



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

R E P O R T

CNR-ISE, 03.11

INDICI PER LA VALUTAZIONE DELLA QUALITA' ECOLOGICA DEI LAGHI

A. Marchetto, A. Lugliè, B.M. Padedda, M.A. Mariani, N. Sechi, N. Salmaso,
G. Morabito, F. Buzzi, M. Simona, L. Garibaldi, A. Oggioni, R. Bolpagni,
B. Rossaro, A. Boggero, V. Lencioni, L. Marziali, P. Volta & M. Ciampittiello

2011

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 $PTI_{species}$ per la valutazione della qualità ecologica dei laghi</i>	23
2.1. Introduzione	24
2.2. Formulazione e utilizzo dell'indice $PTI_{species}$	27
2.3. Definizione dei valori di riferimento e dei limiti di classe	29
2.4. Risultati applicativi	30
2.5. Conclusioni	31
2.6. Bibliografia	31
3. <i>L'indice fitoplanctonico PTI_{ot} per la valutazione della qualità ecologica dei laghi</i>	33
3.1. Introduzione	35
3.2. Formulazione dell'Indice PTI_{ot}	37
3.3. Definizione dei valori di riferimento e dei limiti di classe	39
3.4. Risultati applicativi	40
3.5. Conclusioni	42
3.6. Bibliografia	43
Appendice A. Frequenze di ritrovamento, valori dell'Indice Trofico e valori indicatori per le specie utilizzate per l'elaborazione dell'indice PTI_{ot}	44
4. <i>L'indice complessivo per il fitoplancton (ICF) per la valutazione della qualità ecologica dei laghi</i>	51
5. <i>Indici macrofitici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi: MacroIMMI e $MTI_{species}$</i>	52
5.1. Introduzione	54
5.2. Campo di applicazione	58
5.3. Stato dell'arte	59
5.4. Formulazione e utilizzo degli indici	60
5.5. Definizione delle condizioni di riferimento	64
5.6. Conclusioni	65
5.7. Bibliografia	66
Appendice A. Dati utilizzati	67
Appendice B. Esempio di calcolo degli indici	68
Appendice C. Protocollo di campionamento - Aggiornato al dicembre 2010	78
Appendice D. Schede di campagna	79

6. <i>Indice per la valutazione della qualità ecologica dei laghi italiani basato sulla comunità bentonica</i>	81
6.1. Introduzione	85
6.2. Campo di applicazione	86
6.3. Stato dell'arte	87
6.4. Formulazione ed utilizzo dell'indice BQI	92
6.5. Conclusioni	96
6.6. Bibliografia	97
Appendice A. Dati utilizzati	100
7. <i>Indice per la valutazione della qualità ecologica dei laghi italiani a partire dalla composizione della comunità ittica: Lake Fish Index (LFI)</i>	101
7.1. Introduzione	103
7.2. Acquisizione dei dati per l'applicazione del Lake Fish Index e metodi di campionamento	104
7.3. Il Lake Fish Index	112
7.4. Sistema di classificazione e limiti di classe	115
7.5. Modalità di calcolo delle metriche e condizioni di riferimento	116
7.6. Bibliografia	121
8. <i>Parametri idromorfologici per la valutazione delle pressioni e degli impatti</i>	123
8.1. Introduzione	125
8.2. Campo di applicazione	126
8.3. Stato dell'arte	126
8.4. Parametri idromorfologici, formulazione e utilizzo degli indici	127
8.5. Definizione delle condizioni di riferimento	152
8.6. Conclusioni	152
8.7. Bibliografia	153
Appendice A. LHS Scheda applicative (Scheda provvisoria)	155

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

Aldo Marchetto^{1*}, Antonella Lugliè², Bachisio M. Padedda², Maria A. Mariani², Nicola Sechi²

¹*Istituto per lo Studio degli Ecosistemi-CNR, Verbania-Pallanza*

²*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;*
- *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⁻¹. 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⁻¹. 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⁻¹. 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.

Specie	v	i
<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> Brunnthaler	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.

