, è sufficiente una relazione lineare, tenendo conto del valore del quoziente di qualità ecologica al limite di classe tra le classi buona e sufficiente ( $EQR_{lim}$ ) riportato in grassetto in tabella 8. La formula di calcolo è la seguente:

$$EQR_{norm} = 1 - \frac{(1 - EQR) * 0,40}{1 - EQR_{lim}}$$

Il valore di EQR normalizzato può essere mediato con il valore ottenuto dall'indice macrofitico, per ottenere un indice comune. In questo caso i limiti di classe saranno i seguenti:

Tab. 9 – Limiti di classe per l'indice composito diatomee-macrofite

Valore di riferimento	1
Limite ottima/buona	0,8
Limite buona/sufficiente (lim)	0,6
Limite sufficiente/cattiva	0,4
Limite cattiva/pessima	0,2

Qualora uno dei due indici non sia calcolabile, la media verrà a coincidere con il valore di EQR normalizzato dell'altro indice.

## 5.10. Prospettive

L'indice qui descritto potrebbe essere migliorato, quando saranno disponibili altri dati di monitoraggio, aumentando il numero di specie incluse nella lista dei pesi trofici ed eventualmente differenziando le condizioni di riferimento per ciascun tipo lacustre.

## 5.11. Bibliografia

- Bennion, H., 1994. A diatom-phosphorus transfer function for shallow, eutrophic ponds in southeast England. *Hydrobiologia* 275/276: 391–110.
- Bennion, H., A. Burgess, S. Juggins, M. Kelly, G. Reddihough & M. Yallop, 2012. *Assessment of ecological status in UK Lakes using diatoms*. Science Report SC070034/TR3, Environment Agency, Bristol.
- Breiman L., J. Friedman, C. J. Stone & R.A. Olshen, 1984. *Classification and regression trees*. Wadsworth, Belmont, CA.
- Descy J.P. & M. Coste, 1991. A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 24: 2112–2116.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1997-99. *Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 02: Bacillariophyceae*. 4 voll., Springer
- Schaumburg, J., C. Schranz, G. Hofmann, D. Stelzer, S. Schneider & U. Schmedtje, 2004. Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes: a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica* 34: 302-331.
- Schaumburg, J. C. Schranz, D Stelzer & G. Hofmann, 2007. *Action Instructions for the ecological Evaluation of Lakes for Implementation of the EU Water Framework*. Directive: Makrophytes and Phytobenthos. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Länder Working Group) LAWA, 69 pp.

- Torrise, M. & A. Dell'Uomo, 2006. Biological monitoring of some Apennine rivers (Central Italy) using the Diatom-based Eutrophication/Pollution Index (EPI-D) compared to other European diatom indexes. *Diatom Research*, Vol. 592, pp. 159-174.
- UNI, 2005. *Qualità dell'acqua – Norma guida per il campionamento di routine ed il pretrattamento di diatomee bentoniche da fiumi*. UNI EN 13946:2005.
- VMM, 2009. *Biological assessment of the natural, heavily modified and artificial surface water bodies in Flanders according to the European Water Framework Directive*. Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem, Belgium.
- Wunsam, S. & R. Schmidt, 1995. A diatom-phosphorus transfer function for Alpine and pre-alpine lakes. *Mem. Ist. Ital. idrobiol.* 53: 85-100.
- Zelinka, M. & P. Marvan, 1961. Zur Präzisierung der biologischen klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.* 57:389-407.

## Appendice A - Lista dei laghi utilizzati per la calibrazione

Albano	Monticchio Piccolo
Alserio	Morasco
Annone (bacino ovest)	Nemi
Anterselva	Nero del Tumolo
Antrona	Orta
Aplaner	Paione Inferiore
Avigliana Grande (3 campioni)	Paione Medio
Avigliana Piccolo (3 campioni)	Palù (2 campioni)
Baratz	Panelatte
Bidighinzu	Pattada
Bilancino	Paterno
Boden Inferiore	Piano
Boden Superiore	Piediluco (2 campioni)
Bolsena (4 campioni)	Pojala
Bracciano	Posada
Caldonazzo	Predil
Campo	Pusiano (2 campioni)
Candia (3 campioni)	Ragogna (2 campioni)
Capezzone	Ripasottile (2 campioni)
Carezza	San Pancrazio
Cavazzo (2 campioni)	San Valentino alla Muta
Cavedine	Salto (2 campioni)
Chiusi	Scanno (2 campioni)
Covolo Sud	Segrino
Cuga	Sirio (3 campioni)
Endine	Sos Canales
Fusine Inferiore	Tenno
Fusine Superiore	Toblino
Garda	Trasimeno (2 campioni)
Garlate	Turano (3 campioni)
Gola	Verde
Latte	Vico (10 campioni)
Ledro	Viverone (3 campioni)
Levico	
Liscia	
Lungo (Rieti) (2 campioni)	
Maggiore (2 campioni)	
Martignano (3 campioni)	
Massaciuccoli	
Matogno	
Mergozzo (3 campioni)	
Mezzano	
Mezzola (2 campioni)	
Molveno	
Montepulciano	
Monterosi	
Monticchio Grande	

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

**Bruno Rossaro<sup>1</sup>, Angela Boggero<sup>2\*</sup>, Valeria Lencioni<sup>3</sup>, Laura Marziali<sup>4</sup>**

<sup>1</sup>*DIPSA, Università di Milano, Milano*

<sup>2</sup>*CNR - Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Verbania-Pallanza*

<sup>3</sup>*Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento*

<sup>4</sup>*CNR - Istituto di ricerca sulle Acque, Brugherio (MB)*

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

### **Ringraziamenti**

*Gli autori ringraziano Agostinelli Chiara, Beghi Andrea, Bettoni Eugenia, Buzzi Fabio, Caraffini Ketty, Carena Elisa, Formenti Riccardo, Galimberti Filippo, Gomarasca Stefano, Montanari Paola, Nastasi Francesco, Bonomi Francesco (ARPA Lombardia), Buscarinu Paola (ENAS Sardegna), Costaraoss Silvia (APPA Trento).*

*Una parte di questa attività è stata co-finanziata dall'Unione Europea, grazie al progetto LIFE+ "Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes" (INHABIT) LIFE08 ENV/IT/000413 e al progetto di ricerca (5° programma quadro) "European Mountain lake Ecosystems: Regionalisation, diaGnostics & socio-economic Evaluation (EMERGE).*

## 6.1. 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 devono 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 la composizione tassonomica della comunità (struttura di comunità), abbondanza, diversità e presenza di taxa sensibili/tolleranti. L'eutrofizzazione viene qui considerata come pressione antropica significativa, in quanto interessa la maggior parte dei laghi italiani.

I macroinvertebrati sono stati in passato e sono attualmente raccomandati per valutare la qualità degli ecosistemi acquatici perché offrono svariati vantaggi (Rosenberg & Resh, 1993): sono organismi ubiquitari, 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'ambiente in cui vivono. Impatti antropici diretti (presenza di infrastrutture, scarichi industriali e

fognari, etc.) 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 appartenenti a 5 diverse tipologie (AL-3, AL-4, AL-5, AL-6, AL-9) situati nella Regione Sudalpina e a 4 tipologie nella Regione Mediterranea (ME-2, ME-3, ME-4, ME-5, ME-7), comprese nelle 18 previste dal documento sulla tipizzazione (Buraschi *et al.*, 2005). Tali laghi (36 nella Regione Sudalpina e 7 nella Regione Mediterranea) sono principalmente situati ad altitudini inferiori a 800 m s.l.m. Parte di essi ha profondità media < 15 m (AL-4, AL-5, AL-9, ME-2, ME-3), parte ha invece profondità media > 15 m (AL-3, AL-6, ME-4, ME-5 e ME-7).

I dati utilizzati per il calcolo del peso indicatore dei taxa di macroinvertebrati, utilizzato per il calcolo dell'indice qui presentato, sono stati forniti da: *Joint Research Centre* Ispra (VA), ARPA Lombardia, ARPA Trentino e CNR-ISE Verbania Pallanza che hanno contribuito con dati biologici e chimici.

## 6.2. 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 con una conducibilità elettrica < 2,5 mS cm<sup>-1</sup>, ma attualmente utilizzato per classificare i soli laghi con profondità media superiore a 15 m. 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<sup>-1</sup> per la presenza prevalente di rocce calcaree nel bacino.

Il calcolo 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 in genere sono abitate da una fauna bentonica diversa.

L'Indice è basato principalmente sulla presenza di taxa di Ditteri Chironomidi e Oligocheti in quanto costituenti principali della comunità lacustre a macroinvertebrati, e in minor misura fa riferimento ad altri gruppi tassonomici. Oligocheti e Chironomidi sono 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 di recente deposizione. 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.

L'Indice, nella sua forma attuale, è stato validato tramite i dati prodotti dalle ARPA (monitoraggio del primo triennio 2009-2011) e dal CNR-ISE nell'ambito del Progetto Life+ INHABIT (LIFE 08/ENV/IT/000413).

### 6.3. 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 basati sull'analisi della comunità macrobentonica. Solamente due sono stati compresi nella prima tornata di intercalibrazione: l'Indice proposto dalla Slovenia e gli Indici proposti dalla Germania.

#### *Slovenia*

**Lake littoral benthic invertebrate index – LBI**, indice multimetrico 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 sulla base del 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

L'Indice 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 di

Tubificinae (Tubificidae secondo la vecchia nomenclatura) e Brachycera che vengono identificati a livello di famiglia.

### **Francia**

In Francia erano stati messi a punto nel passato tre diversi indici: l'*Indice Oligochètes de Bioindication Lacustre* (IOBL - AFNOR, 2005) basato solo sugli Oligocheti, l'*Indice Mollusques* (IMOL - Mouthon, 1993; Juget *et al.*, 1995) basato solamente sui Molluschi e l'*Indice Biologique Lacustre* basato sull'intera comunità a macroinvertebrati (IBL - Verneaux *et al.*, 2004). Il primo prendeva in considerazione le fasce sublitorale e profonda dei laghi, mentre i secondi non considerano invece il popolamento profondo, in quanto poco rappresentativo del funzionamento del sistema. I tre indici si completavano a vicenda e permettevano di valutare la qualità lacustre ed esprimere giudizi sulla possibilità di conservazione e/o recupero della risorsa. Tuttavia i primi due non fornivano relazioni impatto/stress, mentre il terzo necessitava di uno sforzo di campionamento troppo oneroso. Sono quindi stati abbandonati.

Attualmente, è stato creato il ***French Macroinvertebrate Lake Index*** (Mazzella *et al.*, 2009; Gevrey *et al.*, 2011), di tipo multimetrico, che prevede il campionamento della sola fascia sublitorale a sedimento soffice tramite draga. Il livello di determinazione richiesto è il genere, ad eccezione dei Ditteri non-Chironomidi, per cui è richiesta l'identificazione a livello di famiglia, dei Nematodi per cui è richiesto il Phylum, e degli Oligocheti, per cui vengono riconosciuti tre gruppi (Tubificidi con e senza setole aeree e altri Oligocheti). L'abbondanza è espressa come densità (ind m<sup>-2</sup>).

Quattro metriche sono state selezionate e compongono l'Indice francese: (1) assorbitori (ossia quei taxa in grado di assorbire macromolecole attraverso il tegumento), (2) oligosaprobi (categoria di tolleranza saprobia in percentuale corrispondente alle specie sensibili), (3) spiracolo (categoria funzionale di respirazione espressa in percentuale) ed (4) efftot (categoria di diversità espressa come abbondanza totale di individui).

Questo Indice, applicabile ai laghi francesi naturali situati nell'area Alpina, risponde alla pressione trofica con variazioni della densità di popolazione a diversa scala, e alla pressione idromorfologica valutata attraverso l'applicazione del Lake Habitat Survey (Rowan *et al.*, 2006).

## **Germania**

La Germania ha sottoposto ad intercalibrazione un Indice denominato *AESHNA - German lake macroinvertebrate assessment method* suddiviso in due parti: una parte mirata alla fascia sublitorale dei laghi Alpini e Prealpini e una parte mirata alla fascia eulitorale dei medesimi laghi.

L'Indice è di tipo multimetrico e copre tutti i parametri considerati rilevanti per la comunità a macroinvertebrati (composizione tassonomica, abbondanza, taxa sensibili/tolleranti e diversità).

- 1) Fascia eulitorale: cinque metriche standardizzate vengono mediate (abbondanza relativa di Odonati, di collettori, ossia filtratori e detritivori, strategie r/k, numero di taxa, diversità di Shannon e Indice faunistico litorale (IFL)) secondo la formula:

$$(2*IFL + Odonati + diversità Shannon + collettori + rk)/6$$

La pressione cui l'Indice risponde è quella idromorfologica, evidenziata attraverso diversi parametri correlati all'alterazione della linea di costa, alle strutture artificiali e all'uso della sponda sino a 100 m di distanza dall'acqua.

- 2) Fascia sublitorale: sette metriche standardizzate vengono mediate (abbondanze relative di Efemerotteri+Tricotteri+Odonati, di insetti, di gruppi che preferiscono habitat phythal, di collettori+predatori, del numero di classi con locomozione sessile, di gruppi  $\alpha$ -Mesosaprobi) secondo la formula:

$$(ETO + insetti + phythal + (coleotteri+predatori) + sessili + \alpha\text{-Mesosaprobi})/7$$

L'Indice risponde prevalentemente alla pressione trofica, valutata come uso del suolo nel bacino e come presenza di impianti di depurazione, come uso del lago, ecc.

Il livello tassonomico richiesto in entrambi i casi è la specie, quando possibile, ad esclusione degli Oligocheti e della maggior parte degli Insetti, dove si richiede la famiglia, mentre per i Chironomidi è richiesto il genere.

## **Svizzera**

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

Gli Indici sloveno e tedesco (eulitorale) vengono utilizzati per valutare principalmente gli effetti dell'alterazione morfologica delle sponde, mentre quello francese e quello tedesco (sublitorale) permettono anche la valutazione della risposta allo stato trofico.

L'Italia, data la forte incidenza del fenomeno dell'eutrofizzazione sulle acque lacustri, ha per ora deciso di presentare un proprio indice ad esclusiva valenza trofica. 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 al processo di intercalibrazione, non c'è ancora un comune consenso sull'uso di un indice globalmente valido. Inoltre, la definizione dei siti di riferimento si è basata sui valori più alti dell'Indice riscontrati sino ad oggi oltre che sulle condizioni chimico-fisiche delle acque di tali ambienti. In una seconda fase, una definizione più approfondita di sito di riferimento si baserà anche sulla verifica dell'assenza o presenza trascurabile di fonti di inquinamento e alterazione idromorfologica.

#### 6.4. Formulazione dell'indice *BQIES*

- 1) L'Indice proposto è stato messo a punto utilizzando una metodologia unica su dati storici e più recenti (periodo compreso fra il 1953 e il 2008) di 36 laghi campionati tramite draga in sedimenti soffici (vedi Appendice A). Sono state considerate solamente le specie presenti in almeno il 5% dei campioni di tutti i laghi. In questo modo sono state incluse tutte le specie di interesse ai fini della bioindicazione attualmente conosciute (Tabb 9 e 10);
- 2) l'indice utilizzato è un indice basato sul calcolo di pesi indicatori (*sensitivity values*) delle diverse specie. I pesi indicatori sono ricavati partendo dall'Indice di diversità di Shannon calcolato nei diversi siti.
- 3) basandosi sul principio che, assumendo una distribuzione normale delle osservazioni, il valore ottimale della specie lungo un gradiente coincide con la media pesata (Ter Braak & Prentice, 1988), anziché calcolare la risposta ottimale ad un gradiente chimico, si è calcolata la risposta ottimale ad un gradiente di biodiversità. Si è assunto cioè che una specie che vive preferibilmente in siti ad alta diversità sia una specie indicatrice di buona qualità ambientale, mentre una specie che ha un'abbondanza elevata in siti a bassa diversità sia indicatrice di ambiente alterato. Si è quindi calcolata la media degli Indici di diversità di Shannon utilizzando tutti i valori dei siti dove la specie era presente, pesando i valori sulle abbondanze della specie, secondo la formula:

$$\bar{z}_j = \frac{\sum_{i=1}^n \log_{10}(y_{ij} + 1) * z_i}{\sum_{i=1}^n \log_{10}(y_{ij} + 1)}$$

dove:

$z_i$  = valore dell'Indice di diversità di Shannon misurato in una stazione  $i$ ,

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

$\bar{z}_j$  = valore ottimale calcolato per la specie  $j$ .

Le medie pesate sono state interpretate come pesi indicatori (*BQIW: Benthic Quality Index Weight*) da assegnare ad ogni specie per il calcolo dell'Indice di Qualità Bentonico. Disponendo di dati pluriennali per uno stesso lago, ogni anno è stato considerato come una serie a sé stante;

Tab. 9. Lista dei pesi indicatori per i taxa di macroinvertebrati utilizzati nei diversi indici. *BQIW*: peso indicatore delle singole specie.

Gruppi tassonomici	Specie	Abbreviazione	BQIW
Turbellari	<i>Dugesia tigrina</i>	D_tigrina	0,649
	<i>Planaria torva</i>	P_torva	0,473
	<i>Polycelis nigra</i>	P_nigra	1,000
Naididi	<i>Amphichaeta</i> sp.	Amphichaeta	0,755
	<i>Aulodrilus pluriseta</i>	A_plurisetata	0,645
	<i>Aulophorus</i> sp.	Aulophorus	0,738
	<i>Bichaeta sanguinea</i>	B_sanguinea	0,580
	<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>	B_vejdovskyanum	0,651
	<i>Branchiura sowerbii</i>	B_sowerbyi	0,494
	<i>Chaetogaster langi</i>	C_langi	0,787
	<i>Dero digitata</i>	D_digitata	0,616
	<i>Emblocephalus velutinus</i>	E_velutinus	0,537
	<i>Ilyodrilus templetoni</i>	I_templetoni	0,387
	<i>Limnodrilus claparedeianus</i>	L_claparedeianus	0,437
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	L_hoffmeisteri	0,416
	<i>Limnodrilus</i> spp.	Limnodrilus	0,412
	<i>Limnodrilus udekemianus</i>	L_udekemianus	0,712
	<i>Nais communis</i>	N_communis	0,589
	<i>Ophidonais serpentina</i>	O_serpentina	0,709
	<i>Potamotheix hammoniensis</i>	P_hammoniensis	0,481
	<i>Potamotheix</i> sp.	Potamotheix.sp	0,539
	<i>Potamotheix vej dovskyi</i>	P_vejdovskyi	0,523
	<i>Pristina</i> spp.	Pristina	0,736
	<i>Psammoryctides barbatus</i>	P_barbatus	0,458
	<i>Rhyacodrilus coccineus</i>	R_coccineus	0,737
	<i>Slavina appendiculata</i>	S_appendiculata	0,922
	<i>Spirosperma ferox</i>	S_ferox	0,306
	<i>Stylaria lacustris</i>	S_lacustris	0,686
	<i>Tubifex tubifex</i>	T_tubifex	0,362
<i>Uncinaiis uncinata</i>	U_uncinata	0,613	
<i>Vej dovskyella comata</i>	V_comata	0,882	
Haplotaxidi	<i>Haplotaxis gordioides</i>	H_gordioides	0,563
Lumbricidi	<i>Eiseniella tetraedra</i>	E_tetraedra	0,524
Lumbriculidi	<i>Lumbriculus variegatus</i>	L_variegatus	0,216
	<i>Stylodrilus heringianus</i>	S_heringianus	0,308
Irudinei	<i>Alboglossiphonia complanata</i>	G_complanata	0,794
	<i>Erpobdella octoculata</i>	E_octoculata	0,535
	<i>Helobdella stagnalis</i>	H_stagnalis	0,635
Crostei	<i>Asellus aquaticus</i>	A_aquaticus	0,201
	<i>Echinogammarus stammeri</i>	E_stammeri	0,635
	<i>Niphargus foreli</i>	N_foreli	0,093
	<i>Synurella ambulans</i>	S_ambulans	0,537
Molluschi	<i>Acroloxus lacustris</i>	A_lacustris	0,402
	<i>Belgrandia latina</i>	B_latina	0,637
	<i>Bithynia tentaculata</i>	B_tentaculata	0,552
	<i>Dreissena polymorpha</i>	D_polymorpha	0,225
	<i>Euomphalia strigella</i> (=Lymnaea peregra)	E_strigella	0,732
	<i>Gyraulus albus</i>	G_albus	0,621
	<i>Physa acuta</i> (=Physella acuta, Haitia acuta)	P_acuta	0,55
	<i>Pisidium casertanum</i>	P_casertanum	0,418
	<i>Planorbis corneus</i>	P_corneus	0,396
	<i>Pyrgula annulata</i>	P_annulata	0,520
	<i>Sphaerium</i> sp.	Sphaerium	0,716
	<i>Theodoxus fluviatilis</i>	T_fluviatilis	0,692
	<i>Unio pictorum</i>	U_pictorum	0,533
	<i>Valvata piscinalis</i>	V_piscinalis	0,561
	<i>Viviparus ater</i>	V_ater	0,801

Tab. 10. Lista dei pesi indicatori per i taxa di Insetti utilizzati nei diversi indici. *BQIW*: peso indicatore delle singole specie

Gruppi tassonomici	Specie	Abbreviazione	BQIW
Chironomidi	<i>Benthalia carbonaria</i> (=Einfeldia dissidens)	B_carbonaria	0,037
	<i>Chironomus</i> gr. <i>anthracinus</i>	C_anthracinus-gr	0,196
	<i>Chironomus</i> gr. <i>plumosus</i>	C_plumosus-gr	0,278
	<i>Cladopelma</i> spp.	C_laccophila-gr	0,445
	<i>Cladotanytarsus</i> spp.	C_atridorsum	0,609
	<i>Conchapelopia pallidula</i>	C_pallidula	0,643
	<i>Cricotopus</i> ( <i>Isocladius</i> ) <i>sylvestris</i>	I_sylvestris	0,563
	<i>Cricotopus</i> spp.	C_tremulus-gr	0,767
	<i>Cryptochironomus</i> spp.	C_supplicans	0,486
	<i>Cryptotendipes holsatus</i>	C_holsatus	0,394
	<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>	D_vulneratus	0,595
	<i>Dicrotendipes</i> spp.	D_lobiger	0,657
	<i>Endochironomus albipennis</i>	E_albipennis	0,639
	<i>Glyptotendipes</i> spp.	G_pallens	0,000
	<i>Hydrobaenus</i> spp.	H_distylus	0,195
	<i>Microchironomus tener</i>	M_tener	0,329
	<i>Microtendipes</i> spp.	M_pedellus	0,592
	<i>Orthocladius frigidus</i>	O_frigidus	0,797
	<i>Orthocladius</i> spp.	O_oblidens	0,751
	<i>Pagastiella orophila</i>	P_orophila	0,698
	<i>Parachironomus</i> spp.	Parachironomus	0,583
	<i>Paracladopelma</i> gr. <i>camptolabis</i>	P_camptolabis-gr	0,427
	<i>Parakiefferiella bathophila</i>	P_bathophila	0,703
	<i>Paralauterborniella nigrohalteralis</i>	P_nigrohalteralis	0,552
	<i>Paratanytarsus</i> spp.	P_mediterraneus	0,501
	<i>Paratendipes albimanus</i>	P_albimanus	0,593
	<i>Phaenopsectra flavipes</i>	P_flavipes	0,464
	<i>Polypedilum</i> ( <i>Tripodura</i> ) <i>scalaenum</i>	T_scalaenum	0,402
	<i>Polypedilum nubeculosum</i>	P_nubeculosum	0,613
	<i>Procladius chorues</i>	P_choreus	0,417
	<i>Prodiamesa olivacea</i>	P_olivacea	0,515
	<i>Psectrocladius sordidellus</i>	P_sordidellus-gr	0,666
	<i>Pseudochironomus prasinatus</i>	P_prasinatus	0,605
	<i>Stempellina</i> spp.	S_minor	0,738
<i>Stictochironomus</i> spp.	S_pictulus	0,670	
<i>Tanypus punctipennis</i>	T_punctipennis	0,305	
<i>Tanytarsus</i> spp.	T_gregarius-gr	0,325	
<i>Xenochironomus xenolabis</i>	X_xenolabis	0,717	
Ditteri non-Chironomidi	Ceratopogonidae	Ceratopogon	0,173
	<i>Chaoborus flavicans</i>	C_flavicans	0,017
Coleotteri	<i>Micronecta minutissima</i>	M_minutissima	0,613
	<i>Caenis horaria</i>	C_horaria	0,354
Efemerotteri	<i>Ephemera danica</i>	E_danica	0,463
	<i>Microcara testacea</i>	M_testacea	0,346
Emitteri	<i>Sialis lutaria</i>	S_lutaria	0,133
Neurotteri	<i>Phryganea</i> sp.	Phryganea	0,270
	<i>Sericostoma</i> sp.	Sericostoma	0,421

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

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

dove:

$BQIW_j$  = valore riscalato del peso indicatore  $z_j$

5) Infine, si è calcolato il  $BQI_i$  per ogni stazione  $i$  usando i valori dei pesi  $BQIW_j$  secondo la formula:

$$BQI_i = \frac{\sum_j^p BQIW_j \log_{10}(y_{ij} + 1)}{\sum_j^p \log_{10}(y_{ij} + 1)}$$

dove:

$p$  = numero delle specie nella stazione  $i$

$BQIW_j$  = peso indicatore della specie  $j$

$y_{ij}$  = densità (ind m<sup>-2</sup>) della specie  $j$  nella stazione  $i$

$BQI_i$  = Indice di Qualità Bentonico della stazione  $i$

La formula riprende algoritmi già utilizzati per la fauna macroinvertebrata (Wiederholm, 1976, 1980), con due importanti differenze:

- il numero di specie considerate è molto alto (finora ne sono state utilizzate 104, Tabb. 9 e 10)
- le specie non sono incluse solo come presenza/assenza, ma sono considerate anche le loro densità.

Nel calcolo dell'indice biotico  $BQI$  (Rossaro *et al.*, 2006, 2007) non si tiene conto della densità totale della fauna, come invece è richiesto dalla Direttiva, pertanto è stata operata una modifica dell'indice  $BQI$ , includendo anche una misura della densità totale (Rosenberg *et al.*, 2004; Leonardsson *et al.*, 2009). Nel calcolo del peso indicatore alcuni autori per calcolare la diversità utilizzano il *rarefaction method* (Sanders, 1968; Hurlbert, 1971; Magurran, 1988). In quest'ultimo caso si stima il numero di specie atteso in un campione, come se questo fosse composto da un numero fisso di individui (ad es. 50); tale numero è chiamato  $ES_{50}$  (Rosenberg *et al.*, 2004). Nel presente metodo, pur adottando l'idea precedentemente proposta (Sanders, 1968; Hurlbert, 1971; Magurran, 1988), si sono apportate alcune modifiche: in particolare, anziché usare l'Indice di diversità basato sul *rarefaction method* abbiamo usato l'Indice di



Shannon, ed invece di usare il 5° percentile della curva (Leonardsson *et al.*, 2009) abbiamo usato la media ponderata.

Inoltre, si deve tener presente che solo per una frazione  $p$  su un totale di  $m$  specie presenti in un sito era noto il peso indicatore. Quindi per tenere in considerazione anche le specie di cui non era noto il peso indicatore si è inserito nell'indice anche il  $\text{Log}_{10}$  del numero di specie presenti ed il rapporto tra la densità totale degli individui e la densità totale di individui + 5. Quest'ultimo rapporto è molto vicino ad 1 se la densità totale nel campione è elevata, diviene invece significativamente minore di 1 se il campione è costituito da pochi e rari individui (Leonardsson *et al.*, 2009). In tal modo nell'indice è stata inclusa la densità totale degli individui di ogni campione, come richiesto dalla Direttiva:

$$BQIES_i = \left[ \sum_{j=1}^p \left( \frac{\log_{10}(y_{ij} + 1)}{\sum_{j=1}^p \log_{10}(y_{ij} + 1)} * BQIW_j \right) \right] * \log_{10}(m + 1) * \left( \frac{\sum_{j=1}^m y_{ij}}{\sum_{j=1}^m y_{ij} + 5} \right)$$

dove:

$p$  = numero di specie per le quali è noto il peso indicatore  $BQIW_j$

$y_{ij}$  = densità (ind  $\text{m}^{-2}$ ) della specie  $j$  nella stazione  $i$

$m$  = numero totale di specie presenti

- 6) Successivamente al calcolo del peso indicatore delle singole specie (calcolato sulla base dell'Indice di Shannon), si è confrontato il valore degli Indici biotici (BQIES) degli stessi 36 laghi utilizzati per il calcolo del peso indicatore, con i valori dei parametri che attualmente vengono considerati per la classificazione trofica degli ambienti lacustri (trasparenza, fosforo totale alla circolazione, percentuale ipolimnica di ossigeno nel periodo di stratificazione - D.Leg. 152/99) per valutare la robustezza del peso indicatore assegnato.

Sono così state individuate relazioni lineari positive significative ( $P < 0,05$ , fig. 9) con la percentuale di ossigeno ipolimnico e con la trasparenza, mentre con il fosforo totale è stata trovata una relazione lineare negativa significativa ( $P < 0,05$ , fig. 10).

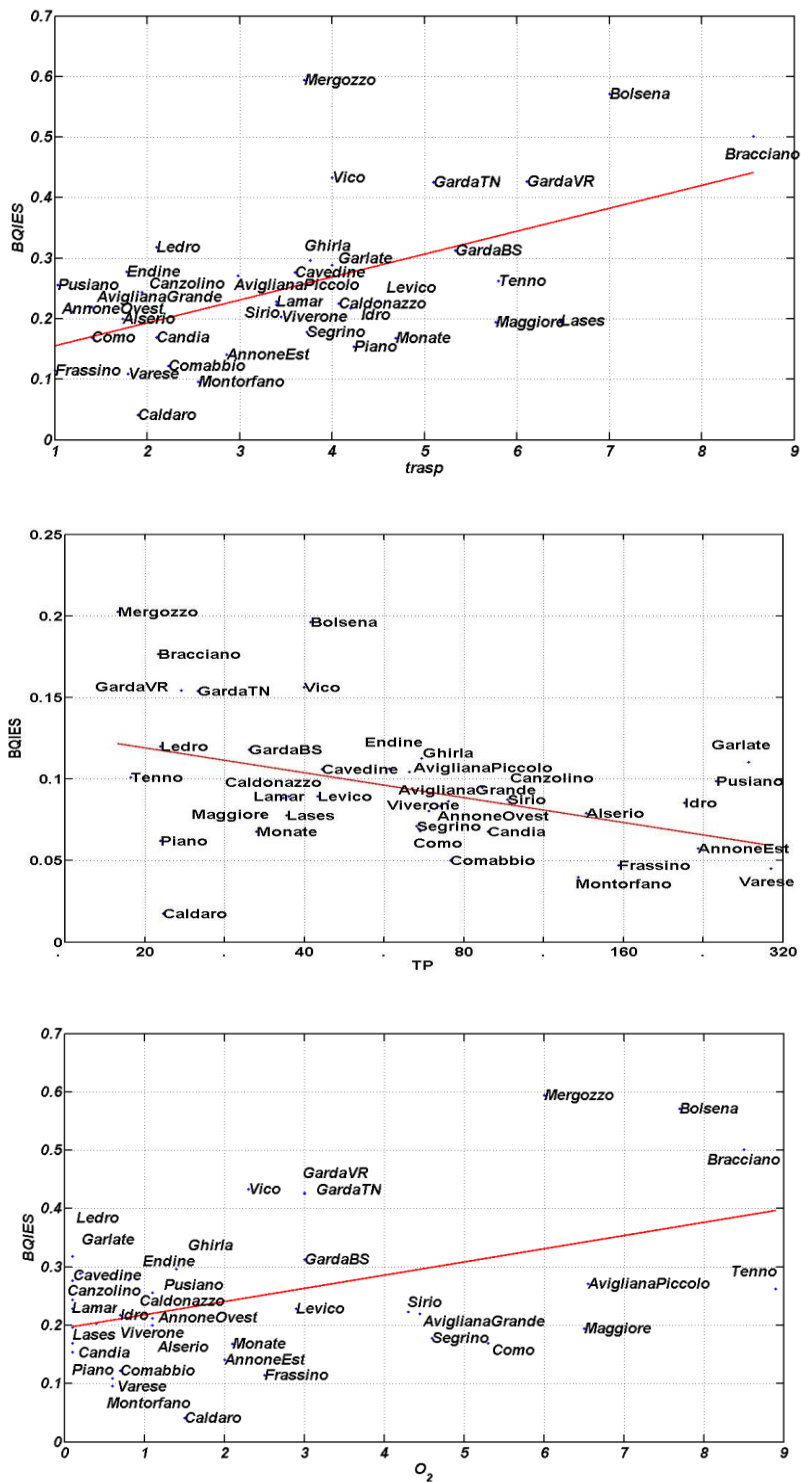


Fig. 9 – Relazioni fra l'Indice BQIES relativo a 36 laghi italiani e i diversi parametri considerati dalla Legge italiana per la classificazione trofica dei laghi.

**A**

$$BQIES = b * O_2 + a$$

$$BQIES = b * trasp + a$$

$$BQIES = b * \log_{10}(TP + 1) + a$$

**B**

	O <sub>2</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	Trasp (m)	TP (mg l <sup>-1</sup> )
R <sup>2</sup>	0,220	0,301	0,182
g.d.l.	36	36	36
b	0,023	0,038	0,157
a	0,195	0,117	-0,038

Fig. 10 – A) Equazioni che esprimono le relazioni tra i parametri chimici e l’Indice Biotico calcolato; B) valori di R<sup>2</sup>, gradi di libertà e parametri delle equazioni stesse.

- 7) A questo punto si è proceduto con il calcolo dell’Indice *BQIES* per i laghi da monitoraggio del primo triennio (2009-2011) e per i laghi inclusi nel progetto Life+ INHABIT, considerati validi ai fini della presente classificazione. Si doveva infatti avere macroinvertebrati identificati a livello di genere/specie, almeno per i due gruppi principali, Chironomidi e Oligocheti, e presentare le due date di campionamento previste dal Protocollo Nazionale di campionamento (Boggero *et al.*, 2013) per ognuno dei transetti posizionati all’interno di ogni lago. Dopo validazione si è ottenuto un *dataset* costituito da 8 laghi dal monitoraggio e 10 laghi dal progetto INHABIT. I dati dell’Indice *BQIES* sono stati messi in grafico sulla base della loro distribuzione rispetto alla percentuale di saturazione dell’ossigeno ipolimnico in stratificazione. I risultati permettono di evidenziare una buona separazione dei laghi profondi (Tipologie AL-3, AL-6, ME-3, ME-5), fra laghi con scarsa ossigenazione sul fondo e laghi con buona percentuale di saturazione di ossigeno anche durante il periodo estivo (Fig. 11). Allo stato attuale delle conoscenze, si è quindi deciso di considerare *reference* quei corpi idrici che presentavano valori di *BQIES* elevati: in particolare si tratta del Lago di Mergozzo. Per quanto riguarda le rimanenti tipologie, si rimanda ad elaborazioni future in quanto il *dataset* è troppo ristretto ed in molti casi le tipologie sono rappresentate da un unico lago;
- 8) Si ricorda che l’applicazione di tale Indice è da considerarsi valida nel solo caso in cui la densità percentuale di specie con peso indicatore noto rappresenti almeno il 75% della densità totale di tutte le specie presenti nel sito. Qualora non si verificasse tale situazione il valore di Indice ottenuto non è da considerarsi valido. A tale proposito si ricorda che i pesi indicatori, per quanto robusti, saranno oggetto di continua verifica e adeguamento di pari passo con l’implementazione del *dataset* originario da monitoraggio, soprattutto nel caso in cui i dati appartengano all’Ecoregione Mediterranea, attualmente poco conosciuta.

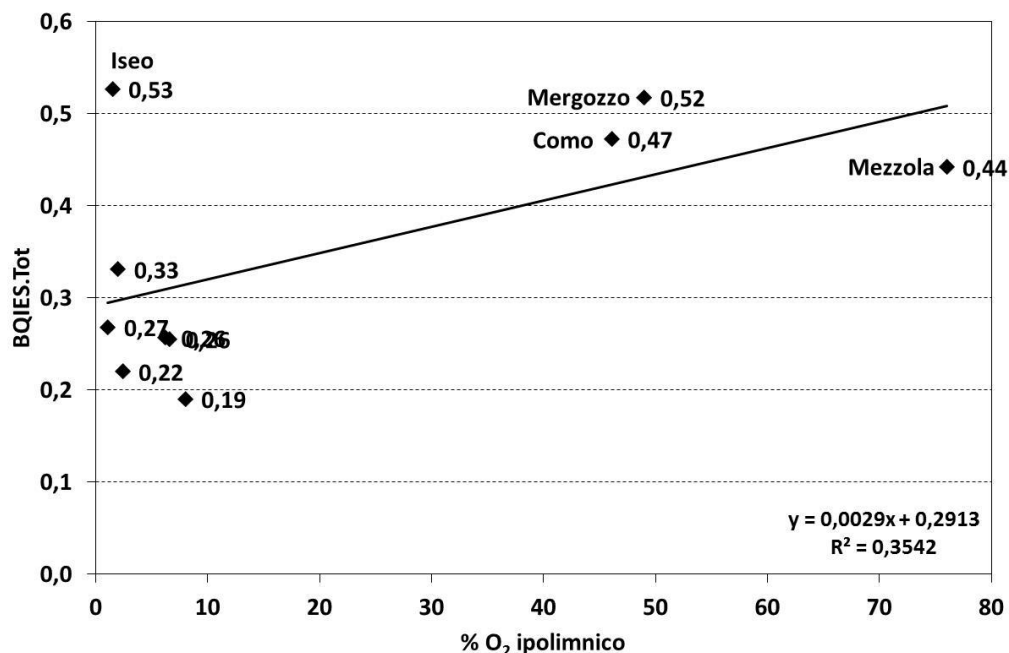


Fig. 11 – Relazioni fra l’Indice BQIES complessivo relativo ai soli laghi profondi del *dataset* e l’ossigeno ipolimnico in stratificazione, espresso come percentuale di saturazione.

### 6.5. Identificazione dei limiti di classe

A causa del numero ridotto di laghi utilizzabili per la definizione delle classi di qualità, si è utilizzata una procedura semplificata. Il valore di riferimento è stato scelto mediando i due valori più elevati e il valore soglia principale che separa la classe “buona o elevata” dalle classi inferiori è stato posto a 0,40.

Successivamente gli altri limiti di classe sono stati scelti in modo da suddividere l’intervallo in parti uguali, come indicato in tabella 11.

Tab. 11 - Limiti di classe per l’Indice di Qualità Bentonico

Valore di riferimento	Limiti di classe							
	Elevato/Buono		Buono/Sufficiente		Sufficiente/Scarso		Scarso/Cattivo	
	Valore	RQE	Valore	RQE	Valore	RQE	Valore	RQE
0,525	0,46	0,88	0,40	0,76	0,33	0,63	0,26	0,50

## 6.6. Utilizzo dell'Indice *BQIES*

### Dati necessari:

- 1) Compilare la scheda di campagna allegata in Appendice al Protocollo Nazionale di campionamento;
- 2) dopo lo smistamento, l'identificazione tassonomica e il conteggio di ogni singola specie/gruppo di specie, compilare la scheda in Appendice al Protocollo di laboratorio (Boggero *et al.*, 2011);
- 3) si ottengono quindi le densità di ogni taxon valutate a partire da un campione integrato di 3 o >3 repliche/zona (a seconda delle dimensioni dello strumento di raccolta utilizzato) raccolte rispettivamente nelle zone litorale, sub-litorale e profonda su substrato molle, in almeno due campagne effettuate nello stesso anno (preferibilmente alla circolazione e dopo la stratificazione estiva) su un'area utile di 225 cm<sup>2</sup> (per un'area totale pari a 225\*3= 675 cm<sup>2</sup>);

### Procedura:

- 1) I dati ottenuti sui tre replicati per fascia di profondità vanno mediati in modo da fornire un quadro sufficientemente rappresentativo della densità di ogni specie nella zona di studio. Ricordare di calcolare la media sui 3 o >3 replicati previsti anche nel caso in cui in un replicato non si sia trovata alcuna specie;

Esempio densità di singoli replicati di *Tubifex tubifex*: R1 = 15 ind m<sup>-2</sup>, R2 = 45 ind m<sup>-2</sup>, R3 = 0 ind m<sup>-2</sup>. Densità media di *Tubifex tubifex* = **20 ind m<sup>-2</sup>** e non 30 ind m<sup>-2</sup>.

- 2) Si procede all'applicazione della formula sottostante moltiplicando le densità di ogni specie/gruppo di specie per il proprio peso indicatore e rapportandole alla densità totale. Quanto ottenuto andrà moltiplicato per il Log<sub>10</sub> del numero di specie totali presenti più una e per il rapporto delle densità di ogni singola specie, senza peso indicatore associato, rispetto alla densità totale delle specie senza peso indicatore:

$$BQIES_i = \left[ \sum_{j=1}^p \left( \frac{\log_{10}(y_{ij} + 1)}{\sum_{j=1}^p \log_{10}(y_{ij} + 1)} * BQIW_j \right) \right] * \log_{10}(m + 1) * \left( \frac{\sum_{j=1}^m y_{ij}}{\sum_{j=1}^m y_{ij} + 5} \right)$$

dove:

$p$  = numero di specie per le quali è noto il peso indicatore  $BQIW_j$

$m$  = numero totale di specie presenti

- 3) Il calcolo viene effettuato per ogni profondità e per ogni transetto posizionato all'interno di un lago;
- 4) Il valore complessivo di *BQIES* per fascia di profondità è dato dalla media dei singoli valori di *BQIES* calcolati per la fascia di profondità considerata;
- 5) Il valore complessivo di *BQIES* per ogni lago è dato dalla media dei singoli valori di *BQIES* calcolati per le tre fasce di profondità.

## 6.7. Conclusioni

Attualmente, l'indice *BQIES* è un utile strumento per la valutazione ecologica della qualità dei laghi italiani profondi. Tale indice considera tutte le tipologie lacustri nel loro complesso e di conseguenza attualmente non presenta siti *reference* tipo-specifici, ma andrà validato per tutte le tipologie lacustri.

L'indice qui proposto infatti, non è, e non può essere, considerato definitivo, in quanto nuove specie con autoecologia diversa potranno essere raccolte nei laghi già studiati, o essere presenti in laghi non ancora campionati. I pesi indicatori elencati nelle tabelle 9 e 10 dovranno quindi essere aggiornati, contemporaneamente con il procedere del monitoraggio. Il livello tassonomico richiesto è il più dettagliato (specie/gruppo di 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 raggruppamenti 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/gruppo di specie ha infatti uno scarso potere indicatore.

Uno dei principali limiti per l'applicazione dell'Indice è la disponibilità di chiavi tassonomiche per la determinazione a livello di specie dei due taxa principali Oligocheti e Chironomidi. Questa mancanza è stata colmata in parte dalla pubblicazione in lingua italiana nel 2007 di un volume dedicato ai Ditteri Chironomidi, contenente una nuova chiave semplificata per la determinazione di larve e pupe a livello di genere (Lencioni et al., 2007), e più recentemente dall'uscita di un secondo volume (Lencioni et al., 2013) dedicato alla descrizione delle comunità macrobentoniche nei laghi italiani, con un focus sulla tassonomia degli Oligocheti (Cap. 5, Sambugar & Giacomazzi).

Quest'ultimo capitolo costituisce il primo contributo, unico nel suo genere a livello nazionale, che permette di raggiungere il livello tassonomico fine richiesto dalla Direttiva stessa.

## 6.8. Bibliografia

- AFNOR. 2005. Détermination de l'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL). Norme française NF T 90-391.
- Boggero, A., S. Zaupa, B. Rossaro, V. Lencioni & F. Gherardi. 2011. Guida tecnica alla programmazione del campionamento e alla scelta della strumentazione idonea per lo studio della fauna macroinvertebrata lacustre. *CNR-ISE Report*, 02.11: 64 pp.
- Boggero A., S. Zaupa, B. Rossaro, V. Lencioni, L. Marziali, F. Buzzi, A. Fiorenza, M. Cason, F. Giacomazzi & S. Pozzi. 2013. Protocollo di campionamento dei macroinvertebrati negli ambienti lacustri. MATTM-APAT, Roma: 17 pp.
- 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.
- Decreto Legislativo n. 152/1999. Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento. G.U. 246 del 20/10/2000 - suppl. ord. n. 172.
- Decreto Legislativo n. 152/2006. Norme in materia ambientale. G.U. 88 del 14/04/2006 - suppl. ord. n. 96.
- 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.
- Gevrey, M., C. Provost & C. Argillier, 2011. French macroinvertebrate index for lakes. Irstea, Aix-en-Provence: 14p.
- Hurlbert S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52: 577-586.
- 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. *Archiv für Hydrobiologie*, 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.

- Lencioni V., A. Boggero, L. Marziali & B. Rossaro (eds). 2013. I macroinvertebrati dei laghi - tassonomia, ecologia e metodi di studio. Quaderni del Museo delle Scienze, 6/1, Trento: 202 pp.
- Leonardsson K., M. Blomqvist & R. Rosenberg. 2009. Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive – examples from Swedish waters. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 1286-1296.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Croom Helm, London: 185 pp.
- Mazzella L., J. De Bortoli & C. Argillier. 2009. Création d'un nouvel outil de bioindication basé sur les communautés d'invertébrés benthiques lacustres:méthodes d'échantillonnage et métriques candidates. Cemagref, Aix-en-Provence.
- Mouthon J. 1993. Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements de mollusques. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 331: 397-406.
- Rosenberg D.M. & V.H. Resh (Eds). 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York: 488 pp.
- Rosenberg R., M. Blomqvist, H.C. Nilsson, H. Cederwall & A. Dimming. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 49: 728-739.
- 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.
- Rowan J.S., J. Carwardine, R.W. Duck, O.M. Bragg, A.R. Black, M.E.J. Cutler, I. Soutar & P.J. Boon. 2006. Development of a technique for Lake habitat survey (LHS) with applications for the European Union Water Framework Directive. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 16: 637-657.
- Sambugar B. & F. Giacomazzi, 2013. Cap. 5. Gli Oligocheti d'acqua dolce italiani. In: Lencioni V., A. Boggero, L. Marziali & B. Rossaro (eds), I macroinvertebrati dei laghi - tassonomia, ecologia e metodi di studio. Quaderni del Museo delle Scienze, 6/1, Trento: 111-184.
- Sanders H.L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *American Naturalist*, 102: 243-282.
- 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. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 40: 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.



## APPENDICE A. Dati utilizzati

Elenco dei laghi utilizzati con i rispettivi anni di campionamento

Lago	Anni							Lago	Anni						
	50	60	70	80	90	00	10		50	60	70	80	90	00	10
Alserio		1967	1977			2006		Lamar						2005	
Annone Est		1967				2005		Lases						2005	
Annone Ovest		1967				2006		Levico						2006	2010
Avigliana Grande						2006		Liscia							2011
Avigliana Piccolo						2006	2011	Maggiore	1953, 1954	1960, 1961, 1966, 1967		1985, 1988		2007	
Bidighinzu							2011	Mergozzo		1963, 1964	1971, 1972, 1975, 1976				2011
Bolsena		1968, 1969	1970					Mezzola							2012
Bracciano		1968, 1969	1970					Monate			1977			2005, 2009	
Caldaro						2006, 2008		Montorfano			1977			2006	
Caldonazzo						2005		Morasco							2011
Candia						2006	2011	Palù							2011
Canzolino						2005		Piano						2006	
Cavedine						2006		Posada							2011
Comabbio			1977			2005		Pusiano		1967				2004, 2006	
Como						2007, 2009		Sartirana			1977				
Endine			1973			2006		Segrino		1967				2005, 2009	
Frassino						2006		Sirio						2006	2011
Ganna							2010, 2011	Sos Canales							2011
Garda			1970, 1971	1987		2007		Tenno						2005	
Garlate						2006		Varese			1977			2002, 2003, 2005	
Ghirla			1977			2006		Vico		1968, 1969	1970				
Idro				1982		2008		Viverone		2006					
Iseo		1967				2008, 2009									



***7. Indice per l'analisi dello stato di qualità della  
fauna ittica finalizzato alla valutazione dello  
stato ecologico dei laghi italiani:  
Lake Fish Index (LFI)***

**Pietro Volta<sup>1\*</sup>**

<sup>1</sup>*Istituto per lo Studio degli Ecosistemi-CNR, Verbania-Pallanza*

\* *Autore per la corrispondenza (p.volta@ise.cnr.it)*

### **Ringraziamenti**

*Si ringraziano Alessandro Oggioni (CNR-ISE), Aldo Marchetto (CNR-ISE), Caterina Sollazzo (MATTM), Niels Jepsen (JRC-EU Commission) per i contributi alla elaborazione del presente documento.*

## 7.1. Introduzione

La Direttiva Quadro sulle acque (Water Framework Directive 2000/60/CE, di seguito WFD) stabilisce che la fauna ittica, insieme ad altri bio-indicatori, debba essere utilizzata come elemento di qualità biologica (EQB) per la valutazione dello stato ecologico dei bacini lacustri. Nello specifico, indica che devono essere considerate in questa valutazione la “composizione, l’abbondanza e la struttura di età” (Allegato V).

La composizione e struttura delle comunità ittiche negli ecosistemi lacustri dipendono da una molteplicità di processi variabili su scala spaziale e temporale, spesso interagenti tra di loro. Fattori importanti sono, ad esempio, quelli fisico-chimici o idromorfologici (Rahel 1984; Marshall & Ryan 1987; Jackson & Harvey 1989). Alcuni studi mostrano l’effetto dell’incremento della produttività primaria sulla comunità ittica, con il passaggio da una dominanza numerica dei salmonidi ad una dominanza dei percidi e dei ciprinidi al progressivo incremento dei nutrienti disciolti nel bacino lacustre (Persson *et al.* 1991; Holmgren & Appelberg 2000; Jeppesen *et al.* 2000; Olin 2002; Brucet *et al.*, 2013). Altri studi invece individuano nelle pressioni idromorfologiche le cause di alterazione di popolazioni di specie ittiche litorali o tipicamente fitofile (Franklin & Smith 1963; Adelman & Smith 1970; Casselman 1978; Casselman & Lewis 1996; Perrow *et al.* 1996). Nel complesso dunque, la fauna ittica, rispondendo alle perturbazioni ambientali anche su scala temporale relativamente lunga, può essere considerata un buon indicatore dello stato ecologico di un ecosistema acquatico nel suo complesso.

La WFD richiede di valutare lo stato di qualità della fauna ittica mediante l’analisi dello scostamento tra le condizioni attuali e le condizioni di riferimento tipo-specifiche. Per determinare le condizioni di riferimento la WFD richiede di confrontare la comunità di un certo corpo idrico con un’altra di un corpo idrico dello stesso tipo e regione prossimo a condizioni di naturalità, ovvero di utilizzare dati storici, approcci modellistici o il giudizio esperto (Allegato II, 1.3).

La definizione delle condizioni di riferimento è un processo difficoltoso, perché a causa dei degli impatti determinati dalle pressioni antropiche sui bacini lacustri e sulle stesse biocenosi (quali il carico di nutrienti e inquinanti, le modificazioni e degradazione degli habitat, la pressione di pesca ecc...), è difficile individuare un numero di siti di riferimento da cui derivare condizioni di riferimento per la fauna ittica. Per questa ragione la ricostruzione delle comunità ittiche di riferimento utilizzando dati storici rappresenta una valida alternativa (Gassner & Wanzenbock

1999; Volta et al. 2011). L'utilizzo dei dati storici tuttavia può incorporare una certa dose di incertezza, a causa della diversa qualità e quantità di dati ma, d'altra parte, i dati storici possono fornire importanti e spesso uniche informazioni circa la composizione delle comunità (Steedmann *et al.* 1996) di ambienti acquatici prossimi a condizioni di riferimento ("near natural conditions").

La necessità di caratterizzare lo stato di qualità della fauna ittica - e dunque di derivare lo stato ecologico di un corpo idrico - mediante informazioni quantitative discrete riassumibili in un indice deriva dalle indicazioni della Direttiva Quadro 2000/60/CE che stabilisce di identificare lo stato ecologico con le categorie ben definite di stato Elevato, Buono, Sufficiente. Fondamentale per la Direttiva 2000/60/EC è il raggiungimento del Buono Stato Ecologico entro il 2015. Le classi di stato ecologico devono essere definite da una analisi tra pressioni/impatti lungo ampi gradienti di pressione. Questo approccio è stato seguito durante il processo di intercalibrazione del GIG Alpino e ha permesso di definire intervalli di classe condivisi dagli stati membri. Le pressioni analizzate sono state descritte da un indice di pressione generale, contro il quale sono stati fittati i dati dei singoli indici nazionali e successivamente calibrati gli intervalli di ogni classe di stato ecologico.

In questo report tecnico si presenta la metodologia di campionamento della fauna ittica nei laghi e il Lake Fish Index (LFI), indice multimetrico utilizzabile per la valutazione dello stato di qualità delle comunità ittiche e per la derivazione, sulla base dello stato di qualità dell'ittiofauna, dello stato ecologico del lago.

La metodologia di campionamento è stata sviluppata all'interno di progetti di ricerca e monitoraggio finalizzati alla implementazione della WFD e realizzati con il supporto della Unione Europea, di Regione Lombardia (DG-AGR e DG-AMB), di Regione Piemonte (DG-AMB), della Provincia Autonoma di Bolzano, di Appa Bolzano e di ENAS (Ente Acque Sardegna), nonché grazie al confronto costruttivo con le Agenzie (ARPA Lombardia e ARPA Piemonte) e Regione Umbria.

Il LFI è basato su metodologie di campionamento standardizzate (standard CEN), come richiesto dalla WFD. Questo fatto è di fondamentale importanza in quanto rende i dati acquisiti confrontabili non solo tra ambienti differenti ma anche su scala più ampia rispetto a quella italiana.

Il LFI è stato intercalibrato nel GIG alpino. I dati italiani sono riferiti all'attività congiunta di alcune agenzie (APPA Bolzano, ARPA Piemonte) e del CNR-ISE. L'assenza di dati acquisiti secondo gli

standard ISO/CEN per l'Ecoregione Mediterranea ha impedito al momento lo sviluppo e l'intercalibrazione di un indice specifico per i laghi mediterranei.

Nella presente versione, il LFI è presentato in una forma parzialmente rivista rispetto a quanto contenuto nel precedente report CNR-ISE del 2011 alla luce del processo di intercalibrazione a cui si è brevemente accennato in precedenza. In particolare sono stati leggermente modificati i valori di boundaries Moderato/Buono e Buono/Elevato ed alcuni elementi nelle singole metriche.

## **7.2. Acquisizione dei dati per l'applicazione del Lake Fish Index e metodi di campionamento**

Il campionamento è un elemento fondamentale per poter ottenere dei dati quantitativi confrontabili nel tempo e tra ambienti differenti. La WFD sottolinea l'importanza di utilizzare dei metodi standardizzati in accordo con le norme ISO/CEN (Allegato V, punto 1.3.6) al fine di garantire una comparabilità dei dati tra paesi membri anche in presenza di indici che utilizzino metriche differenti.

Il recente Decreto sul monitoraggio (Decreto 14 aprile 2009, n. 56) sancisce l'obbligatorietà del monitoraggio dei corpi idrici mediante metodologie in accordo con gli standard ISO/CEN.

Il metodo di campionamento per l'applicazione del LFI prevede l'utilizzo dell'elettropesca in zona litorale e di reti branchiali multimaglia. Brevemente, di seguito, si espone la metodologia di campionamento.

### **7.2.1. Elettropesca**

L'elettropesca (EP) deve essere utilizzata in ambiente litorale (max 1,5 m di profondità). Le informazioni tecniche sono specifiche della metodologia e quindi si rimanda al protocollo CEN di riferimento. Un sommario è presente nella Tabella 12.

Si raccomanda di eseguire il campionamento mediante EP nello stesso periodo del campionamento con reti multimaglia.

Si consiglia di utilizzare un generatore con una potenza di almeno 5000 W.

Il campionamento con EP deve essere fatto per punti (Point Abundance Sampling Electrofishing-PASE) utilizzando il generatore nella modalità "corrente continua".

Il numero di punti di campionamento deve essere pari ad almeno 80 per bacino lacustre.

Il punto di campionamento deve essere scelto a priori in base a due criteri:

1. la distanza tra un punto di campionamento e l'altro deve essere il più possibile omogenea.
2. ogni tipologia di ambiente lacustre (substrato roccioso, fangoso, sabbioso, zona a canneto, rami sommersi, etc..) deve essere campionata comunque, eventualmente aumentando i punti di campionamento.

L'esecuzione deve avvenire nelle modalità seguenti.

- Gli operatori a bordo dell'imbarcazione si avvicinano al punto individuato per il campionamento;
- Raggiunto il punto (la cui profondità deve essere minore di 1,5 metri) iniziano il campionamento immergendo l'elettrostorditore solo una volta per 20 secondi;
- Tutti i pesci storditi devono essere raccolti, registrati nella scheda di cattura e reimmessi in acqua;
- Il punto di campionamento deve essere georeferenziato (coordinate GPS).

I dati (N. punto, geolocalizzazione GPS, specie ittica, lunghezza totale, peso totale, età) devono essere registrati in un "Registro di cattura elettropesca". Il sommario relativo alla metodologia di campionamento con elettropesca è presentato nella tabella seguente (Tab. 12).

Tabella 12. - Sommario della metodologia che utilizza l'elettropesca

<b>Criteri</b>	<b>Obiettivi</b>
Strumento	Elettrostorditore
Periodo di campionamento	Luglio - Ottobre
Numero punti di campionamento	Almeno 80 per lago
Tempo di immersione anodo	15 secondi per punto
Posizionamento punti	eEquidistanti lungo il perimetro
Profondità	<1,5m

### **7.2.2. Reti Multimaglia Branchiali (RM)**

Le Reti branchiali Multimaglia (si seguito RM) sono strumenti di cattura passivi cioè si basano sul fatto che il pesce in movimento entri con il capo in una maglia della rete rimanendo bloccato a livello della regione branchiale.



Ciascuna rete è composta da una serie di pannelli di dimensioni standard, ciascuno caratterizzato da una diversa dimensione della maglia in modo tale che possano essere catturati pesci di taglie differenti.

Le RM si possono suddividere in due categorie: “da fondo” o “bentiche” (RMB) e “mesopelagiche” (RMP) in relazione alla tipologia di posa: le prime ancorate e posate sul fondo, le seconde rialzate rispetto al fondo lacustre.

Il metodo proposto si basa su un campionamento stratificato della colonna d’acqua e sulla definizione casuale delle stazioni di campionamento. Il numero di strati, di stazioni di campionamento, il numero di reti da utilizzare per ciascun strato sono determinati in base alla superficie e alla profondità massima del lago. Il sommario relativo alla metodologia di campionamento con le reti è riassunto in breve nella tabella seguente (Tab. 13) e spiegato per esteso nei paragrafi successivi.

Tabella 13 - Sommario della metodologia che utilizza reti multimaglia

<b>Criteri</b>	<b>Obiettivi</b>
Periodo di campionamento	Luglio - Ottobre
Tempo di posa delle reti	12 ore (range accettabile da 10,5 a 13,5 ore)
Strumento	Reti multimaglia bentiche e “mesopelagiche”
Orientamento reti	Casuale rispetto alla linea di costa
Profondità	Strati multipli
Disposizione spaziale	Casuale

#### *Reti multimaglia bentiche (RMB)*

Ogni RMB è composta da 12 pannelli di rete con maglia variabile da 5 a 55 mm. Ciascuna RMB è lunga 30 metri e alta 1,5 metri. La larghezza delle maglie (mm) deve essere in questo ordine: 43,0mm, 19,5mm, 6,25mm, 10,0mm, 55,0mm 8,0mm, 12,5mm, 24,0mm, 15,5mm, 5,0mm, 35,0mm, 29,0mm.

Se si presume che con questo disegno delle RMB non vengano catturati individui di grandi dimensioni di alcune specie (quali ad es. carpa, tinca, luccio, lucioperca, siluro...), e dunque non sia possibile ottenere un quadro realistico della struttura di taglia della popolazione, è possibile aggiungere alla rete ulteriori 4 pannelli, della stessa altezza e lunghezza dei precedenti e con maglia di lato pari a 70mm, 90mm, 110mm, 135mm.