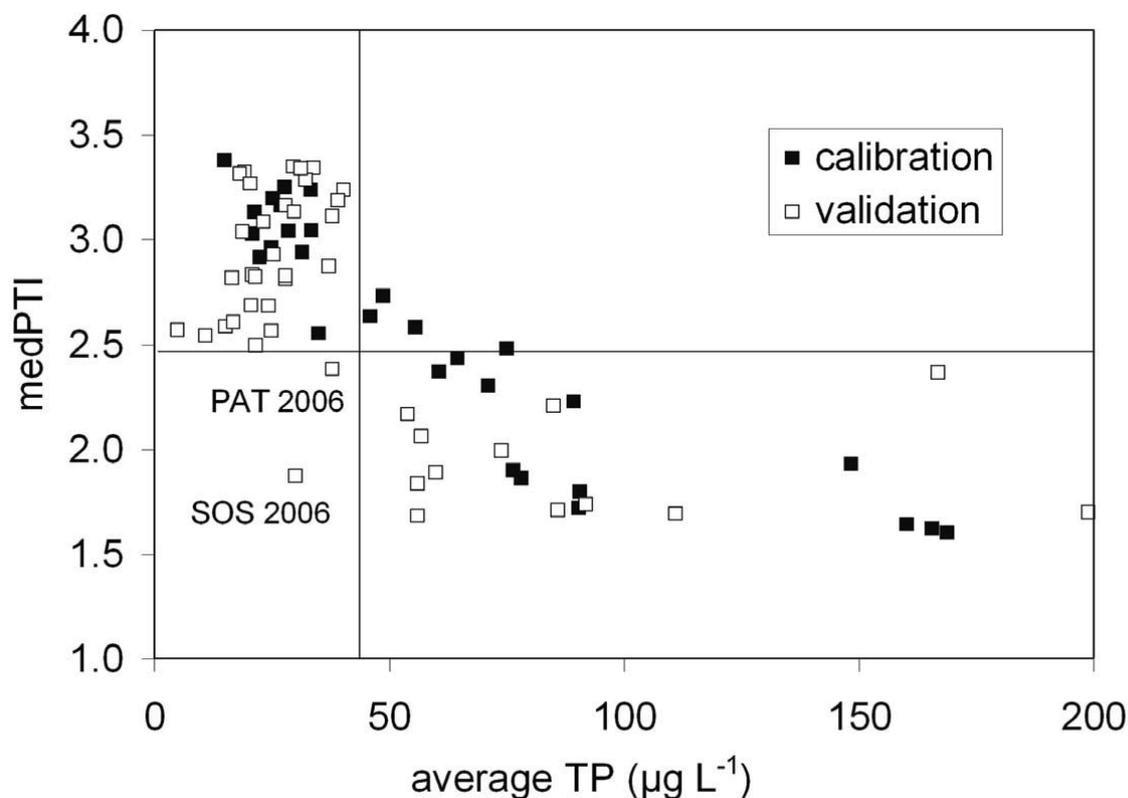


Fig. 1. Relazione tra l'indice trofico MedPTI e la concentrazione media di fosforo totale negli invasi utilizzati per la calibrazione

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 inetr calibrazione, 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 Qualità 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 valori 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:

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

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
Pálmaces	Spagna	2,35
Sos Canales	Italia	2,41
Maranhao	Portogallo	2,44
Yeguas	Spagna	2,73
	5° percentile:	2.39

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
	Valore mediano:	3.13

2. L'indice fitoplanctonico PTIspecies per la valutazione della qualità ecologica dei laghi.

Nico Salmaso¹, Giuseppe Morabito^{2*}, Fabio Buzzi³, Marco Simona⁴, Letizia Garibaldi⁵

¹*Istituto Agrario S. Michele all'Adige – Fondazione E.Mach*

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

³*ARPA Lombardia*

⁴*Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana, Lugano*

⁵*Università degli Studi di Milano Bicocca, Dipartimento Scienze Ambiente e Territorio.*

* *Autore per la corrispondenza (g.morabito@ise.cnr.it)*

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 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'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 il 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_{ot} ed il $PTI_{species}$. Quest'ultimo viene di seguito descritto nella sua formulazione nel presente capitolo, al PTI_{ot} sarà dedicato un capitolo specifico. Indicazioni sulla formulazione e l'applicazione del $PTI_{species}$ si possono trovare anche in Salmaso et al. (2006).

2.2. Formulazione dell'indice $PTI_{species}$

Il $PTI_{species}$ (Salmaso et al., 2006) è applicabile ai laghi profondi sudalpini appartenenti al tipo 5 della classificazione proposta al MATTM (Tartari et al., 2006). Questi laghi sono caratterizzati da una profondità massima superiore ai 120 m ed una superficie superiore ai 100 km². La condizione necessaria per l'applicazione dell'indice è che almeno il 70 % del biovolume totale delle specie per quel corpo idrico venga utilizzato per il calcolo dell'indice.