### *Reti multimaglia mesopelagiche (RMP)*

Ciascuna rete pelagica è lunga 27,5 metri e alta 6 metri, ha la stessa struttura delle RMB ma la maglia inferiore ha una dimensione del lato pari a 6,25 mm, sono pertanto presenti 11 pannelli di maglia diversa. Se si presume che con questo design delle RMP non vengano catturati individui di grandi dimensioni di alcune specie, e dunque non sia possibile ottenere un quadro realistico della struttura di taglia della popolazione, è possibile aggiungere alla rete dei pannelli aggiuntivi con maglie di lato pari a 70,0mm, 90mm, 110mm e 135mm. I pannelli aggiuntivi devono avere una lunghezza pari a 10m e una altezza di 6 metri.

Le reti pelagiche sono sostenute alla profondità desiderata da galleggianti collegati ai capi della rete da una cima. La cima dovrà essere dello spessore opportuno a sorreggere il peso della rete durante le operazioni di salpaggio.

Le RMP devono essere posizionate, se possibile, in corrispondenza della zona lacustre che presenta la massima profondità. L'azione di campionamento deve essere la seguente: durante la prima notte le reti devono essere posizionate nello strato 0-10 metri, la seconda notte tra 10 e 20 metri e così via fino a 50 metri (in totale dunque 5 campionamenti pelagici). La posa contemporanea di più set di reti mesopelagiche alle diverse profondità è consentita.

### **7.2.3. Sforzo di campionamento con reti**

L'intensità del campionamento, ossia il numero di reti utilizzate è determinato da due fattori:

- Superficie del lago
- Profondità massima del lago

Lo sforzo di pesca con RMB richiesto per il campionamento è indicato nella Tabella 14.

Nel caso in cui si proceda al campionamento di un grande lago (> 140 km<sup>2</sup>), è necessario suddividerlo in due sottobacini, e trattare ciascun sottobacino separatamente.

Qualora il bacino lacustre abbia una profondità massima superiore a 10 metri è necessario effettuare campionamenti anche con RMP. Infatti anche se non vi sono specie tipicamente pelagiche (agone, coregonidi ecc.), è possibile che alcune specie più tipiche della zona litorale possano spingersi più o meno stabilmente in ambiente pelagico. Il numero di reti mesopelagiche da utilizzare varia in relazione al gruppo di attribuzione del lago da monitorare (per i gruppi si intendono quelli definiti per l'applicazione del Lake Fish Index) e alla superficie lacustre (Tabella 15).

*N.B. Un team di 4 persone mediamente esperte è sufficiente per svolgere il lavoro di campagna richiesto (comprendente la posa e il salpaggio di 8 reti bentiche e 3 reti mesopelagiche e il trattamento del campione) in circa 8 ore lavorative*

Tabella 14 – Schema riassuntivo per la posa delle reti multimaglia bentiche RMB

Area del lago	Strato della colonna d'acqua	Profondità massima (m)						
		<6	da 6 a 11,9	da 12 a 19,9	da 20 a 34,9	da 35 a 49,9	da 50 a 75	>75
<0,2 km <sup>2</sup>	<3m	4	3	4	4	3		
	da 3 a 5,9	4	3	4	3	3		
	da 6 a 11,9		2	4	3	3		
	da 12 a 19,9			4	3	3		
	da 20 a 34,9				3	2		
	da 35 a 49,9					2		
	<b>TOTALE</b>	8	8	16	16	16		
da 0,20 a 0,50 km <sup>2</sup>	<3m	4	5	5	5	5		
	da 3 a 5,9	4	6	5	5	5		
	da 6 a 11,9		5	3	5	6		
	da 12 a 19,9			3	5	6		
	da 20 a 34,9				4	6		
	da 35 a 49,9					4		
	<b>TOTALE</b>	8	16	16	24	32		
da 0,51 a 1,01 km <sup>2</sup>	<3m	8	8	7	7	7	7	
	da 3 a 5,9	8	8	7	7	7	7	
	da 6 a 11,9		8	5	9	7	10	
	da 12 a 19,9			5	6	4	4	
	da 20 a 34,9				3	4	4	
	da 35 a 49,9					3	4	
	<b>TOTALE</b>	16	24	24	32	32	40	
da 1,01 a 2,5 km <sup>2</sup>	<3m	8	8	8	7	7	7	
	da 3 a 5,9	8	8	8	7	7	7	
	da 6 a 11,9		8	8	10	10	6	
	da 12 a 19,9			8	8	6	6	
	da 20 a 34,9				8	6	6	
	da 35 a 49,9					4	4	
	<b>TOTALE</b>	16	24	32	40	40	40	
da 2,51 a 10 km <sup>2</sup>	<3m	12	11	10	10	10	10	10
	da 3 a 5,9	12	11	10	10	10	10	10
	da 6 a 11,9		10	10	10	10	10	10
	da 12 a 19,9			10	10	8	8	10
	da 20 a 34,9				8	6	8	5
	da 35 a 49,9					4	6	5
	> 75						4	4
	<b>TOTALE</b>	24	32	40	48	48	56	58
da 10,01 a 50 km <sup>2</sup>	<3m	12	11	10	10	10	10	10
	da 3 a 5,9	12	11	10	10	10	10	10
	da 6 a 11,9		10	10	12	12	10	10
	da 12 a 19,9			10	12	9	10	10
	da 20 a 34,9				10	9	10	10
	da 35 a 49,9					6	8	8
	da 50 a 75						4	4
	> 75							4
	<b>TOTALE</b>	24	32	40	54	56	62	66
da 50,01 a 140 km <sup>2</sup>	<3m	16	14	14	14	14	14	14
	da 3 a 5,9	16	14	14	14	14	14	14
	da 6 a 11,9		12	13	12	14	14	14
	da 12 a 19,9			13	12	12	12	12
	da 20 a 34,9				12	12	10	10
	da 35 a 49,9					8	8	8
	da 50 a 75						6	6
	> 75							4
	<b>TOTALE</b>	32	40	54	64	74	78	82
Oltre 140 km <sup>2</sup>	separare il lago in due sottobacini e trattare ciascuno separatamente. Se la superficie di uno dei due sottobacini delimitati è superiore a 140km <sup>2</sup> , adottare comunque lo schema di posa relativo a superfici tra 50,01 e 140km <sup>2</sup> .							

Tabella 15 - Numero di Reti Mesopelagiche (RMP) da utilizzare in relazione al gruppo lacustre del LFI e alla superficie del lago (solo per laghi con prof. max > 10m).

Gruppo LFI	Superficie del lago (km <sup>2</sup> )	n. reti per ogni strato
Laghi poco profondi Ecoregione Alpina e Mediterranea (Gruppi 3 e 4) Laghi profondi nord-est Ecoregione alpina (Gruppo 2)	-	1
Laghi Profondi Ecoregione alpina e Mediterranea (Gruppi 1 e 5)	Fino a 10 km <sup>2</sup>	3
Laghi alta quota Ecoregione alpina (Gruppo 6)	Oltre 10 km <sup>2</sup>	12

*N.B. I gruppi di laghi sono quelli definiti nel Lake Fish Index, da non confondere con i tipi lacustri derivati dalla tipizzazione. Qualora il lago da monitorare non rientri in quelli già categorizzati all'interno della definizione del LFI, l'attribuzione dello sforzo di campionamento con reti RMP dovrà essere vagliata da un esperto.*

#### 7.2.4. Periodo di campionamento

I campionamenti devono essere effettuati da Luglio ad Ottobre.

Le reti devono essere posate al tramonto e indicativamente tra le 18.00 e le 20.00 e salpate alla mattina seguente tra le ore 6.00 e le ore 8.00.

È raccomandato un tempo di permanenza in acqua di circa 12 ore.

- *NB. Il tempo di permanenza delle reti (in ore) in acqua va sempre registrato accuratamente*

Per il primo giorno di campionamento è consigliato posare le reti a profondità diverse per “esplorare” la distribuzione verticale della fauna ittica e delle sue abbondanze. Ciò consente di poter impostare la posa nei giorni successivi e rendere il più possibile omogenea la quantità di pesce catturata in ogni singolo giorno, facilitando così rilevazione dei parametri morfometrici e ottimizzando i tempi di lavoro. Bisogna fare attenzione a non catturare una quantità di pesce che è poi impossibile processare in giornata.

#### 7.2.5. Scelta dei siti di campionamento

I punti di posa delle Reti Multimaglia Bentiche RMB devono essere scelti in modo casuale, rispettando tuttavia numero e profondità come da tabella 15.

- Ogni punto di campionamento deve essere georeferenziato.

*N.B. Se non sono presenti informazioni relative alla batimetria lacustre è suggerito un monitoraggio preliminare per identificare la conformazione del fondo e la profondità massima. Ciò sarà fatto utilizzando un ecoscandaglio, misurando la profondità lungo dei transetti predefiniti.*

### **7.2.6. Operazioni pre-campionamento**

Un campionamento deve essere preparato minuziosamente prima di essere svolto. È necessario:

- valutare lo sforzo di pesca (numero reti e tipologia) in relazione alla tipologia lacustre (superficie, profondità);
- valutare lo stato del materiale da utilizzare;

Una volta selezionato il lago da campionare è necessario:

- assicurarsi che tutti i permessi necessari per svolgere il campionamento siano stati ottenuti (Provincia, Parchi, Diritti esclusivi...etc etc) così come i permessi per la navigazione a motore;
- informare tutti i soggetti interessati (Enti locali, proprietari di diritti di pesca, associazioni pescatori, etc etc) dello scopo, dell'ampiezza e della tempistica delle operazioni di campionamento

Prima di iniziare ogni lavoro di campagna è necessario che gli operatori siano familiari all'ambiente di studio (come raggiungerlo, luoghi per mettere l'imbarcazione in acqua, eventuali pericoli per la navigazione).

Si raccomanda di fare il punto della situazione tra i vari operatori coinvolti il giorno precedente l'uscita.

Gli operatori dovranno avere con sé la mappa del lago con indicate le stazioni da campionare e il numero di reti da posare per ciascuna profondità.

Gli operatori dovranno essere in possesso delle schede di rilevamento dei dati (Allegati 1, 2 e 3).

### **7.2.7. Operazioni campo**

#### *Posa delle reti*

Le reti debbono essere calate nell'area lacustre scegliendo in modo il più possibile casuale quali zone campionare. Ciascuna rete deve essere opportunamente segnalata da una boa o segnale galleggiante numerato che deve fungere da ID rete univoco (non si deve far confusione tra le diverse reti, dato che rappresentano campioni indipendenti tra loro).

Le reti devono essere posate con un angolo casuale rispetto alla linea di costa.

Possibilmente la posa delle reti deve avvenire come in figura 12.

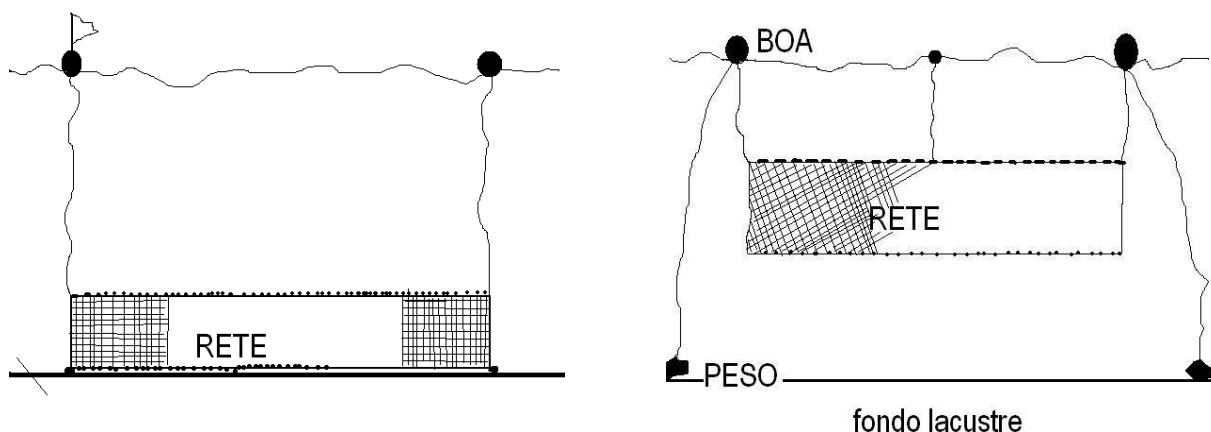


Figura 12 - Rappresentazione schematica della metodologia di posa per le reti multimaglia “da fondo” (a sx) e “pelagiche” (a dx). Si sconsiglia di ancorare al fondo le RBMP nei grandi laghi.

La RMB dovrà essere opportunamente segnalata in superficie con una boa galleggiante/segnale ben visibile ed essere appesantita alle estremità con due pesi che mantengano la rete vicina al fondo anche in presenza di corrente o di pesci di dimensioni tali da poterla spostare. La cima di collegamento al segnale galleggiante dovrà essere abbastanza robusta per poter essere utilizzata per salpare la rete anche in presenza di eventuali ostacoli.

Le RMP devono essere sostenute alla profondità desiderata da boe grandi (almeno 50 cm diametro) all'estremità della rete e da segnali galleggianti ogni 15 metri circa. Questi ultimi potranno essere costituiti da un rettangolo di polistirolo di sostegno (35cm x 15cm x 5 cm) legato alla rete da una cima sottile (2-3 mm) e lunga a sufficienza per far raggiungere la profondità desiderata. Si raccomanda di appesantire le estremità inferiori di ogni rete con dei pesi di circa 100 g (anelli di acciaio).

La rete può essere mantenuta ferma rispetto al punto di posa mediante due cime collegate alle boe situate alle estremità della stessa. Nei laghi con profondità maggiore di 75 metri è preferibile non ancorare le reti al fondo, ma lasciarle libere di muoversi secondo le correnti dominanti.

I dati di riferimento delle reti (numero identificativo ID rete, punto GPS e profondità di posa) devono essere registrati in un “Registro di posa reti”.

### *Salpaggio delle reti*

Le reti devono essere salpate il giorno successivo alla posa, indicativamente tra le 6 e le 8 del mattino. Le reti vanno salpate con lo stesso ordine in cui sono state calate. Ogni rete e il relativo catturato devono essere tenute separate dalle altre.

#### **7.2.8. Procedure analitiche**

Il campione catturato durante le operazioni di elettropesca deve essere analizzato sul posto e rilasciato il prima possibile. I dati devono essere registrati nel “Registro di cattura elettropesca”.

Il campione delle reti multimaglia deve essere analizzato a terra e possibilmente al coperto (o almeno non sotto il sole). Nel caso in cui non venga immediatamente analizzato, tutto il materiale delle reti deve essere conservato in cella frigorifera ad una temperatura di 3-4 °C circa, per uno-due giorni al massimo. I dati analitici devono essere registrati nel “Registro di cattura reti multimaglia”.

I parametri da registrare sul “Registro di cattura reti multimaglia” sono i seguenti:

- Il numero della rete di riferimento (da cui, attraverso il “Registro di posa reti” si risale alla posizione GPS e alla profondità di posa o di pesca)
- La specie ittica
- La lunghezza totale  $L_{tot}$  di tutti gli individui (dall'estremità del muso all'estremità della coda a lobi riuniti)
- Il peso totale  $P_{tot}$  per almeno 100 individui per specie divisi per classi di taglia omogenee\*
- Il prelievo delle scaglie per la rilevazione dell'età è facoltativo \*\*

Nel caso in cui si debbano prelevare le scaglie, queste devono essere conservate in bustine di carta/provette Eppendorf o similari, e tenute separate per ogni individuo. Durante la compilazione dei registri di cattura si deve indicare il codice identificativo del contenitore/busta/provetta in cui sono state raccolte nella casella “Note”.

*\* ciascuna classe di taglia è definita come un decimo della lunghezza massima della specie. Ad esempio se una specie ha una lunghezza massima di 100 cm, ciascuna classe di taglia sarà pari ad un intervallo di 10 cm. 15 individui per ogni classi di taglia sono sufficienti per ricostruire la relazione tra lunghezza e peso di quella specie secondo la relazione  $P_{tot}=a*L_{tot}^b$  e quindi per calcolare il peso per il restante numero di individui per i quali il peso non è stato misurato partendo dalla sola lunghezza totale  $L_{tot}$ .*

*\*\* l'età è necessaria per poter costruire la relazione lunghezza-età da cui ricavare la lunghezza asintotica (massima teorica) di quella specie in quel determinato ambiente. Quest'ultimo dato è necessario per poter definire i parametri per l'applicazione della metrica 2 (indice PSD - struttura di popolazione) del LFI. Pertanto, se non esistono dati pregressi recenti relativi alla lunghezza massima raggiunta dalla specie ittica considerata in quel determinato tipo di ambiente), la rilevazione dell'età si rende necessaria. Infatti, la lunghezza massima teorica di una specie può variare significativamente in relazione alla dimensione,*

*profondità e stato trofico dell'ambiente lacustre. Qualora sulla specie considerata vi sia una elevata pressione di pesca è consigliabile riferirsi alla letteratura scientifica per stabilire la lunghezza massima teorica per quella specie o a quanto riportato nella tabella 23.*

### **7.3. Il Lake Fish Index (LFI)**

#### **7.3.1. Gruppi lacustri e specie ittiche indicatrici**

Il Lake Fish Index è basato su un approccio storico (Volta et al. 2011) che ha permesso di derivare la comunità ittica di riferimento sulla base delle informazioni relative alla composizione specifica della comunità ittiche dei laghi con superficie  $>0,5 \text{ km}^2$  antecedente al 1950 (identificata a priori come condizione di riferimento). Sulla base di questa matrice di dati storici sono stati definiti gruppi di laghi omogenei in termini di composizione specifica (Tabelle 16 e 17) e, per ciascuno di essi, specie ittiche indicatrici (Tabelle 18 e 19). Si tratta di un approccio che ha permesso di ricavare condizioni di riferimento sito-specifiche, e non tipo-specifiche. Per questa ragione non c'è una perfetta sovrapposizione tra i tipi lacustri indicati nel Decreto 131/2008 (ottenuti da una classificazione basata su parametri chimico-fisici) e i gruppi di laghi indicati nel presente documento.

L'utilizzo dell'indice LFI per i laghi con area inferiore a  $0,5 \text{ km}^2$  e per quelli non indicati nel presente documento deve essere preventivamente valutata da un esperto, così da inquadrare il lago nel gruppo LFI più adatto.

*Gruppo 1* – Sono i grandi laghi profondi del bacino padano-veneto centro-occidentale e i laghi profondi ad essi connessi. Sono caratterizzati naturalmente da acque povere di nutrienti e da profondità e superficie molto elevate. La grande estensione del pelago lacustre consente di sostenere ampi e strutturati popolamenti di taxa ittici zooplanctofagi e i tenori elevati di ossigeno nelle fredde acque ipolimniche rende possibile la presenza specie stenoterme frigofile. L'eterogeneità di habitat favorisce in generale una elevata ricchezza in specie.

*Gruppo 2* – Laghi profondi del bacino padano-veneto centro-orientale. Le caratteristiche limnologiche sono intermedie tra i grandi laghi profondi e i laghi di pianura (profondità, area e volumi medi non eccessivamente elevati). Questi laghi sono caratterizzati dalla presenza di specie più tipiche di ambienti litorali e di specie caratteristiche di ambienti lacustri che hanno con buona connettività col reticolo idrografico.

*Gruppo 3* – Laghi poco profondi di pianura. Sono i laghi di piccole dimensioni della fascia morenica o pianeggiante subalpina. Corpi idrici tipicamente mesotrofi o eutrofi. Il numero di specie



ittiche è ridotto, sono generalmente inadatti alla presenza dei salmonidi e, in generale, delle specie stenoterme di acque fredde.

*Gruppo 4* – Laghi alpini. Sono i laghi posti ad altitudini elevate, caratterizzati da una ridotta ricchezza specifica e da specie ittiche stenoterme di acque fredde. La presenza della trota non può che essere vincolata alla disponibilità di immissari o emissari adatti alla riproduzione, in caso contrario è necessario considerare il salmerino alpino.

*Gruppo 5* – Laghi profondi dell'ecoregione mediterranea: caratterizzati naturalmente da acque povere di nutrienti e da profondità e superficie elevate. La grande estensione del pelago lacustre e la buona ossigenazione delle acque ipolimniche consente di sostenere ampi e strutturati popolamenti di taxa ittici zooplanctofagi. L'eterogeneità di habitat favorisce una elevata ricchezza in specie.

*Gruppo 6* – Laghi poco profondi dell'Ecoregione mediterranea: corpi idrici tipicamente meso-eutrofi. Il numero di specie ittiche è ridotto, sono generalmente inadatti alla presenza dei salmonidi e, in generale, delle specie stenoterme di acque fredde.

Tab. 16. Gruppi lacustri dell'Ecoregione Alpina e laghi inclusi.

<b>Gruppo 1: Laghi Profondi Nord-ovest</b>	<b>Gruppo 2: Laghi profondi Nord Est</b>	<b>Gruppo 3: Laghi poco profondi</b>	<b>Gruppo 4: Laghi Alpini</b>
Orta, Maggiore, Mergozzo, Lugano, Como, Mezzola, Iseo	Ledro, Caldonazzo, Idro, Levico, Molveno, Toblino, Morto.	Avigliana grande, Avigliana piccolo, Viverone, Candia, Monate, Varese, Pusiano, Alserio, Montorfano, Piano, Annone Est, Annone ovest, Cavedine, Caldaro, Fimon, Cavazzo	Alleghe Tovel

Tab. 17. Tipi lacustri Ecoregione Mediterranea e laghi inclusi

<b>Gruppo 5: Laghi Profondi</b>	<b>Gruppo 6: Laghi poco profondi</b>
Albano, Bracciano, Bolsena, Martignano, Nemi, Scanno, Vico	Montepulciano, Pergusa, Lungo (Rieti), Ripasottile, Trasimeno, Piediluco

Tab. 18. Specie chiave e tipo-specifiche individuate per ogni tipo lacustre dell'Ecoregione Alpina

	Tipo1: Laghi Profondi Nord- ovest	Tipo 2: Laghi profondi Nord Est	Tipo 3: Laghi poco profondi	Tipo 4: Laghi Alpini
Specie chiave	Coregone lavarello ( <i>Coregonus lavaretus</i> )	Luccio ( <i>Esox</i> sp.)	Luccio ( <i>Esox</i> sp.)	Sanguinerola ( <i>Phoxinus phoxinus</i> )
	(Agone) ( <i>Alosa agone</i> )	Scardola ( <i>Scardinius</i> sp.)	Scardola ( <i>Scardinius</i> sp.)	
	Bottatrice ( <i>Lota lota</i> )	Tinca ( <i>Tinca tinca</i> )	Tinca ( <i>Tinca tinca</i> )	
	Alborella ( <i>Alburnus arborella</i> )			
Specie tipo-specifiche	Cavedano ( <i>Squalius squalus</i> )			Salmerino alpino ( <i>Salvelinus alpinus</i> )
	Carpa ( <i>Cyprinus carpio</i> )	Savetta ( <i>Chondrostoma soetta</i> )		Scazzone ( <i>Cottus gobio</i> )
	Ghiozzo padano ( <i>Padogobius martensi</i> )	Cavedano ( <i>Squalius cephalus</i> )	Alborella ( <i>Alburnus arborella</i> )	Trota <sup>1</sup> ( <i>Salmo trutta</i> )
	Luccio ( <i>Esox</i> sp.)	Carpa ( <i>Cyprinus carpio</i> )	Carpa ( <i>Cyprinus carpio</i> )	
	Pesce persico ( <i>Perca fluviatilis</i> )	Trota ( <i>Salmo trutta lacustris</i> )	Ghiozzo padano ( <i>Padogobius martensi</i> )	<sup>1</sup> Se il lago ha emissari o immissari si consideri la trota; in caso contrario, il salmerino alpino
	Scardola ( <i>Scardinius</i> sp.)		Pesce persico ( <i>Perca fluviatilis</i> )	
	Tinca ( <i>Tinca tinca</i> )			
	Triotto ( <i>Rutilus aula</i> )			
	Trota ( <i>Salmo trutta lacustris</i> )			

N.B. Rispetto alla versione precedente dell'indice LFI, e alla luce delle risultanze di alcuni indagini di carattere tassonomico pubblicate nella letteratura scientifica internazionale, il luccio e la scardola sono indicate con *Esox* spp. e con *Scardinius* spp. rispettivamente

Tab.19. Specie chiave e tipo-specifiche individuate per ogni tipo lacustre dell'Ecoregione mediterranea

	Tipo 5: Laghi Profondi mediterranei	Tipo 6: Laghi poco profondi mediterranei
Specie chiave	Coregone lavarello ( <i>Coregonus lavaretus</i> )	Luccio ( <i>Esox</i> sp.)
	Alborella* ( <i>Alburnus arborella</i> )	Scardola ( <i>Scardinius</i> sp.)
	Latterino* ( <i>Atherina boyeri</i> )	Tinca ( <i>Tinca tinca</i> )
	* almeno una delle due specie deve essere presente	
Specie tipo-specifiche	Pesce persico ( <i>Perca fluviatilis</i> )	Alborella* ( <i>Alburnus alburnus alborella</i> )
	Cavedano ( <i>Squalius squalus</i> )	Carpa ( <i>Cyprinus carpio</i> )
	Carpa ( <i>Cyprinus carpio</i> )	Latterino* ( <i>Atherina boyeri</i> )
	Luccio ( <i>Esox</i> sp.)	Pesce persico ( <i>Perca fluviatilis</i> )
	Scardola ( <i>Scardinius</i> sp.)	Rovella* ( <i>Rutilus rubilio</i> )
	Tinca ( <i>Tinca tinca</i> )	
	* almeno una delle tre specie deve essere presente	

#### 7.4. Sistema di classificazione e limiti di classe

Il LFI è composto da cinque metriche i cui valori consentono di derivare la classe di qualità sulla base dei limiti di classe di qualità (RQE-Rapporto di Qualità Ecologica).

Le metriche considerano:

1. l'abbondanza relativa (Numero Per Unità di Sforzo) delle specie chiave
2. la struttura di popolazione delle specie chiave
3. il successo riproduttivo delle specie chiave e tipo-specifiche
4. la diminuzione del numero di specie tipo-specifiche
5. la presenza di specie ittiche aliene con una popolazione strutturata

Il valore degli RQE per ogni metrica è definito dal rapporto tra il punteggio della metrica e il punteggio della stessa in condizioni di riferimento.

Il valore del Rapporto di Qualità Ecologica finale  $RQE_{tot}$ , per la valutazione dello stato di qualità della fauna ittica (Tabella 20), è calcolato come media aritmetica dei valori dei punteggi delle singole metriche:

$$RQE_{tot} = \left( \frac{ValM_1 + ValM_2 + ValM_3 + ValM_4 + ValM_5}{50} \right)$$

Tab.20. Valori di RQEtot e giudizio di stato ecologico

RQE <sub>tot</sub>	Stato ecologico
0,83 - 1	Elevato
0,65 - 0,82	Buono
0,40 - 0,64	Sufficiente
0,20 - 0,39	Scarso
0 - 0,20	Cattivo

*N.B. Per quanto riguarda l'EQB "pesci" ogni lago è considerato come un unico corpo idrico.*

*Nei laghi con superficie superiore a 140km<sup>2</sup> - il cui campionamento presuppone la suddivisione in sottobacini (vedasi protocollo di campionamento) - il valore finale degli RQE è calcolato come media aritmetica degli RQE calcolati per ogni sottobacino.*

*I valori degli RQE devono essere eventualmente arrotondati alla seconda cifra decimale (se n>0,0050 =0,01).*

## 7.5. Modalità di calcolo delle metriche e condizioni di riferimento

### 7.5.1. Abbondanza relativa delle specie chiave - NPUS (Numero Per Unità di Sforzo) - metrica 1

Questa metrica considera il numero di individui delle specie chiave catturati durante il monitoraggio (considerato come una singola Unità di Sforzo).

- Se la specie chiave è in condizioni di riferimento (punteggio metrica = 10) ma è soggetta a pratiche di ripopolamento tramite immissioni, il punteggio della metrica deve essere scalato di una classe (punteggio metrica = 8).
- In presenza di più specie chiave, il punteggio della metrica 1 deve essere (a) calcolato come media aritmetica dei punteggi parziali di ciascuna specie

Tab. 21. Punteggi per la metrica 1

Abbondanza relativa delle specie chiave – NPUS	41-99	7-40	1-6/100-250	Non catturati nel monitoraggio ma segnalati da osservazioni o statistiche di pesca negli ultimi 5 anni / 251-400	Né catturati né segnalati negli ultimi 5 anni da osservazioni o statistiche di pesca / >400
Punteggio metrica	10	8	6	4	2

### 7.5.2. Struttura di popolazione delle specie chiave – Indice di struttura PSD - metrica 2

La struttura di una popolazione ittica è determinata dall'interazione tra le caratteristiche biologiche ed ecologiche della specie e fattori di pressione che possono essere di origine antropica (variazioni di trofia, inquinamento chimico, pressione di pesca, alterazione degli habitat) e di origine naturale (ad es. fattori climatici o idrologici, disponibilità di risorse alimentari, predazione). L'interazione tra questi elementi condiziona i tassi di natalità e mortalità delle singole classi di nascita e modella la distribuzione delle classi di età e di taglia in una popolazione ittica.

La metrica proposta considera la struttura di taglia (quale descrittore della struttura di età) della popolazione delle specie ittiche chiave e permette di valutare se questa è equilibrata o non equilibrata mediante l'utilizzo dell'indice di struttura PSD-Proportional Stock Density Index (Anderson & Neumann 1996; Zick et al. 2006; Volta 2010; Pedicillo et al. 2013).

L'indice PSD permette di analizzare la struttura di una popolazione ittica a partire dalla frequenza delle classi di lunghezza, dalla lunghezza infinita (teorica)  $L_{inf}$  della specie e dalla lunghezza alla maturità ( $L_m$ ).

Il valore di PSD è definito come:  $PSD = (N_i \geq L_m) / (N_i \geq L_{stock}) * 100$

$N_i$  = numeri di individui

$L_{stock}$  definita come la “Lunghezza minima dello stock” =  $L_m - (L_{Trophy} - L_m) / 3$

$L_m$  = Lunghezza minima di qualità = Lunghezza media alla maturità.

$L_{trophy} = L_{tot} \geq 0,8 (L_{inf})$

$L_{inf}$  è la lunghezza asintotica teorica della specie in quella tipologia di ambiente in condizioni prossime a naturalità.

La  $L_m$  ossia la lunghezza media alla prima maturità può essere definita o da indagini di campo o dalla formula:  $L_m = 10^{(0,898 \cdot \log_{10}(L_{inf}) - 0,0781)}$

- In presenza di più specie chiave, il punteggio della Metrica 2 deve essere calcolato come media aritmetica dei punteggi per ciascuna specie chiave
- Qualora una specie chiave si trovi in condizioni di riferimento ma sia oggetto di ripopolamento, il punteggio deve essere scalato alla categoria inferiore (punteggio metrica = 6).

Tab. 22. Limiti di classe RQE<sub>2</sub> per la metrica 2

Indice PSD	35-65	25-34/66-75	<25/>75
Punteggio metrica	10	6	2

Si elencano di seguito (Tabella 23) valori indicativi per  $L_{inf}$ ,  $L_{stock}$ ,  $L_m$  e  $L_{trophy}$  per ogni specie chiave. Il numero minimo di individui per calcolare l'indice PSD è di 40 per il coregone lavarello, agone, scardola, sanguinerola, alborella e latterino. 20 individui per il luccio, la tinca e la bottatrice. In caso non si raggiungano gli individui richiesti il punteggio della metrica assume il valore 0.

Tab. 23. Valori di  $L_{inf}$ ,  $L_{stock}$ ,  $L_m$  e  $L_{trophy}$  suggeriti per ciascuna delle specie chiave

Specie	$L_{inf}$	$L_{stock}$	$L_m$	$L_{trophy}$
Agone ( <i>Alosa agone</i> )	35	17,8	20,3	28
Alborella ( <i>Alburnus alborella</i> )	16	9,2	10,1	12,8
Bottatrice ( <i>Lota lota</i> )	65	30	35,5	52
Coregone lavarello ( <i>Coregonus lavaretus</i> )	65	30	35,5	52
Latterino ( <i>Atherina boyeri</i> )	14	8,2	8,9	11,2
Luccio ( <i>Esox</i> sp.)	110	46,5	56,9	88
Rovella ( <i>Rutilus rubilio</i> )	20	11,1	12,3	16
Scardola ( <i>Scardinius</i> sp.)	35	17,8	20,3	28
Sanguinerola ( <i>Phoxinus phoxinus</i> )	10	6,1	6,6	8
Tinca ( <i>Tinca tinca</i> )	55	26,0	30,5	44

### 7.5.3. *Successo riproduttivo delle specie chiave e delle specie tipo-specifiche- metrica 3*

Questa metrica vuole valutare la presenza di dinamiche riproduttive che si svolgono correttamente. Il successo riproduttivo è verificato se nel corso del monitoraggio sono catturati giovani di età 0<sup>+</sup>-1<sup>+</sup> delle specie chiave e tipo-specifiche.

Per la trota si consiglia di considerare anche individui fino ad età 3<sup>+</sup> in quanto la presenza di giovani o subadulti in ambiente lacustre può essere variabile a causa dei diversi tempi di permanenza nei corsi d'acqua prima della migrazione verso i laghi.

Tab. 24. Limiti di classe RQE<sub>3</sub> per la metrica 3

Successo riproduttivo delle specie chiave e tipo-specifiche	>80%	80- 66%	65-51%	50-25%	<25%
Punteggio metrica	10	8	6	4	2

### 7.5.4. *Diminuzione (%) del numero di specie chiave e tipo-specifiche- Metrica 4*

Una diminuzione del numero delle specie tipo-specifiche è una indicazione di alterazione rispetto a condizioni di riferimento.

Tab. 25. Limiti di classe RQE<sub>4</sub> per la metrica 4

Diminuzione specie ittiche chiave o tipo- specifiche	<20%	20-40%	41-60%	61-80%	>80%
Punteggio metrica	10	8	6	4	2

### 7.5.5. *Presenza di specie ittiche aliene - metrica 5*

La metrica 5 considera il rapporto percentuale tra il numero di specie ittiche aliene (vedi elenco a fondo pagina) sul totale delle specie ittiche presenti. Il termine “alieno” si riferisce ad un quadro faunistico estraneo a quanto utilizzato per la definizione dei gruppi lacustri. E' quindi limitato all'utilizzo del LFI, senza alcun specifico riferimento ad altre normative nazionali o direttive europee.

Con questa metrica si vuole introdurre nell'indice anche un principio di precauzione assumendo a priori che l'impatto di specie aliene sulla biodiversità nativa e sul funzionamento ecosistemico di un bacino lacustre sia prevalentemente negativo e dunque contribuisca ad alterare lo stato ecologico complessivo dello stesso.

Devono essere conteggiate solo le specie ittiche aliene presenti con almeno due classi di età di cui una adulta (2<sup>+</sup> o superiore).

Tab. 26. Limiti di classe RQE<sub>5</sub> per la metrica 5

% specie aliene	<20%	20-40%	41-60%	61-80%	>80%
Punteggio metrica	10	8	6	4	2

Ai fini del LFI sono considerate specie ittiche “aliene” tutte quelle non comprese nel seguente elenco o altrimenti introdotte nelle singole Ecoregioni dopo il 1950. Per la determinazione tassonomica degli individui di luccio e scardola è sufficiente limitarsi al genere (*Esox* sp. e *Scardinius* sp.).

#### Ecoregione alpina

Agone (*Alosa agone*); alborella (*Alburnus arborella*); barbo (*Barbus plebejus*); barbo canino (*Barbus meridionalis*), bottatrice (*Lota lota*), cagnetta (*Salaria fluviatilis*), carpa (*Cyprinus carpio*), carpione del Garda (*Salmo carpio*), cavedano (*Squalius squalus*), cheppia (*Alosa fallax*), cobite (*Cobitis taenia*), cobite mascherato (*Sabanejewia larvata*), coregone lavarello (*Coregonus lavaretus*), coregone bondella (*Coregonus macrophthalmus*), ghiozzo padano (*Padogobius martensi*), gobione (*Gobio gobio*), lasca (*Chondrostoma genei*), luccio (*Esox* sp.), persico trota (*Micropterus salmoides*), pesce persico (*Perca fluviatilis*), pigo (*Rutilus pigus*), salmerino alpino (*Salvelinus alpinus*), sampierolo (*Leuciscus lapacinus*), sanguinerola (*Phoxinus phoxinus*), savetta (*Chondrostoma soetta*), scardola (*Scardinius* sp.), scazzone (*Cottus gobio*), spinarello (*Gasterosteus aculeatus*); storione (*Acipenser sturio*), storione cobice (*Acipenser naccarii*), tinca (*Tinca tinca*), triotto (*Rutilus erythrophthalmus*), trota lacustre (*Salmo trutta lacustris*); vairone (*Telestes souffia*).

#### Ecoregione mediterranea

Agone (*Alosa agone*), alborella (*Alburnus arborella*), alborella meridionale (*Alburnus albidus*), anguilla (*Anguilla anguilla*), barbo (*Barbus plebejus*), barbo canino (*Barbus meridionalis*), cagnetta



(*Salaria fluviatilis*), carpa (*Cyprinus carpio*), cavedano (*Squalius squalus*), cheppia (*Alosa fallax*), cobite mascherato (*Sabanejewia larvata*), cobite (*Cobitis taenia*), coregone lavarello (*Coregonus lavaretus*), ghiozzo di Canestrini (*Padogobius nigricans*), ghiozzetto di laguna (*Knipowitschia panizzai*), lasca (*Chondrostoma genei*), latterino (*Atherina boyeri*), luccio (*Esox* sp.), pesce persico (*Perca fluviatilis*), rovello (*Rutilus rubilio*), scardola (*Scardinius* sp.), scazzone (*Cottus gobio*), spinarello (*Gasterosteus aculeatus*), tinca (*Tinca tinca*), triotto (*Rutilus erythrophthalmus*), trota (*Salmo trutta lacustris*), carpione del Fibreno (*Salmo fibreni*), vairone (*Leuciscus souffia*).

## 7.6. Bibliografia

- Adelman IR and Smith LL, 1960. Effect of hydrogen sulfide on northern pike eggs and sac fry. *Trans. Am Fish Soc.* 99:501-509.
- Anderson RO & Neumann RM, 1996. Length, Weight, and Associated Structural indices. In: Murphy & Willis Eds. *Fisheries techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA. 447-482.
- Brucet S, Pédrón S, Mehner T, Lauridsen TL, Argillier C, Winfield IJ, Volta P, Emmrich M, Hesthagen T, Holmgren K, Benejam L, Kelly F, Krause T, Palm A, Rask M and Jeppesen E, 2013. Fish diversity in European lakes: geographical factors dominate over anthropogenic pressures. *Freshwater Biology* 58: 1779–1793.
- Casselman JM, 1978. Effect of environmental factors on growth, survival, activity and exploitation of northern pike. *Spec. Publ. Am. Fish. Soc.* 11:114-128.
- Eckmann R, 1995. Fish species richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. *Ecology of Freshwater Fish*, 4: 62–69.
- Franklin DL and LL Smith, 1963. Early life history of Northern Pike (*Esox Lucius* L.) with special reference to the factors influencing numerical strength of year classes. *Trans. Am. Fish Soc.* 92: 91-110.
- Gassner H and Wanzenbock J., 1999. Fischökologische Leitbilder Fünf ausgewählter Salzkammergutseen, (Ecological base line states for fish communities of five Austrian Lakes). *Limnologica* 29: 436-448.
- Holmgren K and Appelberg M, 2000. Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients. *Journal of Fish Biology* 57: 1312–1330.
- Jackson DA and Harvey HH, 1989. Biogeographic associations in fish assemblages: local versus regional processes. *Ecology* 70:1472-1484.

- Jeppesen E, Jensen JP, Sondegaard M, Lauridsen T and Landkildehus F, 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45, 201–218.
- Marshall TR and Ryan PA, 1987. Abundance patterns and community attributes of fishes relative to environmental gradients. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44: 198-215.
- Olin M, Rask M, Ruuhljärvi J, Kurkilahti M, Ala-Opas P and Ylönen O, 2002. Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. *Journal of Fish Biology* 60: 593–612.
- Pedicillo G., Lorenzoni M., Carosi A., Ghetti L., 2013. Application of Stock Density Indices as a Tool for Broad-Scale Population Assessment for Four Cyprinid Species in Central Italy. *North American Journal of Fisheries Management* 33:153-162.
- Perrow MR, Jowitt AJD, Johnson SR, 1996. Factors affecting the habitat selection of tench in a shallow eutrophic lake. *Journal of Fish Biology* 48:859-870.
- Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G. & Hamrin, S. F. (1991). Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes: patterns and the importance of size structured interactions. *Journal of Fish Biology* 38: 281–293.
- Rahel FJ, 1984. Factors structuring fish assemblages along a bog lakesuccessional gradient. *Ecology* 65:1276-1289.
- Steedman RJ, Whillans TH, Behm AP, Bray KE, Cullis KI, Holland MM, Stoddart SJ and White RJ, 1996. Use of historical information for conservation and restoration of Great Lakes aquatic habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 415–423.
- Tonn WM and Magnuson JJ, 1982. Patterns in the Species Composition and Richness of Fish Assemblages in Northern Wisconsin Lakes. *Ecology* 63: 1149-1166
- Volta P. 2010. Analisi della struttura di popolazione di coregone lavarello (*Coregonus* sp.) in tre laghi profondi italiani mediante indici stock density. *Studi Trentini Scienze Naturali* 87: 257-260
- Volta P, Oggioni A, Bettinetti R, and Jeppesen E, 2011. Assessing lake typologies and indicator fish species for Italian natural lakes using past fish richness and assemblages. *Hydrobiologia* 671: 227-240.
- Zick D, Gassner H, Rinnerthaler M, Jager P and Patzner RA, 2006 - Application of population size structure indices to Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Alpine lakes in Austria. *Ecology of Freshwater Fish*, 16: 54-63.

## ***8. Parametri idromorfologici per la valutazione delle pressioni e degli impatti e della qualità degli habitat***

**Marzia Ciampittiello<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>*Istituto per lo Studio degli Ecosistemi - CNR, Verbania-Pallanza*

### **Ringraziamenti**

*Parte del presente documento deriva dal Deliverable Pd3: “Guideline and field protocols for deriving hydromorphological and habitat information” relativo al progetto LIFE08 ENV/IT/00413 INHABIT (Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes).*

*Un particolare ringraziamento va ai colleghi che hanno fornito il loro contributo in termini di suggerimenti, consigli e definizioni: Aldo Marchetto, Angela Boggero, Alessandro Oggioni, Giuseppe Morabito, Pietro Volta*

*e a John Rowan, quale responsabile della costruzione del metodo Lake Habitat Survey e importante riferimento per la sua comprensione e applicazione.*

### **Nota**

*La scheda per l'applicazione del LHS e la chiave applicativa sono adattamenti alla realtà italiana della scheda e della chiave applicativa pubblicate dallo SNIFFER (Scotland & Northern Ireland Forum For Environmental Research) e utilizzate per i laghi inglesi.*

## 8.1. Introduzione

Il presente documento rappresenta un'applicazione delle indicazioni riportate nella Direttiva Quadro sulle Acque (successivamente indicata nel testo come Direttiva) al contesto e alle peculiarità dei corpi idrici italiani per quanto riguarda gli elementi di qualità idromorfologici applicati ai laghi. In particolare fornisce indicazioni su quali parametri idrologici e morfologici la Direttiva Quadro sulle Acque richiede di valutare per la caratterizzazione della qualità idromorfologica, le modalità generali per la loro valutazione e alcune iniziali indicazioni pratiche e applicative sulla metodologia da adottare per la caratterizzazione di tali parametri. Si ricorda che la qualità ecologica di un qualunque corpo idrico, così come definito dalla Direttiva, si valuta e definisce attraverso i soli quattro parametri di qualità biologica (BQE) e che la qualità idromorfologica è a sostegno di tali parametri.

Infatti nei documenti costituenti la Direttiva Quadro sulle Acque e quelli redatti dal CIS (*Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)*) si menzionano i parametri idromorfologici in relazione alle condizioni di riferimento, e come parametri a supporto degli elementi di qualità biologica per la definizione delle classi nelle quali suddividere i corpi idrici.

La valutazione dei parametri idromorfologici sarà quindi, assolutamente necessaria nella definizione delle condizioni di riferimento tipo-specifiche e per i corpi idrici inseribili nella classe di qualità elevata; per quanto riguarda la definizione delle classi inferiori (buona, sufficiente, scarsa, pessima) essi rappresentano un supporto agli elementi biologici. Ciò significa che la valutazione di tali elementi deve essere effettuata per eliminare dubbi nella classificazione, per aumentare le conoscenze delle relazioni dirette tra parametri biotici e abiotici, per focalizzare, progettare e impostare al meglio le azioni di miglioramento da proporre e realizzare nella definizione dei Piani di Bacino delle singole regioni.

I parametri idromorfologici presenti in questo documento e che devono essere presi in considerazione nella classificazione idromorfologica dei corpi idrici lacustri sono quelli indicati nei documenti relativi alla Direttiva; inoltre sono stati inseriti anche alcuni parametri fisici che possono essere di interesse per chi volesse approfondire le caratteristiche fisiche dei corpi lacustri italiani al di là delle prescrizioni dettate dalla normativa europea e nazionale.

## 8.2. Campo di applicazione

La valutazione dei parametri idromorfologici, così come richiesta dalla Direttiva deve essere effettuata sia per i laghi che per gli invasi (Decreto tipizzazione D.M. 16/6/08 n.131). Come già detto in precedenza si richiede la valutazione di questi parametri solo per la definizione delle condizioni di riferimento e per stabilire se un corpo idrico si debba ascrivere alla qualità elevata o buona. Non è obbligo di legge effettuare una classificazione idromorfologica per le classi di qualità inferiore a quella “elevata” ma è vivamente consigliata, in quanto la conoscenza delle altre classi di qualità idromorfologica, legate alle pressioni e agli impatti relativi insistenti sui corpi lacustri, fornisce utili e importanti informazioni sulle azioni di miglioramento, mitigazione e conservazione da applicare a tali corpi idrici monitorati e per poter conseguire gli obiettivi di qualità richiesti dalla normativa europea entro il 2015.

Per quanto riguarda la valutazione dei suddetti parametri nei laghi e negli invasi, non ci sono differenze in merito ai metodi utilizzati, ma solo rispetto ai diversi obiettivi di qualità da raggiungere: buona qualità ecologica per i laghi, buon potenziale ecologico per gli invasi.

## 8.3. Stato dell'arte

Prima dell'entrata in vigore della Direttiva 2000/60 non esisteva in Europa, né in Italia una metodologia standardizzata che fosse in grado di definire la qualità idromorfologica dei laghi e degli invasi, né che mettesse in relazione le pressioni e gli impatti abiotici con la qualità di questi ambienti. Ed è stato solo grazie a questa normativa europea che la qualità di un corpo idrico viene considerata, oggi, in tutti i suoi aspetti, anche quelli idromorfologici e che si ricerchino le relazioni tra questi e la qualità dei quattro elementi biologici presi in considerazione per stabilire la qualità ecologica di un corpo idrico (fitoplancton, macrofite, macroinvertebrati e pesci).

Secondo quanto previsto dalla Direttiva, in particolare secondo quanto riportato nell'Allegato V, i due elementi con i quali valutare lo stato idromorfologico dei laghi sono: il regime idrologico e le condizioni morfologiche.

- Regime idrologico: quantità e dinamica del flusso, livello, tempo di residenza, connessione con le acque sotterranee;
- Condizioni morfologiche: variazione della profondità del lago (o interrimento), quantità e

struttura del substrato, struttura e condizione della sponda del lago.

Le caratteristiche idromorfologiche dei laghi sono state valutate in tutta Europa, utilizzando differenti approcci e metodi, alcuni dei quali capaci di definire il grado di scostamento dalle condizioni naturali, secondo quanto previsto dalla Direttiva, altri meno. E' risultato quindi importante arrivare alla definizione di un metodo standard che potesse rispondere alle richieste normative e che fosse applicabile alle diverse realtà nazionali. Si è così costituito un gruppo di lavoro europeo, che fa capo al CEN (*European Committee for Standardization*) che ha lavorato e sta lavorando ad una metodica comune e condivisa che si possa applicare a tutti gli Stati Membri, ciascuno per le proprie tipologie lacustri, per quanto riguarda l'idromorfologia dei laghi e degli invasi e per la valutazione delle loro alterazioni idromorfologiche. Al gruppo di lavoro (*CEN Task Group for 'Water Body Characteristics'*), ha preso parte il CNR-ISE quale referente nazionale italiano, per l'idromorfologia lacustre, arrivando alla stesura di un primo standard CEN sulla valutazione delle caratteristiche idromorfologiche dei laghi (EN 16039) e predisponendo un secondo standard sulla determinazione del grado di alterazione dell'idromorfologia lacustre, in via di completamento. (CEN TC 230/WG 2/TG 5)

Quindi, il metodo che si sta implementando in sede Europea e quindi anche in sede Nazionale è quello realizzato dallo SNIFFER (*Scotland & Northern Ireland Forum For Environmental Research*) per la valutazione idromorfologica dei laghi: il *Lake Habitat Survey* (LHS) (SNIFFER, 2008a). Tale metodo nasce a seguito dell'esperienza del *River Habitat Survey* (o CARAVAGGIO, per quanto riguarda il contesto italiano), ampiamente sperimentato e ormai definito come metodica CEN, per l'analisi idromorfologica dei fiumi europei.

La filosofia di analisi associata al metodo LHS, si basa sulla considerazione che un ambiente fisico, come quello lacustre è il risultato non solo della sua evoluzione "naturale" nel tempo, ma anche di una serie di pressioni e impatti collegabili alle attività umane presenti nel suo bacino afferente, e a quelle in prossimità del corpo idrico; inoltre, per poter esprimere un giudizio di qualità in merito agli aspetti idromorfologici e alla qualità degli habitat presenti, è necessario raccogliere ed registrare una serie di informazioni (es. caratteristiche della sponda e del substrato, utilizzi delle acque, presenza di specie invasive, etc.), rielaborare tali dati attraverso un database associato e dedicato, e fornire indicazioni e correlazioni tra le qualità dell'ambiente indagato e gli impatti ad essa associati, in modo oggettivo e standard secondo quanto richiesto dalla normativa europea.

Il metodo prevede la compilazione di una scheda, riportata in Appendice A, attraverso anche l'utilizzo di una chiave applicativa, (Appendice B) nella quale sono indicate le spiegazioni delle sigle e di come effettuare le valutazioni richieste per la compilazione della scheda stessa.

La scheda proposta è stata validata su diverse tipologie di laghi e invasi italiani, sia nella Regione Alpina che in quella Mediterranea, e a oggi risulta esaustiva delle alterazioni e degli habitat riscontrati. Qualora, nelle applicazioni del metodo su ulteriori corpi idrici lacustri, si verificasse la mancanza o la non completezza di alcune caratteristiche riportate si dovrà procedere ad una pronta segnalazione al referente di questo capitolo, perché possano essere completate ulteriormente sia la scheda di campo che la chiave applicativa associata. Inoltre, l'applicazione del metodo su un elevato numero di laghi per diverse tipologie è necessario per la definizione di valori soglia, minimi e massimi sia di qualità degli habitat che di alterazione morfologica che derivano dall'elaborazione dei dati raccolti, utili a definire il grado di alterazione o di qualità di ciascun lago

#### **8.4. Parametri idromorfologici, formulazione e utilizzo degli indici**

Qui di seguito si riportano i parametri idromorfologici che, secondo Direttiva devono essere considerati per la valutazione idromorfologica dei laghi. Secondo quanto richiesto dalla normativa europea da tali parametri si devono ottenere indici sintetici di valutazione; non è sufficiente, quindi, analizzarli singolarmente, ma si devono sviluppare dei metodi che li comprendano e li elaborino, in modo tale da ottenere una definizione univoca di qualità idromorfologica su tutto il territorio dell'Unione Europea.

##### **8.4.1 Laghi**

###### a) Parametri idrologici

Livello del lago. Il *livello del lago* è uno dei parametri idrologici da valutare; attraverso la sua variazione, è possibile definire i volumi di acqua immessi o sottratti al corpo idrico; le sue fluttuazioni influenzano direttamente alcuni elementi biologici, in particolare le macrofite, i pesci e i macroinvertebrati. Poiché è possibile misurarlo direttamente, senza passare attraverso equazioni, che spesso introducono delle incertezze, e senza derivarlo da altre grandezze, risulta il parametro idrologico migliore per caratterizzare un intero corpo lacustre, qualunque sia la sua dimensione e la sua forma. La misura del livello è quindi indispensabile non solo per definire il regime idrologico di un corpo idrico lacustre, ma soprattutto per definire un indice di valutazione che descriva la sua qualità idrologica e lo scostamento dalle sue condizioni naturali quando esso risulta oggetto di derivazioni o regolazioni, così come richiesto dalla Direttiva.



La *misura del livello* può essere effettuata attraverso una semplice asta metallica, o di altro materiale resistente all'usura dell'acqua, graduata (asta idrometrica), da posizionare in una zona ad elevata visibilità e sicuro ancoraggio, in regime completamente lacustre e rappresentativa dell'intero lago; con misuratore in continuo (idrometro, che può essere a ultrasuoni, a pressione o radar), posizionato anch'esso in regime completamente lacustre, in una zona rappresentativa dell'intero lago, lontano da fonti di disturbo quali attracchi, zone a ondatazione elevata e/o zone ad elevato deposito di materiale fine (Russo *et al.*, 1998).

La scelta delle due diverse metodologie di *misura* deve essere fatta, nel primo caso, sulla base della disponibilità accertata di un operatore, a cui venga affidato l'incarico di effettuare delle letture periodiche dell'asta idrometrica, e, nel secondo caso, considerando i costi da sostenere per l'installazione di una stazione idrometrica automatica. Sarà anche necessario valutare, in questo secondo caso, quale tipologia di idrometro sia meglio impiegare in funzione delle caratteristiche lacustri e della posizione scelta per la misura. Se si sceglie la seconda soluzione, può anche essere considerata la possibilità/necessità di inserire, all'interno della stazione idrometrica automatica, ulteriori sensori per la valutazione dei principali parametri meteorologici: Pioggia, Radiazione solare (diretta e riflessa), Vento (velocità e direzione), Pressione atmosferica, Umidità, Temperatura dell'aria.

La *valutazione dei parametri meteorologici*, non solo in prossimità del lago, ma anche all'interno del suo bacino, è importante per la definizione della risposta dei corpi idrici a particolari stress climatici e, soprattutto, per poter scindere la *cause primarie (o pressioni)*, in antropiche e naturali (o climatiche). La conoscenza dell'andamento dei parametri meteo-climatici è, quindi, ad ulteriore supporto delle indagini conoscitive degli ambienti lacustri, delle loro condizioni climatiche "medie" e degli impatti dei cambiamenti climatici sugli indicatori di qualità biologica. Ad esempio la densità di distribuzione della rete pluviometrica, dipende dalla distribuzione spaziale delle piogge, secondo uno studio svolto dallo *United States Weather Bureau*, è stato dimostrato che l'errore sul totale annuo di pioggia è del 6% con un pluviometro ogni 518 km<sup>2</sup> per un bacino di 20'000 km<sup>2</sup> e del 18% con un pluviometro ogni 2590 km<sup>2</sup>. Detto questo, è importante non solo avere a disposizione dei dati meteo-climatici all'interno di un bacino imbrifero, ma anche che questi siano ben distribuiti.

La *frequenza di acquisizione* dei dati idrologici sarà giornaliera se presente un operatore o in continuo attraverso lo strumento automatico.

Il livello del lago dovrà essere espresso in m s.l.m. e non rispetto ad un qualunque altro riferimento relativo, così da poter avere dei dati confrontabili su tutto il territorio nazionale e che possano

essere utilizzati per migliorare la gestione della risorsa idrica.

Acque sotterranee. Un altro parametro richiesto nella valutazione della qualità idrologica è quello relativo al volume di acque sotterranee in ingresso e/o in uscita da un lago. Non tutti i laghi sono influenzati dalle acque sotterranee con la stessa importanza. La definizione del peso da applicare alla valutazione e alla quantificazione delle acque sotterranee sarà funzione della tipologia del corpo idrico, delle caratteristiche geologiche del bacino afferente e della percentuale, o peso, delle acque sotterranee, rispetto a quello delle diverse voci che compaiono nell'equazione del bilancio idrologico. Facendo riferimento alla tipizzazione dei corpi idrici italiani, effettuata secondo normativa (Decreto tipizzazione D.M. 16/6/08 n.131), si definisce, per le diverse tipologie, la necessità e la quantificazione delle acque sotterranee.

Per quanto riguarda la Regione Alpina e Subalpina per i corpi idrici di tipo AL-1, AL-2, AL-3 , AL-6, AL-10 (categorie secondo tipizzazione italiana D.M. 16/6/08 n.131), la quantificazione reale delle acque sotterranee deve essere fatta solo se sono evidenti problematiche di tipo chimico, non attribuibili ad evidenti pressioni antropiche che interessano le acque superficiali.

Se il corpo idrico è di tipo AL-4, AL-5, AL-7, AL-8, AL-9 sarà necessario valutare le diverse voci che compongono l'equazione del bilancio idrologico e stabilire l'entità delle entrate e delle uscite. Se la percentuale, rispetto al totale (100% del volume d'acqua preso in considerazione) delle acque sotterranee supera il 30% allora è necessaria una loro quantificazione diretta in entrata e in uscita unita ad una valutazione della loro qualità, secondo i parametri e le metodologie fornite nel decreto legislativo 16 marzo 2009, n. 30 (attuazione della Direttiva 2006/118/CE).

Se la percentuale delle acque sotterranee è inferiore al 30% rispetto al totale, è possibile valutare in modo indiretto la loro quantità, attraverso il bilancio idrologico o altre formulazioni o modellizzazioni, fermo restando il monitoraggio di qualità come deciso dal Decreto 14 aprile 2009, n. 56, sempre che non ci siano gravi problematiche di inquinamento non ascrivibili a cause superficiali individuabili.

Per quanto riguarda la Regione Mediterranea se il corpo idrico è di tipo ME-1, ME-3, ME-4, ME-5, si dovrà procedere come per i tipi AL-4, AL-5, AL-7, AL-8, AL-9. Se invece appartiene alla tipologia ME-2, ME-6, ME-7, la quantificazione diretta della quota parte di entrata riferita alle acque sotterranee sarà sempre necessaria.

Per quanto riguarda i laghi salini non connessi con il mare, è sempre consigliata la definizione dell'idrologia sotterranea e superficiale, in modo diretto, analitico o tramite modelli previsionali.

Tempo di residenza o di rinnovo. Nei documenti di riferimento prodotti dalla Comunità Europea

riguardo a questo parametro idrologico si parla di tempo di residenza. In Europa non esiste ancora né un sistema di monitoraggio che rispecchi le richieste della Direttiva, né un metodo di classificazione che usi questo parametro e che incontri le richieste di tale normativa. La sua valutazione risulta vantaggiosa perché esso influenza la ritenzione dei nutrienti e lo sviluppo di anossia negli strati più profondi in un lago stratificato, ma ha lo svantaggio di essere di difficile valutazione (UN/ECE *Working Group on Monitoring and Assessment*, 2003).

Il *tempo teorico idraulico di residenza* ( $\tau_H$ ) viene definito dal rapporto tra il volume di un lago (V), e la quantità d'acqua che passa attraverso il corpo d'acqua (Q) che può essere identificata, semplificando, con la portata del suo emissario:

$$\tau_H = V/Q$$

Questa definizione non è, però, completa ed esaustiva rispetto al reale valore di tale parametro in quanto esso può essere influenzato da numerosi fattori come la durata della stratificazione, la profondità del termoclinio, la variabilità degli afflussi, il bilancio idrologico e di massa. *Il tempo reale di residenza* può essere diverso da quello teorico, a volte minore, a volte maggiore, in funzione della massa d'acqua effettivamente soggetta ai movimenti all'interno del lago ((UN/ECE *Working Group on Monitoring and Assessment*, 2003). Date le richieste di classificazione e gli obiettivi di qualità richiesti dalla Direttiva, può essere necessaria la sua valutazione attraverso modellizzazioni numeriche o di bilancio di massa, che tengano conto oltre che dell'idrodinamica lacustre anche dei parametri chimici ed idromorfologici dei laghi, e delle evoluzioni climatiche in atto.

Risulta evidente che i tempi di residenza delle acque nei laghi devono essere analizzati con sempre maggior precisione, in rapporto soprattutto alla loro indiscussa incidenza su molti dei processi chimici e biologici riguardanti l'ecosistema.

Per tutti i corpi idrici, ma soprattutto per quelli profondi e per quelli mesotrofi ed eutrofi è importante stimare il loro *tempo reale di residenza*, usando anche più approcci, allo scopo di valutare la dispersione di sostanze inquinanti e determinare le possibilità di recupero e gli interventi più adatti e incisivi per il miglioramento dei diversi corpi idrici, cercando il giusto equilibrio tra esigenze di tipo economico e pratico e la correttezza della stima di tale parametro.

La valutazione del tempo di residenza è funzione della dinamicità del lago e del tipo di monitoraggio effettuato, e per tale valutazione si rimanda pertanto al decreto sul monitoraggio (Decreto 14 aprile 2009, n.56).

In conclusione, la classificazione di qualità per quanto riguarda i parametri idrologici, secondo quanto prescritto dal Decreto sulla Classificazione, viene effettuata, attualmente, utilizzando le sole escursioni di livello del lago. Per quanto riguarda la valutazione di tale qualità legata alla connessione con le acque sotterranee, e al tempo di ricambio si effettueranno valutazioni approfondite sulla necessità/possibilità di definire un unico indice sintetico di classificazione che li possa comprendere tutti.

#### b) Parametri morfologici

Secondo quanto previsto dalla Direttiva, la valutazione dei parametri morfologici deve essere effettuata a diverse scale spaziali e temporali in funzione degli scopi per i quali essa è contemplata, viene quindi richiesta una valutazione a:

- *scala spaziale* → Un'ampia scala di indagine, attraverso la quale definire l'uso del suolo, la delimitazione del bacino imbrifero, la vegetazione in esso presente, il percorso delle opere di presa e restituzione, le diverse attività antropiche insistenti sul bacino e sul lago. Una scala di indagine più piccola attraverso la quale definire le caratteristiche morfologiche più strettamente legate alle pressioni e agli impatti e agli elementi di qualità biologica, dai quali discende la definizione della classe di qualità del corpo idrico. Per quanto riguarda le tecniche di indagine su ampia scala si può fare riferimento alla fotointerpretazione, al telerilevamento, al GIS di recente acquisizione. Per quanto riguarda, invece l'analisi su piccola scala, sarà necessario utilizzare un metodo diretto di analisi sul campo, attraverso il quale sia possibile rilevare, archiviare ed elaborare i dati raccolti relativamente ai principali parametri morfologici di seguito descritti. Tale metodologia dovrà essere standardizzata a livello europeo, secondo le indicazioni delle metodiche del CEN, e applicabile ad ogni corpo idrico lacustre tipo-specifico, così che le elaborazioni e le indicazioni sulla qualità morfologica e idromorfologica ottenute, siano comparabili non solo a livello nazionale ma anche europeo.

- *scala temporale* → la scala di acquisizione dei dati morfologici è diversa da quella prevista per i parametri idrologici. I parametri morfologici rilevabili ad ampia scala dovranno essere rivalutati in occasione di grossi cambiamenti quali nuove opere antropiche, cambiamento sostanziale dell'uso del suolo, fenomeni di piena che hanno innescato o causato frane, smottamenti, erosioni o depositi ingenti come ad esempio la progressione dei delta alluvionali degli immissari, verso il lago. In assenza di eventi di grossa entità si dovranno acquisire nuove informazioni su ampia scala almeno ogni 6 anni, così come richiesto dalla Direttiva. Per

quanto riguarda le analisi di dettaglio, sarà necessario effettuare un rilevamento in campo almeno ogni 6 anni, in concomitanza con quello biologico, o prima dello scadere dei 6 anni in occasione di nuove opere antropiche impattanti la morfologia e/o dopo eventi di piena che abbiano variato notevolmente l'assetto morfologico del corpo idrico.

Di seguito vengono riportati i parametri morfologici che, secondo la Direttiva sono da utilizzare per la definizione della qualità morfologica di un lago. Tutti i parametri qui presentati rientrano nella valutazione morfologica globale data dall'elaborazione finale dei dati raccolti attraverso l'applicazione del metodo di analisi di campo (Lake Habitat Survey), che verrà descritto al punto 8.4.3.

Linea di costa e costa. La *linea di costa* è il perimetro di un lago. Si intende invece, con il termine di *costa*, l'area compresa tra la linea di costa e il livello medio pluriennale del lago, calcolato su almeno 20 anni di osservazione. Sarà importante valutare le caratteristiche morfologiche e la struttura della costa. La valutazione di questo parametro potrà essere effettuata sia attraverso un'analisi su ampia scala, sia con rilievi in campo. Le due metodologie di raccolta dati sono complementari e dovranno essere previste entrambe in caso di valutazione morfologiche di corpi idrici  $> 5 \text{ km}^2$ . Per i corpi idrici di dimensioni  $< 5 \text{ km}^2$  si dovrà prevedere la sola valutazione in campo. La valutazione di questo parametro sarà effettuata attraverso la raccolta di informazioni relative alla tipologia della struttura della sponda (es. naturale, rinforzata con opere di ingegneria classica, naturalistica, etc.), alla tipologia di materiale utilizzato (es. roccia, scogliere, terre armate, vegetazione, etc.), alla loro estensione lungo la costa e perpendicolarmente ad essa, alla presenza o assenza di macrofite, alla presenza o assenza di substrato naturale.

Si rimanda alla scheda riportata in Appendice A, per una maggiore definizione delle caratteristiche da registrare per questo parametro.

Area litorale. La definizione di questa zona non è univoca, così come si evince dalla Tabella 27 e dalla notevole variabilità di definizioni esistenti nei diversi trattati di limnologia; per le attività che dovranno essere svolte per la caratterizzazione idro-morfologica degli ambienti lacustri italiani si è deciso di adottare la seguente definizione di litorale, in quanto in linea con le richieste a livello europeo e quindi confrontabile con altre realtà anche molto differenti rispetto a quella nazionale.

Si intende con area litorale quella parte di sponda che si trova tra la linea dell'acqua e le macrofite radicate (CEN/TC 230 n. 607, 2008) In caso di assenza di macrofite, si può considerare la profondità a cui, in estate, perviene mediamente il 10% della luce incidente la superficie (Sheldon & Charles, 1977).

Tabella 27 - Definizione delle zone del lago secondo Wetzel (1975), Jørgensen & Löffler (1990) ed i rispettivi sinonimi attribuiti a ciascuna zona (modificato da Boggero & Siccardi, 2006).

Definizione della Zona	Nome	Sinonimi
<i>Zona sopra il livello dell'acqua non influenzata dallo spray delle onde</i>	<b>Epilitorale</b>	---
<i>Zona sopra il livello dell'acqua ma soggetta allo spray delle onde</i>	<b>Supralitorale</b>	---
<i>Zona compresa tra il più alto e il più basso livello stagionale; spesso corrisponde alla zona dove si infrangono le onde</i>	<b>Eulitorale</b>	---
<i>Zona caratterizzata dalla presenza di vegetazione emersa radicata</i>	<b>Alto Infralitorale</b>	<u>Litorale</u> (Ekman 1915; Thienemann 1925; Lundbeck 1926; Lenz 1928; Eggleton 1931) <u>Sublitorale</u> (Sernander 1917; Naumann 1931; Rüttner 1940)
<i>Zona caratterizzata dalla presenza di vegetazione radicata galleggiante</i>	<b>Medio Infralitorale</b>	---
<i>Zona caratterizzata dalla presenza di vegetazione macroscopica sommersa o radicata</i>	<b>Profondo Infralitorale</b>	<u>Litorale</u> (Eggleton, Lenz, Lundbeck, Naumann, Thienemann) <u>Macrolitorale</u> (Naumann, Thomasson) <u>Sublitorale</u> (Ekman, Rüttner)
<i>Zona di transizione. Forme fotosintetiche se presenti solitamente sparse, formate da monere e alghe erpobentoniche; occasionale sviluppo massivo di alghe blu verdi</i>	<b>Litorale profondo</b>	<u>Sublitorale</u> (Thienemann, Lundbeck, Eggleton) <u>Microlitorale</u> (Thomasson, Naumann) <u>Euprofundal</u> (Lenz)
<i>Zona caratterizzata da fango fine, spoglia</i>	<b>Profondo</b>	<u>Profondo</u> (dalla maggioranza degli autori)

Poiché la zona da valutare si trova sostanzialmente sotto la superficie lacustre, sarà necessario prevedere tecniche di indagine quali telerilevamento o fotogrammetria e/o rilievo in campo. Anche per questo parametro sarà necessario pensare ad un utilizzo complementare delle due tecniche per corpi idrici  $> 5 \text{ km}^2$  e al solo rilievo in campo per corpi idrici  $< 5 \text{ km}^2$ . Le informazioni raccolte saranno sostanzialmente inerenti alla struttura della sponda dell'area litorale, alla tipologia di materiale, all'estensione dello stesso, alla presenza e caratteristica degli indicatori biologici (macrofite, bentos, pesci). Anche per la valutazione e registrazione di questo parametro si rimanda alla scheda riportata in Appendice A.

Substrato (zona litorale e zona pelagica). Di notevole importanza per gli elementi di qualità biologica, soprattutto macroinvertebrati, è la caratterizzazione del substrato sia della zona litorale che di quella più profonda. La valutazione della tipologia del substrato nella zona litorale, sarà fatta unitamente a quella dei precedenti elementi durante il rilievo in campo, prendendo informazioni sulla struttura geologica e granulometrica, definendone dimensione e distribuzione (fare riferimento all'Appendice A per la caratterizzazione sia delle zone litorale che pelagica). Qualora lo si ritenesse necessario, in questa sede si potrà prevedere la raccolta di un campione di substrato per analisi

chimiche e granulometriche, per una o entrambe le zone. Per il campionamento del substrato, le analisi e il trattamento del campione si rimanda alla sezione del presente documento dedicata ai macroinvertebrati.

Profondità del lago o Interrimento - Delta alluvionali. In generale, la profondità di un lago non è caratteristica costante nel tempo, ma varia lentamente su scala temporale lunga, anche se i tempi e l'evoluzione del fenomeno dipendono dal tipo di lago e dalle azioni dell'uomo all'interno del suo bacino imbrifero. Il metodo migliore per valutare l'evoluzione morfologica del fondo in un lago o in un invaso, è quello di effettuare rilievi batimetrici con strumentazione e metodologie standardizzate. La frequenza del rilievo batimetrico dipende da bacino a bacino, soprattutto in funzione della profondità del lago, della geologia del suo territorio afferente, dell'azione erosiva e di trasporto dei suoi immissari. Per quanto riguarda la frequenza dei rilievi batimetrici da effettuare, si può prevedere una frequenza di:

- 30 anni per i bacini tipo specifici compresi nella tipologia AL-1, AL-2, AL-3, AL-6, AL-10;
- 10 anni per i bacini tipo specifici compresi nella tipologia AL-4, AL-5, AL-7, AL-8, AL-9, ME-5;
- 6 anni per i bacini tipo specifici compresi nella tipologia ME-1, ME-3;
- 2 volte nei sei anni per i bacini tipo specifici compresi nella tipologia ME-4, ME-2, ME-6, ME-7 e in quelli già compromessi dal fenomeno dell'interrimento.

Per quanto riguarda gli invasi l'interrimento è in genere più veloce e tenuto sotto particolare osservazione dagli enti gestori dei bacini. I dati relativi all'interrimento potranno essere forniti direttamente dagli enti gestori con i quali sarà necessario concordare i Piani di Gestione per la pulizia e lo svuotamento dei bacini che tengano conto delle diverse esigenze morfologiche e biologiche dei bacini stessi e dei corsi d'acqua emissari.

Sarà altresì necessario valutare eventuali azioni di risistemazione idraulico-forestali, del bacino afferente ai laghi e/o invasi, allo scopo di contrastare l'erosione e il conseguente trasporto di sedimenti.

Per quanto riguarda i delta alluvionali si dovrà valutare il loro avanzamento attraverso indagini ad ampia scala con tecniche di telerilevamento, fotogrammetria, foto aeree, e attraverso i rilievi batimetrici quando effettuati per l'intero lago. Il confronto tra i diversi periodi di rilevamento darà indicazione del grado di avanzamento dei delta.

Sarà necessario correlare tale avanzamento dei delta alle attività di erosione e trasporto dei fiumi

immissari, alle attività umane insistenti su di essi e ai cambiamenti indotti sugli elementi di qualità biologica.

Si dovrà prevedere un ulteriore rilievo batimetrico della zona del delta dei principali immissari di un lago dopo fenomeni di piena o eventi intensi che abbiano causato trasporto di una notevole quantità di materiale a lago.

Nella scheda riportata in Appendice A è richiesta la registrazione di informazioni relative al grado di interrimento rispetto all'avanzamento della spiaggia e alla presenza di materiale depositato che concorrono alla definizione globale della qualità morfologica. Per una maggior conoscenza delle dinamiche evolutive del corpo idrico è necessario però associare al rilievo in campo, un rilievo a scala spaziale maggiore, attraverso l'utilizzo di telerilevamento o fotogrammetria, che, se effettuati in momenti temporali successivi, possono dare importanti informazioni sull'evoluzione del fenomeno dell'interrimento.

#### c) Parametri fisici

I parametri fisici, secondo quanto riportato dalla Direttiva, vengono valutati come parametri a supporto degli elementi di qualità biologici, ovvero a completamento del quadro d'insieme che esprime lo stato di qualità dei corpi idrici lacustri. I parametri fisici riportati nell'Allegato V della Direttiva sono la Trasparenza e le Condizioni termiche.

La trasparenza è uno dei parametri fisici più storicamente conosciuto e usato negli studi di limnologia (Bertoni, 2006). Per la sua misura, secondo Direttiva, fare riferimento al Decreto 14 aprile 2009, n. 56.

Per quanto riguarda le condizioni termiche esse rappresentano un'importante valutazione a supporto per l'interpretazione delle condizioni ecologiche di un corpo idrico lacustre. Le condizioni termiche di un lago sono definite attraverso la misura della temperatura, a diverse profondità, e in diversi periodi dell'anno (UN/ECE Working Group on Monitoring and Assessment, 2003). Poiché il lago è un sistema chiuso, le sue caratteristiche idrologiche, termiche, chimiche e biologiche, portano alla stabilizzazione di alcuni fenomeni, e al permanere di alcune sostanze di varia natura e genere, in funzione dello scambio idrico presente (Hutchinson 1957, and 1967, Heinonen *et al.* 2000, Wetzell 2001). Pertanto, in un lago, la distribuzione verticale della temperatura è un fenomeno molto importante, che varia in modo dinamico ed è anche influenzata dai cambiamenti climatici in atto. A titolo esemplificativo, ma non esaustivo, si riporta al punto 1 una classificazione dei laghi basata sulla stratificazione, così come definita da Hutchinson *et al.* (2000), e al punto 2 il fenomeno della



meromissi. Per chi fosse interessato ad approfondire questi aspetti, al di là di quanto richiesto dalla Direttiva, si consiglia la lettura dei seguenti articoli: Livingstone (2008), Adrian *et al.*(2009) e Hutter et al. (2011).Stratificazione. La temperatura di un lago è un parametro di grande importanza in quanto essa condiziona l'idrodinamica della massa lacustre, in particolare il mescolamento verticale fondamentale nel riciclo dei nutrienti. Attraverso le misure di termica lacustre, lungo tutta la colonna d'acqua, è possibile identificare i laghi in base alla loro completa circolazione:

- laghi monomittici caldi: possono circolare una sola volta all'anno e la loro temperatura non è mai inferiore ai 4°C;
- laghi dimittici: circolano due volte all'anno in primavera ed autunno; presentano una stratificazione diretta in estate ed inversa in inverno;
- laghi polimittici: presentano circolazioni frequenti. Vengono suddivisi in polimittici freddi, che circolano a temperature vicine ai 4°C, e polimittici caldi, che circolano a temperature più elevate; a questa categoria appartengono i piccoli e medi laghi poco profondi;
- laghi olo-oligomittici: la circolazione completa delle acque non avviene tutti gli anni. A questa categoria appartengono i grandi laghi sudalpini, la cui circolazione completa avviene (non tutti gli anni) alla fine dell'inverno.

La misura della temperatura è quindi parametro importante per capire in che categoria si trova il lago o l'invaso oggetto di indagine, e a quali caratteristiche biologiche far riferimento. Variazioni nella termica lacustre possono determinare variazioni sia a breve che a lungo termine, con modificazione dei parametri di qualità. La conoscenza del rapporto tra la termica e i parametri di qualità fornisce giuste risposte a eventuali cambiamenti registrati durante i monitoraggi, non ascrivibili ad altre fonti.

Per quanto riguarda le modalità di misura della temperatura e la sua frequenza si deve fare riferimento al Decreto 14 aprile 2009, n. 56.

Meromissi. La meromissi, è una particolare condizione fisica che crea una stratificazione costante (Hutchinson, 1957). Infatti in alcuni laghi la circolazione interessa solo una parte della massa idrica (laghi meromittici), essendo presente uno strato più profondo, perennemente isolato (monimolimnio) e una porzione sovrastante, che circola periodicamente (mixolimnio).

La meromissi, quindi, è determinata dalla presenza, di uno strato profondo che a causa della sua elevata densità, non può circolare completamente; essa è causata da: scomparsa di ossigeno; processi di decomposizione anaerobica; presenza di sostanze riducenti ( $H_2S$ ,  $NH_4^+$ ,  $Fe^{++}$ ).

Le sostanze chimiche disciolte nello strato profondo del corpo idrico, hanno così un'influenza maggiore nel determinare la densità di tali acque, rispetto alla temperatura.

Ci sono diversi tipi di meromissi ai quali si può far riferimento nella definizione della qualità ecologica dei corpi idrici. (Hutchinson, 1957).

Meromissi Ectogenica. E' un fenomeno variabile nel tempo e causato da uno sporadico evento esterno. Due strati d'acqua, uno superficiale e uno profondo, con concentrazioni di sali molto più alte, entrano in contatto. È causata solitamente da fenomeni geologici come moti dovuti a variazione del livello del mare, terremoti, movimenti della crosta terrestre.

Meromissi Crenogenica. Causata da una sorgente sottolacustre ad alta densità, da sali solidi di depositi profondi che entrano in soluzione o da acque molto dense portate attraverso i fiumi, che entrano nel lago in superficie e poi si approfondiscono. Porta a condizioni stazionarie di meromissi, con conseguenze sulla qualità ecologica del corpo idrico.

Meromissi Biogenica. Avviene quando a causa dell'attività biologica si ha un accumulo di sostanze che portano ad una situazione stabile di stratificazione. Un esempio tipico è l'accumulo di bicarbonato nell'acqua più profonda del lago, come risultato della decomposizione organica (biochimica e mineralizzazione batterica) a livello dei sedimenti.

Non si può parlare in termini assoluti di laghi meromittici in quanto tale condizione è spesso legata a condizioni climatiche variabili di anno in anno. E' necessario tener conto che una stratificazione stabile e condizioni peggiorative negli strati più profondi del lago, si riflettono su tutti gli elementi di qualità biologica.

#### **8.4.2. Invasi**

La Direttiva considera i corpi idrici fortemente modificati e quelli artificiali separatamente dai corpi idrici naturali. È stato così redatto dal CIS un documento specifico per questi corpi idrici (EC, 2003 a).

Nel caso dei corpi idrici lacustri è particolarmente importante e necessario definire e distinguere i laghi dagli invasi, intendendo con il termine *invaso* o un lago naturale fortemente modificato o un lago artificiale, cioè completamente costruito dall'uomo.

I laghi naturali (laghi), seppur fortemente modificati e profondamente alterati nelle loro caratteristiche fisiche e idromorfologiche, conservano peculiarità proprie di ambienti ecologicamente classificabili. Anche i laghi formati dallo sbarramento di un corso d'acqua

possono nel tempo, ricostituirsi come ambienti naturali con proprie caratteristiche e peculiarità ecologiche e quindi sono da considerarsi, come corpi idrici fortemente modificati. Rientrano nella categoria di corpi idrici artificiali i laghetti scavati *ex novo*, laghi di cava, invasi di accumulo costruiti per rispondere ai picchi di richiesta di energia elettrica, porti o quei laghi creati per supportare particolari attività umane.

La Direttiva non impone l'obbligo di definire per tutti i corpi idrici se essi siano naturali, artificiali o fortemente modificati. Ogni Stato Membro può scegliere e decidere eventualmente di considerare tutti o quasi i corpi idrici presenti nel suo territorio come naturali, tenendo conto, ovviamente, di tutte le implicazioni che ciò comporta. Infatti per i corpi idrici naturali gli obiettivi di qualità da raggiungere entro il 2015 sono più stringenti rispetto a quelli degli invasi, in quanto la definizione stessa di buon potenziale ecologico rappresenta il miglior stato possibile in relazione alle condizioni di utilizzo del corpo idrico modificato.

In generale le alterazioni fisiche e idromorfologiche che determinano corpi idrici fortemente modificati e la creazione di invasi artificiali sono legate all'utilizzo della risorsa idrica per diversi scopi. I principali usi identificati in Italia, sono legati a sfruttamento di tipo: idroelettrico, idropotabile, agricolo, navigazione, industriale, laminazione delle piene, innevamento artificiale e/o antincendio, ricreativo.

Spesso si trovano più utilizzi associati ad uno stesso corpo idrico, per esempio, idropotabile e agricolo, idroelettrico e industriale.

Nel Registro Italiano Dighe sono riportati i diversi utilizzi associati alle grandi dighe e alle traverse superiori ai 15 m o che determinano un invaso superiore a  $10^6 \text{ m}^3$ . (Registro Italiano Dighe, 2008).

Le grandi dighe italiane, di competenza statale, riportate nel Registro Italiano Dighe sono attualmente 538 (dato aggiornato a settembre 2013).

Si ricorda che il numero totale di invasi artificiali e laghi fortemente modificati aumenta se si considerano anche le traverse inferiori ai 15 m con volumi invasati inferiori a  $10^6 \text{ m}^3$ . A seconda delle dimensioni degli invasi e del volume stoccato, queste dighe possono essere di competenza regionale o provinciale.

A titolo informativo si riporta una classificazione generale delle tipologie di dighe presenti sul territorio italiano e per maggiori informazioni su ciascuna tipologia, si può consultare il sito del registro italiano dighe.

### **Dighe murarie**

- a gravità (ordinaria, a speroni, a vani interni)
- a volta (ad arco, ad arco/gravità, a cupola)
- a volte o solette, sostenute da contrafforti

### **Dighe di materiali sciolti**

- di terra omogenea
- di terra e/o pietrame, zonate, con nucleo di terra per la tenuta
- di terra permeabile o pietrame, con manto o diaframma ...

### **Sbarramenti di tipo vario**

### **Traverse fluviali**

La Direttiva richiede che anche per i corpi idrici fortemente modificati e per quelli artificiali vengano definiti dei criteri di qualità ecologica, ovvero un buon potenziale ecologico, in funzione sia dell'utilizzo umano che delle peculiarità del corpo idrico.

L'eventuale definizione dei corpi idrici in naturale, fortemente modificato o artificiale deve avvenire per passi successivi e solo dopo le campagne di monitoraggio, alla luce dei dati raccolti si potrà procedere alla definizione finale della caratterizzazione del corpo idrico.

Va ricordato che la designazione dei corpi idrici dovrà nel tempo essere rifatta, alla luce soprattutto delle azioni da intraprendere e intraprese attraverso i piani di gestione.

Designazione. La definizione di un corpo idrico in fortemente modificato o artificiale o naturale deve essere fatta attraverso una serie di passi successivi (test) che prendono in considerazione l'attuale condizione del corpo o dei corpi idrici in esame, le possibili azioni di mitigazione e gli utilizzi della risorsa. Non è necessario applicare il test a ciascun corpo idrico, è possibile raggruppare insieme corpi idrici appartenenti alla stessa tipologia, sui quali insistono le stesse attività umane, così da velocizzare e snellire le designazione, soprattutto se è fatta a livello nazionale o regionale.

Se si decide di procedere con la designazione della caratterizzazione dei corpi idrici è necessario concluderla prima di predisporre i piani di gestione.

La definizione di corpo idrico è importante perché, secondo gli obiettivi della Direttiva, esso rappresenta l'unità base sulla quale effettuare le campagne di monitoraggio e per il quale predisporre gli interventi di recupero e miglioramento o di protezione.

Dopo l'applicazione del test di designazione, per un corpo idrico definito come fortemente

modificato, è ancora possibile decidere di non classificarlo come tale ma considerarlo comunque come naturale, se esso è, a livello regionale, particolarmente importante da un punto di vista naturalistico o se gli usi per i quali era stato costruito non sono più presenti. Per le procedure di identificazione e designazione fare riferimento al Regolamento recante “Criteri tecnici per l’identificazione dei corpi idrici artificiali e fortemente modificati per le acque fluviali e lacustri per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell’articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo”. Secondo quanto previsto dalla Direttiva, anche gli invasi devono essere monitorati e classificati. La differenza sostanziale rispetto ai laghi naturali è negli obiettivi di qualità da raggiungere e negli usi specifici degli invasi. I parametri idromorfologici da usare per il monitoraggio e la classificazione sono quindi gli stessi. (EC, 2003 a).

#### a) Parametri idrologici

Anche per i corpi idrici artificiali e per quelli fortemente modificati è necessario valutare i parametri idrologici, soprattutto per definire le alterazioni fisiche legate ad essi e valutare i possibili interventi attuabili.

Livello. Queste tipologie di corpi idrici sono spesso caratterizzate da forti escursioni di livello, che spesso pregiudicano una buona qualità ecologica. In alcuni casi la gestione del corpo idrico è tale da causare un completo svuotamento dello stesso, con conseguente perdita di ogni elemento biologico di qualità. La valutazione del livello deve essere fatta come riportata nel paragrafo 8.4.1 a), inerente ai laghi naturali.

Acque sotterranee. Per quanto riguarda i corpi idrici artificiali nella maggior parte dei casi non esiste interazione con le acque sotterranee. Per quanto riguarda i corpi idrici fortemente modificati deve essere valutata l’estensione delle modificazioni delle sponde, della zona litorale e di quella pelagica, che possono aver alterato la connessione con le acque sotterranee. Qualora tale connessione fosse presente, si rimanda al paragrafo 8.4.1a).

Tempo di ricambio. La valutazione del tempo di ricambio per i corpi idrici fortemente modificati, dipende soprattutto dagli usi associati. Qualora si decida di prenderlo in considerazione si rimanda a quanto detto nel paragrafo 8.4.1a). Nei corpi idrici artificiali non viene richiesta la sua valutazione.

#### b) Parametri morfologici

La linea di costa, l'area litorale e il substrato. Nei corpi idrici artificiali l'area litorale e il substrato risultano spesso artificiali e se non vengono valutati gli elementi di qualità biologica più sensibili a questi parametri, non risulta necessario valutarli. Per i corpi idrici fortemente modificati, invece, è molto importante la loro valutazione perché spesso le loro alterazioni fisiche sono causa della designazione del corpo idrico come altamente modificato; si rimanda al paragrafo 8.4.1 b) corrispondente ai corpi idrici naturali.

Interrimento. La valutazione di questo parametro per i corpi idrici artificiali può essere fatta utilizzando le informazioni sulla gestione degli stessi, che riportano le quantità di materiale sedimentato, la frequenza delle operazioni di dragaggio e pulizia dell'invaso, la diminuzione del volume invasato. In particolare, per tale gestione si rimanda al Decreto 30 giugno 2004 e successive modifiche ed integrazioni (Gazzetta Ufficiale N. 269 del 16 Novembre 2004). Per ulteriori indicazioni su questo parametro si rimanda al paragrafo 8.4.1 b) relativo ai corpi idrici naturali.

#### c) Parametri fisici

Stratificazione e meromissi. Per i corpi idrici artificiali sono parametri importanti solo se vengono valutati gli elementi di qualità biologica più sensibili ad essi. Per i corpi idrici fortemente modificati sono sempre importanti da valutare, in quanto le loro variazioni sono legate agli usi del corpo idrico e da loro dipendono la modificazione dello stato di qualità del corpo idrico e degli indici di qualità biologica.

#### **8.4.3 Valutazione della qualità morfologica: il Lake Habitat Survey**

Il Lake Habitat Survey è un metodo definito per valutare e caratterizzare gli habitat fisici di un lago o di un vaso (in generale, per tutti quei corpi idrici definiti come "standing water"). L'LHS è stato sviluppato per rispondere alle richieste della Direttiva e può essere di notevole importanza per la valutazione standardizzata degli habitat e degli impatti ambientali, giocando un ruolo importante nella definizione di programmi di azioni di miglioramento di ecosistemi lacustri degradati.

Il metodo viene applicato tra luglio e settembre, in rapporto al periodo di massima presenza di macrofite e di stratificazione termica, nei laghi naturali e due volte l'anno a minimo e a massimo vaso per i corpi idrici fortemente modificati e artificiali. Tale metodo si sviluppa utilizzando una combinazione di indagini in campo e di raccolta preventiva di semplici informazioni di base,

raccolte con l'utilizzo dell'equipaggiamento minimo riportato in Tabella 28. L'applicazione in campo del metodo è preferibilmente condotta tramite un'imbarcazione, ma è possibile procedere percorrendo a piedi il perimetro del lago.

Nella maggior parte dei casi, quando cioè il lago è considerato come un unico corpo idrico, si effettua l'applicazione del metodo sull'intero lago. Se invece il lago è suddiviso in più corpi idrici, in conformità con quanto previsto dalla Direttiva è opportuno effettuare più applicazioni del metodo, una per ciascun corpo idrico.

Le informazioni di base devono essere raccolte prima dell'applicazione in campo, come anche la definizione dei punti di osservazione (*Hab-Plot*), attraverso l'ausilio di carte tecniche regionali e/o immagini da satellite.

E' importante realizzare diverse fotografie per caratterizzare in generale il lago e singoli impatti e/o particolari habitat incontrati.

Per laghi la cui superficie è compresa tra gli 0.3 km<sup>2</sup> e i 14 km<sup>2</sup> si effettua una sola applicazione del metodo. Si posizionano 10 *Hab-Plot* equidistanziati tra loro, lungo tutto il perimetro del lago, iniziando da un qualunque punto. E' possibile aggiungere *Hab-Plot* supplementari a quelli standard per specifici scopi, per esempio per definire meglio particolari habitat o per associare informazioni idromorfologiche specifiche a dati biologici come transetti di vegetazione e/o di macroinvertebrati.

Per laghi con superficie superiore ai 14 km<sup>2</sup> si dovrà prevedere più di una applicazione del metodo, quindi più di 10 punti di osservazione (*Hab-Plot*) in modo tale che la distanza tra un *Hab-Plot* e l'altro non superi i 4 – 4.5 km.

Inoltre, le informazioni idromorfologiche che si raccolgono, non si limitano ai soli punti di applicazione, ma vengono registrate, in apposita sezione (Sezione 3 della scheda di campo, Appendice A) ulteriori informazioni inerenti sia gli habitat che le attività umane (pressioni idromorfologiche) lungo il perimetro del lago, durante il passaggio tra un *Hab-Plot* e l'altro. Se si è proceduto con l'applicazione da riva, tali informazioni tra un *Hab-Plot* e l'altro si devono valutare guardando la sponda opposta con l'ausilio di un binocolo, riportandole poi, in modo corretto sulla scheda.

Vengono richieste anche alcune informazioni relative alla trasparenza, all'ossigeno disciolto e alla temperatura a diverse profondità, nel periodo di massima stratificazione e nel punto più profondo del lago (*Index Site*), che per i laghi naturali possono essere raccolte contestualmente all'applicazione del metodo, mediante l'utilizzo di una barca, mentre per gli invasi tali informazioni si possono ricavare contestualmente ad altri campionamenti, effettuati nel punto di

massima profondità e durante il periodo di massima stratificazione.

Tabella 28 - Equipaggiamento minimo richiesto per l'applicazione in campo del metodo LHS.

<b>Equipaggiamento</b>	<b>Dettagli</b>
Scheda di applicazione, chiave applicativa, matita	Per le prime applicazioni può essere utile anche il manuale, oltre alla chiave applicativa o l'ausilio di un esperto del metodo
Mappa topografica (Carta Tecnica Regionale o immagini da satellite)	Mappa completa a larga scala e mappe a minore scala per identificare meglio i singoli <i>Hab-Plot</i>
GPS	Per posizionarsi correttamente sugli <i>Hab-Plot</i> e registrare la posizione di particolari caratteristiche e/o impatti
Binocolo	Per identificare habitat ed impatti se situati distanti
Macchina fotografica	Per fotografare le caratteristiche di ogni singolo <i>Hab-Plot</i> e quelle tra un <i>Hab-Plot</i> e l'altro
Telemetro	Per misurare la distanza dalla riva
Asta graduata	Per verificare le caratteristiche del substrato e valutare la profondità dell'acqua
Batiscopio	Per esaminare sott'acqua le caratteristiche del substrato e della vegetazione; utile soprattutto per valutare la struttura della vegetazione e la sua percentuale in volume
Rastrello e/o rampino	Per prelevare alcuni campioni di vegetazione acquatica quando la torbidità e/o la profondità non consentono la vista del letto del lago
Barca	È preferibile l'applicazione del metodo attraverso l'uso di una imbarcazione
Disco di Secchi	Per la misura della trasparenza nel punto più profondo
Sonda o campionatore per l'ossigeno disciolto e la temperatura	Per la misura dell'ossigeno disciolto e del profilo di temperatura nel punto più profondo del lago, nel periodo di massima stratificazione.

Nella chiave applicativa (Appendice B) sono riportati due schemi: uno rappresenta la sezione trasversale dal punto di osservazione e l'altro l'area di osservazione di ogni singolo *Hab-Plot*, la sua larghezza e la distinzione delle diverse zone (Riparia, Sponda e Litorale) e.

La stesura di un manuale specifico relativo al metodo LHS richiede ancora un po' di tempo e soprattutto la sua applicazione su un maggior numero di laghi, di diverse tipologie, per consolidare ulteriormente quanto definito fino ad oggi così da strutturare in modo definitivo ogni singola spiegazione, difficoltà, o cambiamento rispetto alle necessità dei laghi e invasi italiani. Per non lasciare però la sua applicazione senza spiegazioni o riferimenti, si riportano in questo documento alcune voci, quelle che potrebbero essere di più difficile interpretazione, rimandando la descrizione della totalità delle informazioni richieste allo specifico manuale del metodo.



## **SEZIONE 1: Informazioni di base**

In questa sezione si raccolgono informazioni relative alle caratteristiche del lago e del bacino imbrifero ad esso afferente, da inserire nella scheda prima dell'uscita in campo. A tale sezione appartengono informazioni quali la massima profondità del lago, il suo perimetro, la sua superficie, la profondità media, l'area del bacino imbrifero, l'altitudine del lago (in metri sul livello del mare), l'uso intensivo del suolo nel bacino afferente, la superficie totale degli invasi espressa in % rispetto alla superficie totale dei laghi naturali e invasi, la tipologia geologica del lago, l'origine del lago, le caratteristiche geologiche del bacino imbrifero, se il livello del lago è naturale o gestito, la copertura dominante del suolo nel bacino imbrifero, le categorie di protezione in cui il lago e il suo bacino imbrifero possono ricadere.

**Uso del suolo predominante nel bacino:** si determina da informazioni specifiche regionali e/o provinciali o dal *Corine Land Cover* (APAT, 2005). Le categorie associate sono riportate in sigla, la cui spiegazione è inserita nella chiave applicativa associata. Le sigle corrispondono ai termini inglesi, che non sono state cambiate per facilità di confronto con gli altri Stati europei.

**Categorie di protezione in cui può ricadere il lago:** sono informazioni ricavabili dalla Regione o Provincia o Comune in funzione del tipo di categoria. Le sigle sono rimaste invariate rispetto al *form* (scheda) inglese, ma nella chiave applicativa si riportano le corrispondenti categorie di protezione italiane. E' possibile la segnalazione di una sola categoria di protezione. Se in un bacino imbrifero sono presenti più categorie di protezione, si sceglie quella che maggiormente tuteli il territorio in cui si trova il lago oggetto di indagine.

## **SEZIONE 2: Caratteristiche degli Hab-Plot**

L'area di indagine di ciascun *Hab-Plot* è quella rappresentata dalla figura riportata nella chiave applicativa (Appendice B).

Le caratteristiche riportate in questa sezione sono da valutare per ogni *Hab-Plot*, inserendo dei numeri: tick, 1, 2, 3, 4 che rappresentano dei valori percentuali in funzione delle voci richieste (copertura, estensione lineare, presenza, estensione areale), e si distinguono in:

### **2.1 Zona riparia**

Valutare un'area di 15x15 m al di là del *bank-top* (argine) verso terra.

Uso del suolo nella zona riparia: si determina da informazioni specifiche regionali e/o provinciali o dal *Corine Land Cover* (APAT, 2005). Le categorie associate sono riportate in sigla la cui spiegazione è inserita nella chiave applicativa associata. Le sigle corrispondono ai termini inglesi, che non sono state cambiate, per facilità di confronto con gli altri Stati europei.

**Indicare presenza di specie aliene:** l'elenco completo delle specie aliene, sia acquatiche che terrestri, è contenuto in Celesti-Gradow *et al.* (2009). A titolo esemplificativo sono state inserite nella scheda di campo alcune di quelle più facilmente rintracciabili, identificate con le sigle riportate nella chiave applicativa. Ogni specie ritrovata e considerata particolarmente invasiva, ma non presente nella scheda di campo, va inserita nella Sezione 7 e segnalata al referente di questo capitolo per il suo eventuale inserimento nella scheda di campo.

**Caratteristiche del bank-top (argine):** le categorie presenti nella scheda di campo non sono per ora completamente esaustive delle caratteristiche incontrate sul territorio italiano. Si sta provvedendo all'aggiornamento delle stesse. Per adesso inserire le caratteristiche non previste nella Sezione 7 e segnalarle al referente di questo capitolo per il loro eventuale inserimento nella scheda di campo.

### **2.2 Riva esposta**

È la zona che si estende dal *bank-top* fino alla linea d'acqua (la zona di ondazione). La sua larghezza è molto variabile, in funzione anche delle fluttuazioni di livello. Essa include due "sotto zone": la sponda vera e propria, e la spiaggia, che possono anche non essere presenti. Qualora non fossero presenti basta segnare NO all'inizio della sezione corrispondente.

**Materiale predominante della sponda:** le categorie associate sono riportate in sigla la cui spiegazione è inserita nella chiave applicativa associata. Le sigle corrispondono ai termini inglesi, che non sono state cambiate per facilità di confronto con gli altri Stati europei.

**Modifiche della sponda:** vengono segnate tutte le modifiche della sponda, la riprofilatura e il suo rinforzo, la presenza di materiale artificiale. Le sigle utilizzate sono esplicitate nella chiave applicativa e sono le sigle inglesi lasciate per uniformità.

**Spiaggia:** viene indicata la presenza o meno della spiaggia che, in caso di livello alto del lago può non essere visibile durante l'applicazione del metodo. Se presente, vengono segnate le caratteristiche relative alla pendenza, alla larghezza, al materiale predominante. Se non è presente o non visibile, tutte queste caratteristiche non devono essere valutate.

**Modificazioni della spiaggia:** se presenti, si valutano le modifiche della spiaggia usando le stesse categorie usate per le modifiche della sponda. Se presenti modifiche diverse da quelle riportate nella scheda inserirle nella Sezione 7 e segnalarle al referente di questo capitolo per il loro eventuale inserimento nella scheda di campo.

**Segnali di squilibrio erosivo o deposizionale:** annotare qualunque segnale di squilibrio geomorfologico, riferito alla spiaggia, ad esempio segni caratteristici di erosione o di accumulo di sedimenti. Segnare AL = erosione attiva, se è presente una zona sabbiosa scoperta (nuda) o sabbia o ghiaia che stanno subendo una chiara rimozione. Segnare AG = ripascimento attivo (fenomeno di riporto di materiale), se è presente materiale al di sopra del naturale substrato che forma la spiaggia.

**Altezza dell'acqua al limite superiore della linea di detrito:** con linea di detrito si intende un segnale di deposito o di "passaggio" di un evento di piena. Questa linea di detrito, se presente può fornire informazioni molto utili rispetto alle fluttuazioni di livello. Potrebbe essere posizionata sulla spiaggia, ma ci possono essere segnali di deposito anche nella zona riparia, ugualmente da segnalare, valutando la distanza dalla linea d'acqua (dove batte l'onda) alla linea di detrito più elevata. Se non è evidente nessuna linea di detrito segnare NO.

### **2.3 Zona litorale**

La parte della zona litorale che si va ad indagare è quella che si estende per 10 m dalla linea d'acqua verso il largo o dove si può posizionare la barca (non sempre è possibile avvicinarsi a riva ad una distanza di 10 m) o al punto di massima profondità guadabile (se l'applicazione è effettuata "da riva").

**Vegetazione sporgente vicino alla superficie dell'acqua:** ovvero ogni ramo o parte di pianta che sporge dalla riva, ad una altezza inferiore ad 1 m rispetto alla sua superficie dell'acqua.

**Struttura della vegetazione:** la struttura della vegetazione (macrofite) all'interno della zona litorale è valutata attraverso l'osservazione dalla barca con un batiscopio. Si deve indicare, per ciascun tipo riportato sulla scheda la percentuale di copertura. La somma dei diversi tipi può essere superiore al

100%, in quanto esiste una sovrapposizione di tipologie. Per ogni tipo riportato sulla scheda di campo si sono inseriti, qui di seguito, alcuni esempi per facilitarne il riconoscimento. Qualora ci fossero delle difficoltà in tal senso segnalare con foto relativa nella Sezione 7 e al referente di questo capitolo.

Epatiche/Muschi/Licheni: *Riccia, Lununaria, Sphagnum, Fontinalis*

Canneti/Cariceti: *Schoenoplectus, Typha, Carex, Cyperus*

Idrofite emergenti: *Sparganium, Polygonum amphibium*

Flottanti-Radicate: *Trapa, Nymphaea, Nymphoides, Nelumbo, Nuphar*

Flottanti libere: *Spirodela, Lemna, Wolffia, Utricularia*

Sommerse a foglia larga: *Potamogeton, Vallisneria, Groenlandia*

Sommerse a foglia corta e rigida: *Myriophyllum, Ceratophyllum, Najas, Elodea*

Sommerse a foglia lineare o filiforme: *Zannichellia, Potamogeton filiformis*

Sommerse a candelabro: *Chara, Nittella*

Alghe filamentose: *Cladofora, Oedogonium, Mougeotia, Zygnema*

Alghe fitobentoniche: diatomee o cianobatteri

Alghe marine: *Ulva, Caulerpa, Cistoseyra*

**Copertura in percentuale di volume (PVI)**: si deve stimare il volume della zona litorale coperto da tutti i tipi di macrofite, comprese le alghe filamentose. È possibile usare un batiscopio per effettuare questa stima. ATTENZIONE a non stimare in modo eccessivo la copertura percentuale in volume: inserire un PVI pari a 4 significa una zona lacustre completamente “soffocata”.

**Indicare presenza di specie introdotte degne di nota**: l’elenco completo delle specie aliene, sia acquatiche che terrestri, è contenuto in Celesti-Grapow *et al.* (2009). A titolo esemplificativo sono state inserite nella scheda di campo alcune di quelle più facilmente rintracciabili, identificate con le sigle riportate nella chiave applicativa. Ogni specie ritrovata con una % di copertura maggiore del 30% e non presente nella scheda di campo va inserita nella Sezione 7e segnalata al referente di questo capitolo per l’eventuale inserimento nella scheda di campo.

## **2.4 Pressioni antropiche**

Le pressioni antropiche sono valutate sull’intero *Plot*, in un’area che si estende per un raggio di 50 m. dal limite della zona riparia indagata (limite del *Plot*), alla posizione della barca. Si segnala la presenza di diverse pressioni antropiche, quelle riportate nella scheda di campo, inserendo NO se non presenti, inserendo invece un *tick*, se presenti, e mettendo una B se esse si trovano alle spalle del *Plot*. In questo caso non è necessario inserire i numeri corrispondenti alle diverse percentuali come per le precedenti sezioni. Se si riscontrano pressioni non presenti nell’elenco, riportarle nella

Sezione 7 e segnalarle al referente di questo capitolo. Qui di seguito ne vengono riportate solo alcune, a titolo esemplificativo. La descrizione completa sarà riportata nello specifico manuale del metodo

**Strutture di controllo dei flussi e della sedimentazione:** opere (muri, barriere, argini, fossati), costruite per controllare i movimenti dell'acqua (ondazione) e i loro effetti sull'erosione e sulla sedimentazione.

**Palafitte:** strutture a pali chiamate anche palancolate, di diverso materiale (metallo, legno), infisse sul fondo e in prossimità della riva, utilizzate per la protezione della sponda.

**Avanzamento della linea di costa:** con questo termine si intendono raggruppare tutte quelle attività antropiche rivolte alla bonifica parziale di zone lacustri per diversi scopi (es. agricolo, per la costruzione di strade o case, etc.), all'aumento del fondo a causa dello scarico di materiale di scarto di cava/e, alla diminuzione continua e definitiva del livello del lago per ingenti prelievi di varia natura e quindi di fatto al progressivo avanzamento della linea di costa verso l'acqua.

**Strutture flottanti o fisse:** presenza di gabbie o strutture simili dedicate all'allevamento della fauna ittica, flottanti o sommerse o strutture ad inganno (bertovelli, peschiere, nasse) ancorate al fondo.

**Bio-manipolazione:** evidenza di azioni dirette di gestione dell'ambiente lacustre, in particolare riferito alle macrofite, rimozione e/o taglio, spesso per ripulire le zone utilizzate a scopo balneare/ricreativo.

### **SEZIONE 3: Valutazione sull'intero lago**

La valutazione sull'intero lago è a completamento delle tre sezioni della scheda relative a:

caratteristiche del perimetro del lago (3.1), attività/pressioni antropiche insistenti sul lago (3.2) e le caratteristiche morfologiche (3.3). Questa valutazione è fatta nel passaggio tra un *Hab-Plot* e l'altro, prendendo nota delle caratteristiche richieste nella scheda, relativamente a questa sezione e alla Sezione 4, relativa all'idrologia.

#### **3.1 Caratteristiche del perimetro del lago**

In questa sezione si valutano: 1) pressioni su sponda o zona litorale, 2) pressioni dell'uso del suolo nella zona riparia, 3) habitat di zone umide e 4) ulteriori altri habitat, nel passaggio tra un *Hab-Plot* e l'altro, sia focalizzandosi sui 15 m a ridosso del lago, sia valutando tali pressioni e habitat nei successivi 50 m verso terra.

Vengono qui di seguito riportate solo alcune pressioni e alcuni habitat, a titolo esemplificativo, la

descrizione completa sarà riportata nel manuale del metodo .

#### 1) Pressioni su sponda e zona litorale

**Opere di ingegneria classica chiuse:** tutte quelle opere di rinforzo, protezione e riprofilatura della sponda realizzate con materiali compatti, sigillati, quali: calcestruzzo, palancole in metallo o legno, con esclusione di quelle strutture specifiche di controllo del flusso e dei sedimenti.

**Opere di ingegneria classica aperte:** tutte quelle opere di rinforzo, protezione e riprofilatura della sponda realizzate con materiali non sigillati, quali: *rip rap* (sassi posizionati in modo non lineare sulla sponda), massi (es. massicciata, cioè massi posizionati in modo regolare e “squadrate”, di notevoli dimensioni e non collegati tra loro), gabbionate (massi posizionati in modo regolare e tenuti insieme da cavi di acciaio, in modo tale da formare dei gabbioni, all’interno dei quali è possibile inserire terra e piantumare piante tipiche di ambienti ripariali).

**Spiagge attrezzate:** zone sabbiose o ciottolose accessibili e idonee all’utilizzo ricreativo. Segnare anche se la spiaggia non è utilizzata al momento dell’applicazione del metodo.

#### 2) Pressioni dell’uso del suolo nella zona riparia

**Attività ricreative/Educative:** tutte le attività che possono svilupparsi nel lago o sulla riva o nella zona riparia come ad esempio corsi naturalistici, passeggiate, percorsi naturalistici, percorsi salute, corsi e attività acquatiche etc.

**Suolo smosso (calpestato):** se presente una evidente “rottura” della sponda con segni di calpestio e presenza di un guado.

#### 3) Habitat di zone umide

**Piante che vivono in aree umide:** come ad esempio salici e ontani anche in concomitanza con erbe di zone umide, canneto e muschi. Spesso si presentano al limite di altre tipologie di vegetazione di zone umide.

#### 4) Ulteriori altri habitat

**Acque aperte:** presenza di altri laghi naturali, stagni, paludi etc.

**Erbe alte/Vegetazione rigogliosa:** vegetazione alta almeno 1 metro, costituita per la maggior parte da erbe (non da prato, graminacee o canneti), felci etc.

### 3.2 Attività sul lago/Pressioni

Durante l’applicazione del metodo osservare la presenza di qualunque attività presente sul lago e su un’area larga 50 m, calcolati dalla costa verso terra. Se si conosce la presenza di alcune delle attività

riportate sulla scheda, anche se non viste direttamente, segnare un *tick* nella colonna P , cerchiare il *tick* se tali attività sono osservate durante l'applicazione.

Per alcune attività è richiesta una stima di copertura areale della pressione o dell'infrastruttura con un'approssimazione del 5%. Per altre è richiesto di indicare se l'attività è estensiva, cioè se interessa più del 30% dell'area del lago o della sua sponda (segnare nella colonna E), o se l'attività è intensiva (segnare nella colonna I), cioè se la densità di tale attività su un'area, è elevata (es. attività con barche a motore, o introduzione di specie). Specificare qualunque altra attività o pressione osservata di particolare importanza nella Sezione 7, se non presente nell'elenco riportato nella scheda in campo, e segnalarla al responsabile di questo capitolo.

***Ponti e strade rialzate:*** se presenti con pile o altre infrastrutture all'interno del lago, o costruite attraversando il lago formando una barriera fisica appoggiata al letto dove lo spazio tra le pile di fondazione sia minore del 20% della lunghezza totale dell'infrastruttura.

***Canali navigabili:*** specifica area del lago adibita alla navigazione.

***Linee elettriche:*** qualunque linea elettrica posta nelle vicinanze del lago.

#### **SEZIONE 4: Idrologia**

Questa sezione è soprattutto utile per quei laghi di cui si conosce poco del loro regime idrologico, delle caratteristiche dell'emissario e delle infrastrutture antropiche presenti sugli immissari in vicinanza dell'immissione a lago. Sicuramente non è possibile ottenere indicazioni definitive e complete riguardo alle variazioni di livello di un lago da una sola singola visita, infatti devono essere raccolte tutte le informazioni possibili riguardo al regime idrologico, soprattutto in associazione agli eventuali usi dell'acqua presenti. In generale, questo metodo, considera che tutte le informazioni relative al lago vadano registrate nel giorno dell'applicazione. Per esempio il fatto che la spiaggia sia visibile o meno, a seconda del livello del lago di quel/i giorno/i, se è presente una linea "di detrito" legata alle fluttuazioni di livello e/o alla presenza recente (rispetto al giorno/i di applicazione) di un evento di piena. Se è possibile, l'ottenere informazioni riguardo al regime idrologico, e/o alle fluttuazioni di livello, per un certo numero di anni (almeno 20), dà una visione completa delle caratteristiche idrologiche del lago e del bacino. Se questo non è possibile, la compilazione di questa sezione durante l'applicazione del metodo, anche se limitata ad una singola volta, può aiutare a stimare tale caratteristica. Valutare se può essere fattibile l'applicazione del metodo in diverse condizioni meteo-climatiche e idrologiche per ottenere ulteriori informazioni sul regime idrologico del lago, qualora non via sia la possibilità di risalire a tali informazioni in altro modo, coinvolgendo ad esempio gli Enti gestori o di controllo della risorsa.

Qui di seguito sono riportate alcune delle caratteristiche idrologiche che sono valutate durante l'applicazione del metodo.

**Tipologia del regime idrologico:** segnare 1) se il lago è naturale inalterato, quindi se non ci sono azioni e/o opere che ne regolano l'andamento, 2) se è naturale ma regolato con livello innalzato o abbassato, cioè se sono presenti infrastrutture che regolano l'andamento del livello, mantenendolo mediamente più alto della media storica del periodo (calcolata prima dell'entrata in funzione della regolazione) o più basso; 3) segnare se si tratta di invaso (corso d'acqua sbarrato da una diga o lago naturale ampliato) o 4) di un corpo idrico artificiale, cioè costruito interamente dall'uomo dove prima non era presente nessun corpo idrico.

**Infrastrutture di gestione della risorsa idrica sugli immissari e sull'emissario:** valutare la presenza di infrastrutture antropiche presenti sia sugli immissari (in prossimità dello sbocco a lago) che sull'emissario, come ad esempio dighe, traverse con paratoie, paratoie semplici, chiuse, traverse, opere per l'estrazione o l'immissione d'acqua, canalizzazioni. Verificare se sono presenti o meno dei passaggi per i pesci su tali infrastrutture. Nella scheda sono da segnalare:

- Sbarramenti (tutte quelle infrastrutture che costituiscono un elevato impedimento al flusso e al trasporto solido quali dighe e traverse con paratoie);
- Paratoie (ostacoli al deflusso ma non fissi, possono essere movimentate, innalzate o abbassate, spesso si trovano da sole, non in concomitanza con traverse);
- Chiuse (ostacoli al deflusso, spesso in corrispondenza di canali navigabili, o anche di canali secondari irrigui, movimentabili);
- Traverse/Soglie (sono strutture di ostacolo al flusso limitatamente al loro innalzamento dal fondo, costituiscono un ostacolo al trasporto solido, sono fisse, spesso si trovano appena a valle di ponti o in prossimità di altre infrastrutture antropiche).

#### **SEZIONE 5: Informazioni sul profilo della colonna d'acqua valutate all'*Index Site* (punto più profondo del lago)**

Si valutano nel periodo di massima stratificazione del lago, indicativamente tra luglio e settembre. Tali informazioni si valutano nel punto più profondo del lago e sono relative alla trasparenza, alla temperatura e all'ossigeno disciolto a diverse profondità, scelte in funzione della massima profondità del lago e delle metodologie di misura e/o campionamento adottate.

Le informazioni raccolte servono per relazionare la percentuale di ossigeno disciolto e la profondità del metalimnio nel periodo di massima stratificazione, da correlare a loro volta con le informazioni



ottenute dai campionamenti dei quattro parametri di qualità biologici. Tali dati non sono sufficienti per uno studio approfondito della termica lacustre, che se possibile deve essere effettuato in altri contesti e con altri metodi.

#### ***5.4 Sedimenti del fondo all'Index Site***

Viene richiesta una conoscenza di massima delle caratteristiche granulometriche del punto più profondo del lago, limitatamente ai laghi poco profondi. Qualora si avessero conoscenze specifiche delle caratteristiche granulometriche del punto più profondo saranno da inserire con le apposite sigle.

### **SEZIONE 6: Controllo di qualità del rilievo in campo**

E' un sezione di verifica finale che tutte le parti della scheda siano state compilate correttamente e in modo completo.

### **SEZIONE 7: Ulteriori commenti**

E' prevista una sezione dove inserire ogni possibile commento e/o difficoltà incontrata nell'applicazione del metodo, particolari specie invasive degne di nota non comprese nell'elenco riportato, caratteristiche fisiche non previste, habitat o pressioni importanti non presenti nella scheda di campo. Tutte le informazioni aggiuntive che vengono inserite in questa sezione possono essere utilizzate per migliorare la scheda di valutazione del metodo, per renderla più attinente e corrispondente alle caratteristiche morfologiche, idrologiche e di habitat, dei laghi italiani, risulta quindi importante far pervenire tutte le osservazioni annotate in questa sezione al responsabile di questo capitolo in modo che possano essere inserite e integrate nella scheda di campo, fino alla sua definitiva definizione

Infine, l'applicazione del LHS ad un corpo idrico lacustre, sia esso un lago o un vaso, porta, attraverso la compilazione di un database dedicato, alla definizione di due indici LHMS (Lake Habitat Modification Score) e LHQA (Lake Habitat Quality Assessment) che rappresentano rispettivamente un'indicazione di alterazione morfologica e un indice di qualità idromorfologica (o di habitat), dell'ambiente indagato, attraverso i quali è possibile effettuare la classificazione morfologica.

Associato al LHS e alle informazioni con esso raccolte, c'è un ulteriore strumento per la definizione della qualità morfologica, che offre anche supporto decisionale per la gestione e il miglioramento dei corpi idrici: il MImAS (Morphological Impact Assessment System) (SNIFFER, 2008b).

All'interno del MImAS vengono inserite tutte le informazioni registrate nella scheda di applicazione (Appendice A) e tutti i parametri morfologici riportati da questo documento. Le informazioni inserite in questo strumento di supporto decisionale vengono elaborate e incrociate tra loro, attraverso un'analisi di sensitività, e vengono restituite, insieme alle condizioni di qualità dell'ambiente lacustre indagato, anche le percentuali di rischio di non conseguire gli obiettivi di qualità richiesti e i parametri maggiormente responsabili di tale rischio.

Se necessari, per la preparazione all'applicazione del metodo possono essere predisposti dei corsi di formazione specifici; verranno forniti gratuitamente agli Enti Istituzionali incaricati dell'analisi idromorfologica dei corpi idrici lacustri, appena pronti, sia il database associato al LHS sia il MImAS scaricandoli direttamente dal sito web del CNR-Istituto per lo Studio degli Ecosistemi.

## **8.5. Definizione delle condizioni di riferimento**

Le condizioni di riferimento alle quali riferirsi nella valutazione dello stato di qualità dei corpi idrici lacustri sono indicate dal Documento n. 10 del CIS (EC, 2003 b) e vengono identificate con condizioni indisturbate, o eventualmente con condizioni nelle quali la presenza di un disturbo non è percepibile, o al massimo è ben sopportata dall'ecosistema lacustre. Con il termine "disturbo" si intende una qualunque pressione antropica nei confronti degli elementi di qualità che crei su di essi un impatto. Le condizioni di riferimento devono essere espresse come intervalli di valori, così da poter comprendere la variabilità naturale degli ecosistemi lacustri. Da esse sarà possibile derivare la definizione degli elementi di qualità biologica necessari per la classificazione dello stato ecologico del corpo idrico.

Le condizioni di riferimento sono stabilite per ogni tipo specifico lacustre, se possibile, attraverso la valutazione delle condizioni abiotiche indisturbate, ovvero, utilizzando la valutazione dei parametri idromorfologici e fisici, relativa ad assenza di impatti o con impatti molto limitati.

Fermo restando quanto già definito nel documento pubblicato sul Notiziario IRSA (Tartari *et al.*, 2008) e recante *Criteri per l'individuazione dei siti/ambienti di riferimento dei corpi idrici lacustri secondo la Direttiva 2000/60/EC*, la valutazione delle condizioni di riferimento dovrà anche essere effettuata attraverso l'analisi delle pressioni e degli impatti e della caratterizzazione idromorfologica. Inoltre, è possibile utilizzare la valutazione del MImAS per definire se il corpo idrico può essere inserito nella categoria ascrivibile a quella di riferimento, nel momento in cui si

ottiene lo stato elevato per ogni parametro indagato.

Ad oggi, sono definiti i siti di riferimento per ogni tipologia lacustre italiana, solo secondo il documento sopra citato, ma sarebbe necessario verificare tale condizione, anche da un punto di vista idromorfologico. Questo potrà essere possibile dopo l'applicazione del metodo idromorfologico e del MimAS al maggior numero di corpi lacustri italiani.

## 8.6. Conclusioni

L'applicabilità del metodo LHS alla realtà italiana è stata verificata anche grazie al progetto LIFE08 ENV/IT/00413 INHABIT (Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes) ed è quindi possibile procedere con la sua applicazione su ogni tipologia lacustre. Ulteriori verifiche e approfondimenti saranno comunque effettuati, rispetto soprattutto all'utilizzo delle informazioni raccolte che possono essere utili per la predisposizione di misure di miglioramento e mitigazione per il raggiungimento degli obiettivi di qualità previsti dalla normativa, all'interno dei piani di bacino.

## 8.7. Bibliografia

- Adrian R., M. O'Reilly C.M., Zagarese H., Baines S.B., Hessen D.O., Keller W., David M. Livingstone D.M., Sommaruga R., Straile D., Van Donk E., Weyhenmeyer G.A.,k and Winderl M..2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnol Oceanogr.* 54(6 part 2), 2283-2297
- APAT 2005. La realizzazione in Italia del progetto europeo Corine Land Cover 2000. Rapporti 36/2005: 86 pp.
- Bertoni R., 2006. Laghi e Scienza introduzione alla limnologia – ARACNE (Roma): 262 pp
- Celesti-Grapow L., Pretto F., Brundu G., Carli E. and Blasi C. 2009. Plant invasion in Italy – an overview. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Direzione Protezione della Natura. Palombi & Partner Srl, Roma.
- CEN TC 230/WG 2/TG5 N62, Water quality — Guidance standard on determining the degree of modification of river hydromorphology
- CEN/TC 230 n 607 NWIP - in prep.– Working Document – Water quality – Guidance standard on assessing the hydromorphological feature of lakes
- CIS GuidanceDocument.2003.<http://www.waterframeworkdirective.wdd.moa.gov.cy/guidance.html>
- Eggleton, F.E. 1931. A limnological study of the profundal bottom fauna of certain fresh-water lakes. *Ecol. Monogr.*, 1: 231-331.

- Ekman, S. 1915. Die Bodenfauna des Vättern, qualitativ und quantitativ untersucht. *Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr.*, 7: 146-204.
- EN 16039: 2011. Water quality – Guidance standard on assessing the hydromorphological features of lakes
- European Commission. 2003a. - Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies, Working Group 2.2, CIS Guidance Document, 4: 118 pp.
- European Commission. 2003b. - Rivers and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems, Working Group 2.3, CIS Guidance Document, 10: 78 pp.
- Filatov, N. & Heinonen, P. (Eds.). 1997. Results of the Finnish-Russian Joint Study of the Lakes Onega, Ladoga and Saimaa Conducted in the Summer of 1990. *The Finnish Environment. International Cooperation* 105, 97p. ISBN 952-11-0131-8, ISSN 1238-7312.
- Heinonen, P., Ziglio, G. & Van der Beken, A. (Eds.). 2000. *Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring*. John Wiley & Sons, Ltd. Chichester. ISBN 0-471-89988-7. 372 p.
- Herve, S., 2000. Chemical Variables in Lake Monitoring. In: *Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring* (Eds. Heinonen, P., Ziglio, G. & Van der Beken, A.). John Wiley & Sons, Ltd. Chichester. ISBN 0-471-89988-7. 41-54.
- Hutchinson, G.E., 1957. *A Treatise on Limnology, Volume I: Geography, Physics, and Chemistry*, John Wiley & Sons, New York.
- Hutchinson, G. E. 1967. *A treatise on limnology. III. Limnological botany*. J.Wiley & Sons, New York, 660 pp.
- Hutter, K., Y. Wang & I.P. Chubarenko. 2011. *Physics of Lakes Vol. 1. Foundation of the Mathematical and Physical Background*. ISBN 9783642151774. Springer, Berlin: 434 pp.
- Jørgensen, S.E. & H. Löffler. 1990. *Guidelines of lake management*. International Lake Environment Committee, United Nations Environmental Programme: 167 pp.
- Lenz, F. 1928. Zur Terminologie der Limnischen zonation. *Arch. Hydrobiol.*, 19: 748-757.
- Livingstone D.M. 2008. Review Paper. A Change of Climate Provokes a Change of Paradigm: Taking Leave of Two Tacit Assumptions about Physical Lake Forcing. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 93. (4–5) 404–414.
- Lundbeck, J. 1926. Die Bodentierwelt norddeutscher Seen. *Arch. Hydrobiol.*, Supp. 7: 473 pp.
- Naumann, E.. 1931. Limnologische Terminologie. In: Abderhalden, E. (Ed.), *Handbuck der Biologischen Arbeitsmethoden*. Abt. IX, Berlin & Wein: 776 pp.
- N/ECE Working Group on Monitoring and Assessment - Guidelines on Monitoring and Assessment of Transboundary and International Lakes. Part B: Technical guidelines - Finnish Environment Institute. Helsinki 2003.
- Registro Italiano Dighe, 2008. <http://www.registroitalianodighe.it/mappa.html> (cercare per provincia)
- Russo M., C. Fornaciari, E. Di Loreto & L. Liperi. 1998. Norme tecniche per la raccolta e l'elaborazione dei dati idrometeorologici, Parte II – Dati idrometrici. Presidenza del Consiglio dei Ministri Dipartimento per i Servizi Tecnici Nazionali – *Servizio Idrografico e Mareografico Nazionale. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato* - pp 74.
- Ruttner, F. 1940. *Grundriss der Limnologie*. Gruyler, Berlin: 332 pp.
- Sernander, R. 1917. De Nordeuropeiska Hafvens Växtregioner. *Svensk. bot. Tidskr.*, 11: 72-124.

- Sheldon R.B & Boylen C. W., 1977. Maximum Depth Inhabited by Aquatic Vascular Plants. *American Midland Naturalist* Vol. 97, No. 1, pp. 248-254.
- SNIFFER, 2008a. Lake Habitat Survey in the united kingdom FIELD SURVEY GUIDANCE MANUAL. © SNIFFER 2008 ([www.sniffer.org.uk](http://www.sniffer.org.uk)).
- SNIFFER, 2008b. Development of Lake-MImAS as a decision-support tool for managing hydromorphological alterations to lakes. © SNIFFER 2008 ([www.sniffer.org.uk](http://www.sniffer.org.uk)).
- Tartari G., Marchetto A., Buzzi F., Pagnotta R., Barbiero G. 2008. Criteri per l'individuazione dei siti/ambienti di riferimento dei corpi idrici lacustri secondo la Direttiva 2000/60/EC. *Notiziario dei metodi analitici IRSA N. speciale* (2008) ISSN:1974-8345: 70-84.
- Thienemann, A.1925. Die Binnengewässer Mitteleuropas. *Binnengewässer*, 1: 255 pp.
- Thomasson, H. 1925. Methoden zur Untersuchung der Mikrophyten der limneschen Litoral-und Profundalzone. *Handbuch der Biologischen Arbeitsmethoden*, Abt. IX: 681-712.
- Water Framework Directive (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* L327/1-72 (22.12.2000).
- Wetzel, W.B.G. 1975. *Limnology*. Saunders Co., Philadelphia: 743 pp
- Wetzel. R.G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*, 3rd edition. Academic Press. ISBN 012744601. 850 p.

## **APPENDICE A - LHS SCHEDA APPLICATIVA**

# LAKE HABITAT SURVEY (LHS)

Nome del Lago :

Codice lago (decodifica nazionale):

Data:

Appl. n.

## 1. INFORMAZIONI GENERALI

**1.1 INFORMAZIONI DI BASE (utilizzare fonti disponibili (es. database Regionali o ARPA) e mappe topografiche in scala appropriata (es. Carta Tecnica Regionale scala1 : 10'000)**

Massima profondità (m)		Profondità media (m)	
Perimetro del lago (inc. isole) (km)		Altitudine del lago (m s.l.m.)	
Superficie del lago (km <sup>2</sup> )		Area del Bacino imbrifero (km <sup>2</sup> )	
Superficie totale degli invasi nel bacino a monte (%)		Uso intensivo del suolo nel bacino a monte (%)	
Tipologia geologica del lago [cerchiare]:	Torba, Bassa Alcalinità, Media Alcalinità, Elevata Alcalinità, Marna, Salmastro		
Origine del lago [se nota] [cerchiare]:	RV, RC, KH, <b>FG</b> , GD, DP, FV, WW, BS, CW, <b>VL, LL</b> , IW, EH, ED, BP, OT		
Il livello del lago è regolato e/o gestito [cerchiare]:	Sì, No, Non noto [se 'sì' o 'non noto' fare particolare attenzione alla Sezione 4]		
Caratteristiche geologiche del bacino imbrifero [cerchiare]:	Siliceo, Calcereo, Organico, Misto (cerchiare le componenti se misto)		
Copertura del suolo dominante nel bacino imbrifero [cerchiare]:	NV, BL, BP, CW, <b>PP</b> , SH, WL, OW, MH, RP, IG, TH, RD, TL, OR, IL, AW, PG, SU		
Categorie di protezione in cui può ricadere il lago [cerchiare]:	DH, SAC, SPA, NNR, SSSI/ASSI, LNR, PR, AM, ANPIL, Siti Ramsar, Altro (specificare nella Sezione 7)		

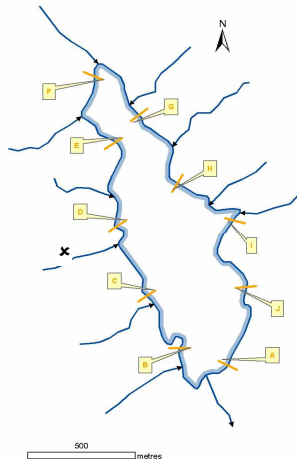
### SEGNARE SULLA MAPPA

A,B,C,D etc = posizione di ogni Hab-Plot

L = posizione iniziale della barca (se si usa una barca)

\* = Index Site (punto più profondo del lago)

Tracciare il perimetro del lago nello spazio sottostante o annotare direttamente su una carta topografica in scala o su una fotografia aerea. [Allegare alla scheda](#) (mappa topografica es. 1:10'000)



## 1.2 DETTAGLI DELL'INDAGINE (riempire all'inizio e alla fine dell'applicazione)

Nome dell'Osservatore(i):

LHS Numero di accreditamento:

Ente:

Metodo di indagine (cerchiare): Barca /Riva

Tempo impiegato per l'applicazione:

Condizioni sfavorevoli durante l'indagine? (   segnare se sì e specificare):

## 1.3 POSIZIONE degli HAB-PLOT (se necessitano più di 10 Hab-Plots utilizzare una o più schede aggiuntive)

Registrare le coordinate di ciascun Hab-Plot secondo il sistema ETRS89 (IGM95 UTM 32) e le coordinate GPS per il punto di partenza (L)

	Punto di inizio (L)																			
A											F									
B											G									
C											H									
D											I									
E											J									

**1.4 FOTOGRAFIE** (Farne **DUE** per rappresentare le caratteristiche del lago e **UNA** per ciascun Hab-Plot)

**2. CARATTERISTICHE DEGLI HAB-PLOT** (valutate per ciascuno dei 10 Hab-Plot equidistanti e per una fascia di indagine larga 15 m)

Hab-Plot ID: A B C D E F G H I J

**2.1 ZONA RIPARIA** (15 m x 15 m di area di osservazione, dal bank top (dall'argine) verso terra)

Stima della copertura vegetale per questa area (0 (0%), ✓ (>0-1%), 1 (>1-10%), 2 (>10-40%), 3 (>40-75%), 4 (>75%))

STRATI DI VEGETAZIONE	ALTEZZA	> 5 m	Alberi con diametro ≥ 0.3 m (cerchiare se malati/danneggiati) Alberi con diametro < 0.3 m (cerchiare se malati/danneggiati)																
		0.5 – 5 m	Arbusti legnosi e giovani alberi (cerchiare se malati/danneggiati) Erbe alte e prati																
		< 0.5 m	Arbusti legnosi e giovani piante Erbe, prati, briofite																
		ALTRO	Acque stagnanti o vegetazione sommersa Terreno nudo Artificiale																
Uso del suolo dominante all'interno della zona riparia (NV, BL, BP, CW, CP, SH, OR, MH, RP, IG, TH, OW, AW, RD, TL, IL, PG, SU, WL (cerchiare se letto di giunchi) Indicare presenza specie aliene (JK, BD, RP, AA, LP, BP, Ru, AP, SA, HJ, OF, CE, CG, PP, NN, VR, DS, AN, AF, AZ, AB, PL, TF, GH, HB, RC)																			
Estensione delle specie aliene (0 (0%), ✓ (>0-1%), 1 (>1-10%), 2 (>10-40%), 3 (>40-75%), 4 (>75%))																			
Caratteristiche del bank top (sommità della sponda) (No=Nessuna, NV=Non Visibile, BE=Rocchia, BO=Massi, BC=Spiaggia affiorante, DU=Dune, QB=argini smossi, OT=Altro)																			
Qualunque affluente/fluvo entro 50 m dall' Hab-Plot? (No=No, NV=Non Visibile, S=Corso d'acqua, F=Flusso, SF=Entrambi)																			
Massima lunghezza del Fetch (0=<0.5km, 1=>0.5-1km, 2=>1-2km, 3=>2-4km, 4=4-8km, 5=>8km)																			

**2.2 Riva esposta** (da valutare su un area larga 15 m e di lunghezza variabile tra il bank top e il bagnasciuga)

SPONDA (inclusi i massi di protezione) Presenza della sponda (NV=Non Visibile, NO=No, YE=Si)																		
Altezza della sponda (m) (stimare al metro più vicino, o a 0.1 m se sponda < 1 m)																		
Angolo (GE=Lieve (5-30°), SL=Inclinato (>30-75°), VE=verticale (>75°), UN=sottoscavato)																		
Materiale predominante della sponda (NV, BE, BO, CO, GP, GS, SA, SI, EA, DI, PE, CL, CC, SP, WP, GA, BR, RR, TD, FA, BI, OT) cerchiare se compatto o cementato																		
Modifiche della sponda (NO, NV, RS, RI, PC, EM, DM, OT - cerchiare RI se è anche Risezionata)																		
Copertura vegetazionale della sponda (0 (0%), ✓ (>0-1%), 1 (>1-10%), 2 (>10-40%), 3 (>40-75%), 4 (>75%))																		
Struttura della vegetazione della sponda (NO=No, TA=>5 m, ME=(0.5-5 m), SH(<0.5 m), or MI=(Misto, cerchiare se alberi > 5 m)																		
Erosione della sponda (0 (0%), ✓ (>0-1%), 1 (>1-10%), 2 (>10-40%), 3 (>40-75%), 4 (>75%)) (cerchiare se l'erosione in origine è organogena)																		
SPIAGGIA Presenza di spiaggia (NO=No, YE=Si)																		
Larghezza della spiaggia (m) (stimare al metro più vicino)																		
Pendenza (HO=quasi orizzontale, GE=lieve (5-30°), SL=inclinata (>30-75°), VE=verticale (>75°))																		
Materiale predominante di costituzione della sponda (NV, BE, BO, CO, GP, GS, SA, SI, EA, DI, PE, CL, MA, CC, SP, WP, GA, BR, RR, TD, FA, BI, OT)																		
*completare se la sponda e la riva esposta sono assenti cerchiare se compattata o cementata																		
Tessitura del materiale della spiaggia. Stima della copertura di ciascuna classe granulometrica secondo i gruppi percentuali: 0 (0%), ✓ (>0-1%), 1 (>1-10%), 2 (>10-40%), 3 (>40-75%), 4 (>75%)												Rocchia						
Cerchiare la classe limo/argilla se c'è una significativa presenza di materiale organico (NB torba & marna sono formazioni non tessiturali)												Massi (> 256 mm)						
												Ciotoli (> 64 mm - 256 mm)						
												Ghiaia (> 2 mm - 64 mm)						
												Sabbia (≥ 0.063 mm - 2 mm)						
												Limo/argilla (< 0.063 mm)						
Modifiche della spiaggia (NO, NV, RS, RI, PC, EM, DM, OT - cerchiare RI se è anche risezionata)																		
Copertura vegetazionale della spiaggia (0 (0%), ✓ (>0-1%), 1 (>1-10%), 2 (>10-40%), 3 (>40-75%), 4 (>75%))																		
Struttura della vegetazione della spiaggia (NO=No, TA=>5 m, ME=(0.5-5 m), SH=<0.5 m) or MI=Misto (cerchiare MI se alberi > 5 m)																		
Segnali di squilibrio erosivo o deposizionale (NO=No, AL=Erosione attiva, AG=Ripascimento attivo)																		
Altezza dall'acqua al limite superiore della linea di detrito* (al minimo 0.1 m, NO=nessuno, NV=Non visibile)																		



Hab-Plot ID:		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
<b>2.3 ZONA LITORALE (area di dimensioni 15 m x 10 m che si estende dal bagnasciuga alla barca)</b>											
Distanza tra la barca e il bagnasciuga (m) (10 m o la max profondità guadabile / min punto di approdo)											
Profondità al punto di posizione della barca (m) (10 m al largo o nel massimo punto guadabile)											
Substrato litorale predominante (NV, BE, BO, CO, GP, GS, SA, SI, CL, EA, PE, MA, CC, SP, WP, GA, BR, RR, TD, FA, BI, OT) Cerc.se comp											
Tessitura del materiale della zona litorale. Stima della copertura di ciascuna classe granulometrica secondo i gruppi percentuali: 0 (0%), ✓ (>0-1%), 1 (>1-10%), 2 (>10-40%), 3 (>40-75%), 4 (>75%)  <b>Cerchiare la classe limo/argilla se c'è una significativa presenza di materiale organico (NB torba &amp; marna sono formazioni non tessiturali)</b>	Roccia										
	Massi (> 256 mm)										
	Ciottoli (> 64 - 256 mm)										
	Ghiaia (> 2 - 64 mm)										
	Sabbia (≥ 0.063- 2 mm)										
Limo/argilla (< 0.063 mm)											
Profondità dell'acqua al confine tra sedimento grossolano e fine (se il passaggio non è evidente segnare NO)											
Recente sedimentazione sopra il substrato naturale? (NV, NO, BO, CO, GP, SA, SI, EA, PE, CL, MA)											
<b>CARATTERISTICHE DELL'HABITAT LITORALE Stima della copertura areale (0 (0%), ✓ (&gt;0-1%), 1 (&gt;1-10%), 2 (&gt;10-40%), 3 (&gt;40-75%), 4 (&gt;75%))</b>											
Radici esposte sott'acqua											
Detriti legnosi (cerchiare se prevalentemente > 0.3 m di diametro)											
Vegetazione sporgente vicino alla superficie dell'acqua (< 1 m al di sopra)											
Rocce franate sporgenti o appuntite (YE = Sì, NO = Nessuna)											
<b>Struttura della vegetazione Stima della copertura areale (0 (0%), ✓ (&gt;0-1%), 1 (&gt;1-10%), 2 (&gt;10-40%), 3 (&gt;40-75%), 4 (&gt;75%))</b>											
Epatiche/muschi/licheni											
Canneti/cariceti											
Idrofite emergenti (es. <i>Sparganium angustifolium</i> )											
Flottanti-radiccate (piante acquatiche galleggianti e radicate)											
Flottanti libere (piante acquatiche galleggianti)											
Sommerse a foglia larga (es. <i>Potamogeton lucens</i> )											
Sommerse a foglia corta e rigida (es. <i>Isoetes lacustris</i> , <i>Ceratophyllum demersum</i> )											
Sommerse a foglia lineare o filiforme (es. <i>Vallisneria spiralis</i> , <i>Potamogeton filiformis</i> )											
Sommerse a candelabro (es. Charophyceae - cerchiare se formanti praterie)											
Alghe filamentose (Conjugate, es. Spirogira)											
Alghe Fitobentoniche											
Alghe marine											
Copertura in percentuale di volume (PVI) (0 (0%), ✓ (>0-1%), 1 (>1-10%), 2 (>10-40%), 3 (>40-75%), 4 (>75%))											
Piante acquatiche non solo in zona litorale (YE = Sì, NO = No)											
Indicare presenza di specie introdotte degne di nota (vedere chiave applicativa) * se animali o pesci usare OT											
Patina superficiale (NO=Nessuno, SC=Schiuma, AM=tappeto di alghe, OL=olio, OT=altro)											
<b>2.4 PRESSIONI ANTROPICHE (da valutare per l'intero plot) NO=No, ✓ (tick) se presente, B = dietro o adiacente alla zona di indagine (per una area di 50m di raggio)</b>											
<b>Qualunque altra pressione o commento per questa sezione</b> (indicare a quale Hab-Plot ci si riferisce)	Attività commerciali										
	Zone residenziali										
	Strade o ferrovie										
	Strade non asfaltate o sentieri										
	Parchi e giardini										
	Campeggi										
	Cave, miniere, estrazioni di torba										
	Piantagioni di conifere/pioppeti										
	Terreni coltivati (arabili)										
	Frutteti										
	Pascoli dove sta crescendo la vegetazione (cerc. se c'è pascolo)										
	Altri terreni a pascolo (cerchiare se c'è pascolo)										
	<i>darsene, porti o porti turistici*</i>										
	Opere di ingegneria classica sulle sponde										
	Opere di ingegneria naturalistica sulle sponde										
	Strutture di controllo dei flussi e della sedimentazione										
	Palafitte										
	Scarichi e prelievi										
	Opere di contenimento delle piene / arginature										
	Avanzamento della linea di costa										
Scarico rifiuti											
Estrazione di sedimenti											
Strutture flottanti o fisse (incluse le gabbie per l'acquacultura)											
Biomaniolazione (taglio macrofite, introduzione pesce, ecc.)											
Ormeggi											
Usi ricreativi (moderati/ Intensivi o più)											

**3. VALUTAZIONE SULL'INTERO LAGO** (consultare una mappa topografica a larga scala, es. 1:25'000 e, se possibile utilizzare anche fotografie aeree recenti)

**3.1 CARATTERISTICHE DEL PERIMETRO DEL LAGO** Completare in due zone, la prima da 10 m all'interno della zona litorale a 15 m verso terra al limite della sponda (es. lunghezza dell' Hab-Plot), la seconda da 15m a 50 m verso terra, al di là della sponda (zona extra-riparia)

Completare la tabella per entrambe le zone attraverso l'osservazione dalla barca (navigando tra un Hab-Plot e l'altro) O osservando il perimetro visibile dagli Hab-Plot, se da riva. Osservare progressivamente tra un Hab-Plots e l'altro A, B, C, etc. Osservare il 100% se possibile, altrimenti almeno il 75%. **SEGNARE SULLA MAPPA DISEGNATA O SULLA MAPPA TOPOGRAFICA o FOTOGRAFIA AEREA ALLEGATA, IL LIMITE DI TUTTE LE SEZIONI**

**ESTENSIONE DI TRATTI DI PERIMETRO DEL LAGO DOVE PRESENTI (O COMPROMESSE DA) PRESSIONI O USO DEL SUOLO**  
 Stimare l'estensione (0 (0%), ✓ (>0-1%), 1 (>1-10%), 2 (>10-40%), 3 (>40-75%), 4 (>75%). Cerchiare se si conosce una 'criticità' nella zona.

Numero del tratto di perimetro		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10						
Cerchiare l'opzione usata	Barca: osservazione tra gli Hab-Plots	A-B	B-C	C-D	D-E	E-F	F-G	G-H	H-I	I-J	J-A						
	Riva: osservazione dagli Hab-Plots	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J						
Nuova posizione di osservazione (se richiesto)																	
Sezione come % della costa*																	
% costa (0-15 e 15-50 m)		15	50	15	50	15	50	15	50	15	50	15	50	15	50	15	50

Pressioni su sponda / zona litorale	Strutture di immagazzinamento/raccolta <i>banchine, porti o imbarcaderi*</i>																	
	Opere di ingegneria classica (chiuse)																	
	Opere di ingegneria classica (aperte)																	
	Opere di ingegneria naturalistica																	
	Opere di controllo del flusso e dei sedimenti																	
	Strutture a pali (palificate)																	
	Strutture galleggianti o ancorate																	
	Ormecci (Boe) (elevata densità)																	
	Scarichi & Prelievi																	
	Opere di contenimento delle piene / arginature																	
	Avanzamento della linea di costa																	
	Scarico rifiuti																	
	Estrazione di sedimenti																	
	Spiagge attrezzate																	
Erosione della sponda																		

Pressioni dell'uso del suolo nella zona riparia	Attività commerciali																	
	Aree residenziali																	
	Strade, ferrovie, sentieri																	
	Strade aperte e piste ciclabili																	
	Parchi e giardini (golf)																	
	Campeggi																	
	Attività ricreative/educative																	
	Cave o miniere																	
	Pioppeti																	
	Evidenza di recenti disboscamenti																	
	Terreni coltivati																	
	Pascoli/prati coltivati																	
Suolo smosso (calpestato)																		
Frutteti																		

Habitat di zone umide	Canneto																	
	Piante che vivono in aree umide																	
	Palude																	
	Marcite o Acquistri																	
	Tappeto di vegetazione galleggiante																	
Altro																		

Altri Habitat	Boschi di latifoglie/ Boschi di conifere																	
	Piantagione di latifoglie o mista (ceduo intensivo)																	
	Pioppeti																	
	Arbusti e cespugli																	
	Brughiere/Terre incolte																	
	Acque aperte																	
	Prati naturali																	
Erbe alte/vegetazione rigogliosa																		
Roccia, detriti o dune																		

### 3.2 ATTIVITÀ SUL LAGO/PRESSIONI

Dove indicato:

**P:** ✓ (tick) se è presente ed è nota, cerchiare se è direttamente osservata; %: Stima della copertura areale della pressione/opera almeno per il 5%

**E:** ✓ (tick) se la pressione sembra essere estesa (impatta per >30% dell'area del lago o della linea di costa, dove applicabile)

**I:** ✓ (tick) se la pressione sembra essere concentrata (elevata concentrazione di una attività sopra un'area nella quale si capita) riferirsi al manuale per ulteriori dettagli





	P	%		P	E	I		P
Ponti			Attività con barche a motore				Ripopolamento (pesce)	
Strade rialzate			Attività con barche a remi				Canali navigabili	
Acquacultura			Pesca con l'amo dalla barca				Attività militari	
Pesca commerciale (reti/trappole)			Pesca con l'amo dalla riva				Linee elettriche	
Estrazione di sedimenti/dragaggi			Attività ricreative senza barca/nuoto				Attività chimiche	
Scarico sedimenti e materiale inerte			Caccia uccelli di palude e caccia				Patina superficiale	
Manipolazione di macrofite			Introduzione di specie (specificato sotto)				Rifiuti	
<b>Stima riassuntiva dell'intensità globale delle pressioni ricreative, educative e/o nautiche sul lago</b>								
0 = Trascurabile, 1 = Minimo, 2 = Moderato, 3 = Elevato								

### 3.3 CARATTERISTICHE FISICHE DEL TERRITORIO

Stima dell'estensione in % rispetto alla superficie del lago (0 (0%), ✓ (>0-1%), 1 (>1-10%), 2 (>10-40%), 3 (>40-75%), 4 (>75%))

Isole vegetate (non deltizie)		Depositi deltizi sovralluvionali vegetati		Delta ghiaiosi non vegetati	
Isole non vegetate (non deltizie)		Isole stabili vegetate (deltizie)		Delta sabbiosi/limosi/argillosi non vegetati	
<b>Altro</b>					

### 3.4 Geometria dell'emissario (dettagli da registrare sulle caratteristiche dell'emissario)

Forma dell'emissario (✓segnare nel box corrispondente)	   	Larghezza del canale bagnato nella sezione più vicina (stimare al metro più vicino) _____ (m)
Registrare coordinate GPS dell'emissario		Registrare opere di ingegneria all'emissario

## 4. Idrologia (valutazione delle modificazioni di fatto del regime idrologico sull'intero lago – NB l'emissario del lago è un fattore chiave)

<b>Principali usi</b> (cerchiare)	Nessuno / Idroelettrico / Approvvigionamento idropotabile / Laminazione / Navigazione / Ricreativo / Altro (specificare)
<b>Tipologia del regime idrologico</b> (cerchiare)	Naturale (non modificato) / Naturale (livello innalzato) / Naturale (livello abbassato) / Invaso / Lago artificiale / laghi di cava
<b>Gestione del livello dell'acqua all'emissario</b>	(✓segnare) Gestito attivamente <input type="checkbox"/> Controllo passivo <input type="checkbox"/> Prelievi <input type="checkbox"/>
<b>Altezza del livello innalzato o abbassato</b> (✓segnare)	No <input type="checkbox"/> 0–0.5 m <input type="checkbox"/> >0.5–1 m <input type="checkbox"/> >1–1.5 <input type="checkbox"/> >1.5–3 m <input type="checkbox"/> >3–5 m <input type="checkbox"/> > 5 m <input type="checkbox"/>
<b>Altezza delle infrastrutture di controllo dal fondo</b>	
<b>Età e condizione delle infrastrutture di controllo</b>	(✓segnare) ≤ 10 anni (in funzione) <input type="checkbox"/> > 10 anni (in funzione) <input type="checkbox"/> ≤ 10 anni (in disuso) <input type="checkbox"/> > 50 anni (in disuso) <input type="checkbox"/>
Evidenza di significative deviazioni di flusso (es. <b>Prelievi d'acqua</b> ) nel/fuori dal bacino? (cerchiare)	No / nel/ fuori da / Incerto
Ci sono prove dell'influenza delle maree sul livello del lago? (cerchiare)	No / Sì / Incerto

**Infrastrutture di gestione della risorsa idrica** (in generale ciascun tipo nelle caselle riportate).

Dove possibile, indicare se sono presenti in aree critiche. Segnare la posizione di ciascuna infrastruttura sulla mappa o sulla cartina topografica.

Immissari	Diga o traversa senza scala di risalita per i pesci	Sbarramenti (Dighe/Traverse con paratoie)	Traverse/Soglie
	Diga o traversa con la scala di risalita per i pesci	Paratoie semplici	Scarichi
	Corsi d'acqua canalizzati	Chiuse	Immissioni
Emissario	Diga o traversa senza scala di risalita per i pesci	Sbarramenti (Dighe/Traverse con paratoie)	Traverse/Soglie
	Diga o traversa con la scala di risalita per i pesci	Paratoie semplici	Scarichi
	Corsi d'acqua canalizzati	Chiuse	Immissioni
<b>Altro</b>			

## 5. INFORMAZIONI SUL PROFILO DELLA COLONNA D'ACQUA VALUTATE ALL'INDEX SITE (punto di massima profondità)

*Registrare le coordinate GPS per l'Index Site*

### 5.1 CARATTERISTICHE DELL'ACQUA E DELLA TRASPARENZA ALL'INDEX SITE

Profondità dell'acqua all'Index Site (m)	Film superficiale (cerchiare):	No / Schiuma / Tappeto di alghe / Olio / Altro (specificare)
	Odore (cerchiare):	No / Zolfo / Fognatura / Olio / Scarico chimico / Altro (specificare)

### 5.2 DISCO DI SECCHI TRASPARENZA

Trasparenza al fondo (cerchiare)    Si / No	Profondità di scomparsa del disco (m)
	Profondità di ricomparsa del disco (m)

### 5.3 OSSIGENO DISCIOLTO E PROFILO DI TEMPERATURA (Luglio-Settembre SOLAMENTE)

*Misure a diverse profondità, scelte in funzione delle metodologie adottate e della massima profondità del lago*

Profondità (m)	O <sub>2</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	Temp (°C)	Metalimnio (T,B)		Profondità (m)	O <sub>2</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	Temp (°C)	Metalimnio (T,B)
Superficie								
					Superficie (replica)			

**Confermare che la replica della lettura dell' O<sub>2</sub> è entro ± 0.5 mg l<sup>-1</sup> della lettura iniziale in superficie** (Si / No)

Metalimnio (T, B): trovare la posizione del metalimnio, cioè la zona all'interno del profilo di temperatura dell'acqua dove la temperatura cambia di 1°C o più ogni m di profondità. Indicare la profondità del punto più alto del metalimnio con una "T", e del punto più basso del metalimnio (quando il cambiamento diventa inferiore di 1°C per m) con una "B". Dopo aver incontrato il metalimnio, fare una lettura ogni 1 m fino a che non si è raggiunto il punto più basso del metalimnio.

### 5.4 SEDIMENTI DEL FONDO ALL' INDEX SITE – Campionamento draga/carota

Substrato profondo predominante o sedimenti del fondo al largo, in laghi poco profondi (NV,BE,BO,CO,GP,GS,SA,SI,CL, EA,PE,MA, OT) cerchiare se compattato

Componenti del substrato litorale (completare se possibile osservando - altrimenti lasciare vuoto). Stimare la copertura di ciascuna classe granulometrica nelle fasce percentuali: 0 (0%), ✓ (>0-1%), 1 (>1-10%), 2 (>10-40%), 3 (>40-75%), 4 (>75%)  <b>Cerchiare la voce limo/argilla se c'è una significativa presenza di materiale organico</b> <i>(NB torba &amp; marna sono formazioni non tessiturali)</i>	Roccia  Massi (> 256 mm)  Ciottoli (> 64 mm - 256 mm)  Ghiaia (> 2 mm - 64 mm)  Sabbia (≥ 0.063 mm - 2 mm)  Limo/argilla (< 0.063 mm)
Ci sono radici di macrofite sul fondo del lago all'Index Site (cerchiare la risposta)	Si / No

## 6. CONTROLLO DI QUALITÀ DEL RILIEVO IN CAMPO (✓segnare le caselle per confermare il controllo, spiegare nella Sezione 7 se necessario)

- ★ Sono state prese due o più fotografie del sito e una per ciascun Hab-Plot?
- ★ E' stato inserito il nome del lago, secondo il database nazionale, data e visista alla pagina 1?
- ★ E' stato fatto uno schizzo del lago alla pagina 1 (o si è provveduto con una fotocopia di una mappa topografica)?
- ★ Sono stati completati i dati di base (dalle informazioni del database dei laghi italiani) alla pagina 1?
- ★ E' stato inserito il 'tempo di applicazione' (Sezione 1.2) alla pagina 1?
- ★ Sono stati completati tutti i 10 Hab-Plots, inclusi le localizzazioni GPS (Sezioni 1.3 – 2.4)?
- ★ E' stato osservato almeno il 75% della linea di costa (Sezione 3.1) alla pagina 4?
- ★ E' stato completato il rilievo sull'intero lago (Sezione 3.2), attività, caratteristiche del territorio, emissario, pag 5?
- ★ E' stata completata la sezione di idrologia (Sezione 4) alla pagina 5 rispondendo a tutte le domande?
- ★ Se è stato possibile utilizzare una barca, sono state completate tutte le informazioni richieste all' index site (Sezione 5) alla pagina 6?
- ★ Ci sono state avverse condizioni durante l'applicazione che possono aver compromesso il risultati del rilievo? Se si, spiegare nella Sezione 7?

## 7. ULTERIORI COMMENTI

*Utilizzare questa sezione per descrivere qualunque "incidenza" di 'OT= Altro', dove non è stato previsto sufficiente spazio nelle sezioni. Indicare ogni fattore aggiuntivo che potrebbe direttamente o indirettamente influenzare la morfologia del lago o la qualità dell' habitat. Inoltre includere generali commenti sull'applicazione, e problemi incontrati durante il rilievo; così come dettagliare eventuali errori riscontrati nel database dei laghi italiani.*

*Inserire, inoltre ogni elemento o specie non previste negli elenchi riportati nella scheda, in particolare l'estensione delle specie invasive nella zona litorale (usare % come nella zona riparia).*

## APPENDICE B: CHIAVE APPLICATIVA

Lake Habitat Survey (LHS) : chiave applicativa			
<b>CODICI PER LE ABBREVIAZIONI (SEZIONI 1 E 2)</b>			
<p>CODICE LAGO - CODIFICA NAZIONALE</p> <p>Codice corpo idrico</p>			
	TIPOLOGIE DI USO DEL SUOLO SEZIONE 1.1 & SEZIONE 2.1		MODALITÀ DI FORMAZIONE DEL LAGO SEZIONE 1.1: GENESI DEL LAGO
<b>NV</b>	Non visibile		<b>Naturale glaciale</b>
<b>BL</b>	Bosco di latifoglie/misto (semi-naturale)	<b>RV</b>	Laghi in rocce montanate, laghi di doccia, laghi di valli sospese o pensili
<b>BP</b>	Piantagioni di latifoglie/miste	<b>RC</b>	Laghi di circo
<b>CW</b>	Boschi di conifere (semi-naturale)	<b>KH</b>	Laghi morenici e laghi marginali
<b>CP</b>	Piantagioni di conifere	<b>GD</b>	Laghi di sbarramento (da morene o da ghiacciaio)
<b>PP</b>	Pioppeti	<b>FG</b>	Laghi fluvio-glaciali (es. grandi laghi sudalpini)
<b>SH</b>	Arbusti e cespugli		
<b>OR</b>	Frutteti		<b>Naturale non glaciale</b>
<b>WL</b>	Zona umida (es. palude, marcita, acquitrino)	<b>DP</b>	paludi/lanche
<b>MH</b>	Brughiera/terra incolta	<b>FV</b>	Laghi circumfluviali e/o di esondazione
<b>AW</b>	Specchi d'acqua artificiali	<b>WW</b>	Laghi generati dall'azione del vento e delle onde
<b>OW</b>	Specchi d'acqua naturali	<b>BS</b>	Laghi costieri
<b>RP</b>	Terreni incolti/praterie non bonificate/pascoli	<b>CW</b>	Laghi carsici
		<b>VL</b>	Laghi vulcanici e pseudo vulcanici (craterici, di caldera, da colate laviche, da sbarramento, di maare)
		<b>LL</b>	Laghi di frana o di sbarramento
<b>IG</b>	Praterie bonificate/pascoli		<b>Artificiale/Fortemente modificato</b>
<b>TH</b>	Erbe alte/vegetazione rigogliosa	<b>IW</b>	Corsi d'acqua sbarrati (invasi)
<b>RD</b>	Roccia, pietrisco o dune di sabbia	<b>EH</b>	Laghi di cava di roccia
<b>TL</b>	Terreni coltivati	<b>ED</b>	Laghi di cava di sabbia/ghiaia/torba
<b>IL</b>	Terreni irrigati	<b>BP</b>	Conca in calcestruzzo completamente costruita dall'uomo
<b>PG</b>	Parchi, prati o giardini	<b>OT</b>	Altri (specificare nei commenti, sezione 7)
<b>SU</b>	Area urbana e suburbana		

## CATEGORIE DI PROTEZIONE

DH = Direttiva Habitat

NNR = Parchi Nazionali

PR = Parchi Regionali o Provinciali delle Province Autonome di Trento e Bolzano

LNR = Riserve naturali (Siti di Interesse Comunitario, Zone di Protezione Integrata, Zone di Protezione Orientata)

SPA = Zone di Protezione Speciale

SAC = Riserve Naturali Speciali

Ramsar = Zone umide e Direttiva Uccelli

SSSI/ASSI = Siti di speciale interesse scientifico

AM = Aree Marine Protette (Parchi e riserve marine)

ANPIL = Aree Naturali Protette di interesse locale secondo la legge Regionale della Toscana 49/95

Altro = altre aree protette quali monumenti naturali – Biotopi, parchi suburbani, parchi provinciali, oasi naturalistiche e rifugi naturali, parchi archeologici ....

**SPECIE ALIENE (sezione 2.1)**  
**(zona riparia: es. bosco igrofilo)**

**SPECIE INTRODOTTE DEGNE DI NOTA**  
**(sezione 2.3)**  
**(zona litorale: idrofite e pleustofite)**

Elenco sintetico per la compilazione della scheda, sigle riportate tra parentesi:



*Reynoutria japonica* (JK)  
(foto M. Ciampittiello)



*Buddleia davidii* (BD)  
(foto H. Saidi)



**Robinia pseudoacacia (Robinia) (RP)**  
(foto M. Ciampittiello & A. Boggero)



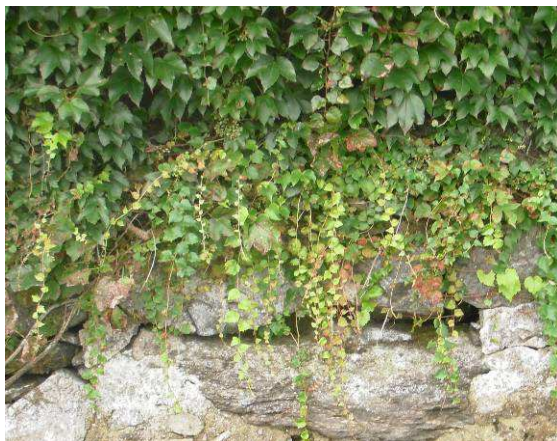
**Alianthus altissima (Alianto) (AA)**  
(foto C. Dresti)



**Rubus phoenicolasia (Rovo) (Ru)**  
(foto H. Saidi)



**Eucalyptus (EU)**  
(foto M. Ciampittiello)



**Sicyos angulatus (SA)**  
(foto M. Ciampittiello)



**Opuntia ficus (OF)**  
(foto M. Ciampittiello)





**Impatiens glandulifera (Balsamo dell'Himalaya) (HB)**  
(foto H. Saidi)



**Vitis riparia (Vite) (VR)**  
(foto M. Ciampittiello)



**Bignonia Grandiflora (BG)**  
(foto M. Ciampittiello)



**Musa Balbisiana (BA)**  
(foto S. Zaupa)



**Trachycarpus fortunei (TF)**  
(foto S. Zaupa)



**Paraserianthes lophantha (PL)**  
(foto M. Ciampittiello)

## ATTRIBUTI FISICI SEZIONE 2

Materiali e substrati 2.2 RIVA (SPONDA) ESPOSTA & 2.3 ZONA LITORALE

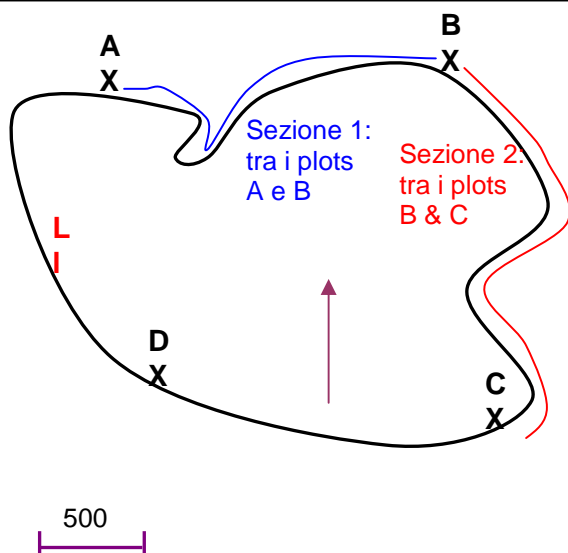
Modificazioni 2.2 SPONDA

NV	Non visibile		Tipologie artificiali	NV	Non visibile	
BE	Rocce	fondamentalmente <i>in situ</i>	CC	Calcestruzzo	NO	Nessuna
BO	Massi	≥ 256 mm	SP	Pali e palancolate di metallo	RS	Risezionato
CO	Ciottoli medio/grossi	≥ 64, < 256 mm	WP	Pali e palancolate di legno	RI	Rinforzato
GP	Ghiaia/ciottoli piccoli	≥ 2, < 64 mm	GA	Gabbionate	PC	Calpestato
GS	ghiaia/sabbia mista	≥ 0.06, < 64 mm	BR	mattoni/sassi	EM	Arginato
SA	Sabbia	≥ 0.06, < 2 mm	RR	Rip-rap (massi) (grosse/medie pietre non consolidate)	DM	Diga
SI	Limo	< 0.06 mm	TD	Rifiuti scaricati	OT	Altro
EA	Terra	smossa/friabile	FA	Tessuti sintetici		
DI	Terreno morenico	Da argilla a ciottolo/massi	BI	Materiali di bioingegneria (geostuoie, Juta, cocco, paglia, legno, sementi, arbusti, alberi, talee, rizomi, materiali inerti come pietrame, ferro, acciaio, materiali di sintesi come griglie, reti, tessuti, collanti chimici)		
PE	Torba	Materiale organico				
CL	Argilla	Materiale coesivo				
MA	Marna	Come argilla ma friabile	OT	Altro		

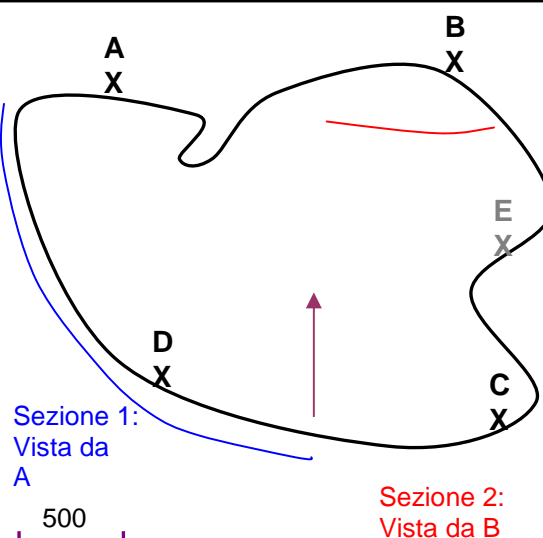
Definizione di massima lunghezza del Fetch = è la massima lunghezza libera (priva di ostacoli), lungo l'asse principale del lago, lungo la quale si origina il moto ondoso.

## SCHIZZO (PER SEZIONE 1) - © SNIFFER 2008

**Opzione 1: Rilievo con la barca** (Segnare il Nord, stimare una scala, segnare la posizione del punto di partenza della barca (L) e gli Hab-Plots (A-D). Osservare e fare uno schizzo delle sezioni di costa tra ciascun Hab-Plot per la sezione 3.1

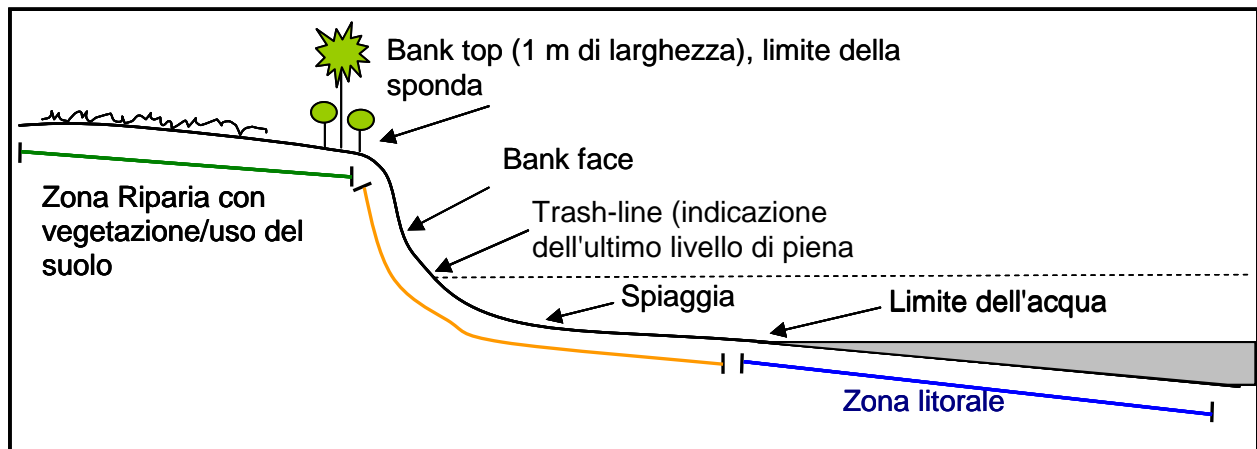


**Opzione 2: Rilievo da riva** (Segnare il Nord, stimare una scala, la posizione degli Hab-Plots (A-D) e eventuali osservazioni supplementari (e.s. E, F). Osservare e fare uno schizzo della linea di costa osservata per la sezione 3.1



## PROFILO DELLA COSTA LACUSTRE (SEZIONE TRASVERSALE DI UN HAB-PLOT)

© SNIFFER 2008

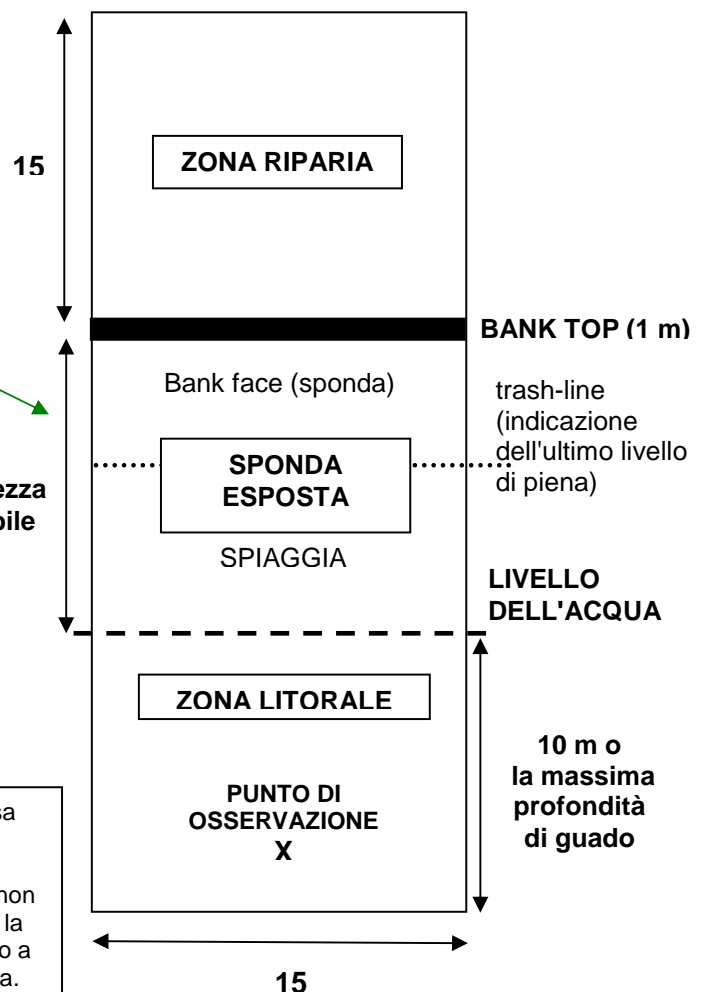


## STAZIONE DI OSSERVAZIONE DI UN HAB - PLOT (HAB-PLOT) - © SNIFFER 2008

La **zona riparia** (sezione 2.1) inizia dal limite superiore della sponda, indicata da un cambio di pendenza, verso terra per 15 m. E' incluso il **bank top**, che rappresenta l'argine o l'area di 1 m di larghezza dal limite della sponda.

La **zona esposta della sponda** ha una larghezza variabile, ed è la zona tra il bank top e l'attuale limite dell'acqua. Il **limite della sponda** è definito da un distinto cambio di pendenza e/o dalla giunzione tra dove arriva il lago e la zona riparia. La zona di spiaggia comprende la **zona della sponda** e la **spiaggia**, separate dalla linea di massimo livello del lago raggiunta di recente. Entrambe le zone della sponda e della spiaggia possono essere o non essere presenti.

La **zona litorale** è l'area compresa tra dove batte l'onda, e il punto di osservazione, che si situa idealmente a 10 m dalla riva. Se non è utilizzabile una barca, utilizzare la profondità massima guadabile fino a 10 m al largo, da dove batte l'onda.



## INFORMAZIONI GENERALI (SEZIONE 1 – GENESI DEL LAGO)

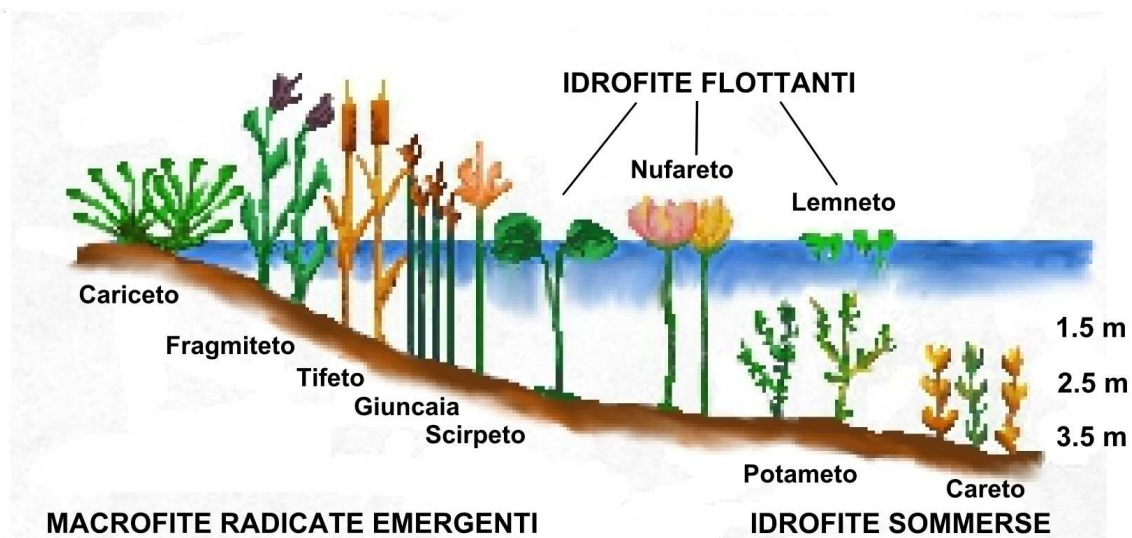


Lago digato o corpo idrico fortemente modificato o invaso (foto M. Ciampittiello)



Laghetto artificiale, interamente costruito, o invaso (foto H. Saidi)

## ESEMPI DI VEGETAZIONE E PIANTE ACQUATICHE (SEZIONE 2.3 ZONA LITORALE – STRUTTURA DELLA VEGETAZIONE)



S. Zaupa



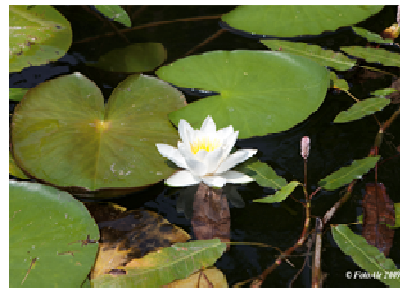
Carice (*Carex riparia* - foto M. Ciampittiello)



Flottanti radicate (*Hydrocharis morsus-ranae* - foto A. Oggioni)



Sommerse a foglia corte e rigida (*Elodea* sp. - foto A. Oggioni)



Flottanti radicate (*Nymphaea alba* con *Polygonum amphibium* - foto A. Oggioni)



Sommerse a foglia corta e rigida (*Myriophyllum spicatum* - foto A. Oggioni)



drofite emergenti (*Typha latifolia* - foto M. Ciampittiello)



Sommerse a foglia larga (*Potamogeton lucens* - foto A. Oggioni)



Sommerse a foglia lineare o filiforme (*Potamogeton pectinatus* - foto A. Oggioni)



Sommerse a candelabro (*Nitella hyalina* - foto A. Oggioni)



Alghe filamentose (foto G. Morabito)



Alghe fitobentoniche (foto M. Ciampittiello)

**PRESSIONI ANTROPICHE (SEZIONE 2.4) E INFRASTRUTTURE LUNGO LA COSTA (SEZIONE 3)**



Scarichi (foto M. Ciampittiello)



Area residenziale (foto M. Ciampittiello)



Usi ricreativi (foto M. Ciampittiello)



Usi ricreativi (foto S. Zaupa)



Giardini (foto S. Zaupa)



Ormeggi/Boe (foto S. Zaupa)



Attività ricreative/educative (foto C. Dresti)



Attività ricreative/educative (foto M Ciampittiello)



Avanzamento della linea di costa (foto M. Ciampitiello)



Opere di ingegneria naturalistica sulla sponda (foto M. Ciampitiello)



Opere di ingegneria classica, chiuse, sulla sponda (foto M. Ciampitiello)



Opere di ingegneria classica, chiuse, sulla sponda - Palancolata di metallo (foto M. Ciampitiello)



Opere di ingegneria classica, aperte, sulla sponda (foto M. Ciampitiello)



Strutture a pali (palificate o palafitte – foto M. Ciampitiello)



Ormeggi (foto M. Ciampitiello)



Biomanipolazione di macrofite (foto G. Galanti)



Spaggia attrezzata (foto M. Ciampittiello)



Parco (foto M. Ciampittiello)



Porto turistico (foto M. Ciampittiello)



Scivolo (foto M. Ciampittiello)



Pontile o banchina  
(foto M. Ciampittiello)



Porticciolo (foto M. Ciampittiello)



Cantiere nautico e molo (foto M.  
Ciampittiello)

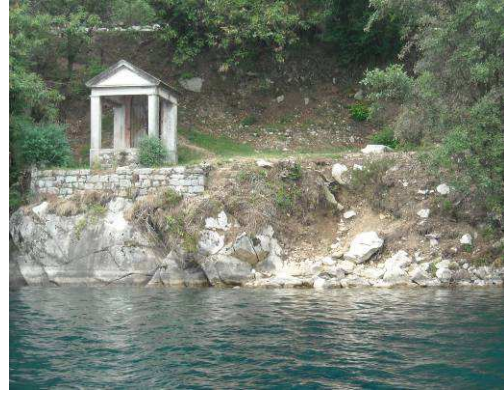


Banchine/porti o imbarcaderi (foto M.  
Ciampittiello)





Vegetazione sporgente sopra la superficie dell'acqua (foto M. Ciampittiello)



Roccia, deditriti dune (foto M. Ciampittiello)



Roccia, deditriti dune (foto M. Ciampittiello)



Estrazione di sedimenti (foto M. Ciampittiello)



Suolo/sponda smosso/a (calpestato/a) (foto M. Ciampittiello)



Brughiere/Terre incolte (foto M. Ciampittiello)

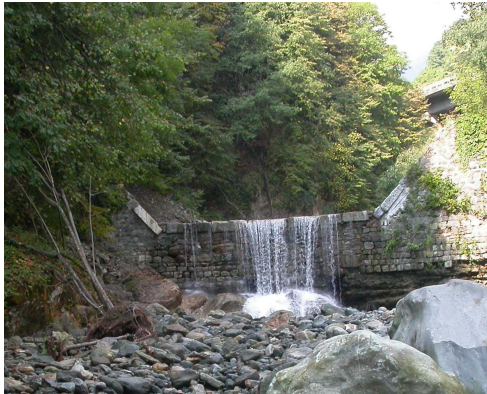


Erosione della sponda (foto M. Ciampittiello)



Pascoli/Prati coltivati (foto M. Ciampittiello)

#### INFRASTRUTTURE DI GESTIONE DELLA RISORSA (SEZIONE 4)



Briglia (foto H. Saidi)



Traversa con paratoie=Sbarramento (foto C. Dresti)



Diga=Sbarramento (foto H. Saidi)



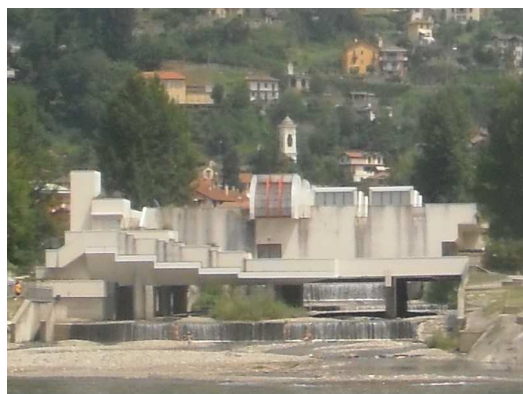
Paratoie diga (foto M. Ciampittiello)



Soglie (foto H. Saidi)



Traversa semplice (foto C. Dresti)



Traversa (foto M. Ciampittiello)



Paratoia (foto M. Ciampittiello)

Con il termine “chiusa” si intende l'intero insieme di opere idrauliche per l'intercettazione e la gestione di un corpo idrico (lago, fiume, mare) comprensive di paratoie mobili e regolabili. Si trovano spesso come opere legate a sistemi di bonifica o irrigazione o per rendere navigabili fiumi e/o canali, o sui corsi d'acqua emissari di laghi.

<b>PRINCIPALI USI (SEZIONE 4 - DATABASE)</b>	
HP	=Produzione di energia idroelettrica
WS	=Approvvigionamento idropotabile
FC	=Controllo e protezione delle piene
NV	=Navigazione
AM	=Turistico - Ricreativi
OT	=Altri usi