L'indice $PTI_{species}$ è stato ricavato dall'applicazione della CCA ad un dataset omogeneo di dati dei laghi profondi sudalpini (Salmaso et al., 2003). I pesi trofici indicati nella tabella sottostante sono stati ricavati, attraverso metodi di analisi multivariata, da relazioni tra i biovolumi delle specie algali ed alcuni parametri descrittivi di stato trofico, sulla base della posizione occupata lungo il gradiente trofico dalle singole specie (Salmaso et al., 2003). I pesi trofici sono stati assegnati a classi comprese nell'intervallo 1-5, confrontabile con le cinque classi di qualità previste dalla Direttiva 2000/60. Spiegazioni più dettagliate sono riportate in Salmaso et al. (2003; 2006).

Il valore dell'indice è ricavato dalla media ponderata, rispetto al biovolume medio annuale, dei pesi trofici di tutte le specie, o dell'ordine corrispondente in caso di assenza della specie, secondo la formula:

$$PTI_{species} = \frac{\sum w_i b_i}{\sum b_i}$$

dove w_i = peso trofico della specie i

b_i = biovolume medio annuale della specie i trasformato logaritmicamente per ridurre il peso delle specie dominanti, secondo l'equazione che segue.

$$b_i = \log (Xi+1)$$

dove Xi = biovolume medio annuale della specie i

I pesi trofici delle singole specie sono riportati in Tabella 2.

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 di campionamento per il fitoplancton pubblicato nel Manuale sui Metodi Biologici per le Acque – Parte I (ISPRA, 2007).

Tab. 2. Lista dei taxa indicatori del PTI_{species} con i relativi pesi trofici b_i .

Codice	Taxon (specie o ordine)	b_i
<i>Chrooc</i>	<i>Chroococcales</i>	3.5
Aphanot	Aphanocapsa/Aphanothece	4
Gomp la	Gomphosphaeria lacustris	5
Snow sp	Snowella spp.	1
<i>Oscill</i>	<i>Oscillatoriales</i>	4
Plan ru	Planktothrix rubescens/agardhii	4
Pseu li	Pseudanabaena limnetica	5
<i>Limnotr</i>	<i>Limnotrichoideae</i>	5
<i>Plan li</i>	<i>Leptolyngbyoideae</i>	2
<i>Nostoc</i>	<i>Nostocales</i>	1.5
Apha fl	Aphanizomenon flos-aquae	2
<i>Chloro</i>	<i>Chlorococcales</i>	1.5
Oocy sp	Oocystis spp.	1
Coel sp	Coelastrum spp.	2
Spha sp	Sphaerocystis schroeteri	3
Dict pu	Dictyosphaerium pulchellum	1
Mono sp	Monoraphidium spp.	3
Scen sp	Scenedesmus spp.	1
<i>Chlamy</i>	<i>Chlamydomonadales</i>	1.5
Cart sp	Carteria spp.	2
<i>Volvoc</i>	<i>Volvocales</i>	1
Pand mo	Pandorina morum—P.minodi	1
<i>Desmid</i>	<i>Desmidiiales</i>	1.5
Clos ac	Closterium aciculare	2
Stau sp	Staurastrum spp.	2
<i>Zygnem</i>	<i>Zygnemales</i>	3.5
Moug sp	Mougeotia sp.	3
<i>Centra</i>	<i>Centrales</i>	3.5
Aula gr	Aulacoseira granulata—A. ambigua	4
Aula is	Aulacoseira islandica	3
Cycl sp	Cyclotella spp.	4
Melo va	Melosira varians	1
Step sp	Stephanodiscus spp.	4
<i>Pennal</i>	<i>Pennales</i>	4
Aste fo	Asterionella formosa	4
Frag cr	Fragilaria crotonensis	4
Diat te	Diatoma tenuis	4
Tabe fe	Tabellaria fenestrata—T. flocculosa	4
<i>Ochrom</i>	<i>Ochromonadales</i>	5
Dino so	Dinobryon sociale	5
<i>Ochromo</i>	<i>Ochromonadaceae</i>	4
Mall sp	Mallomonas spp.	4
Urog sp	Uroglena spp.	5
<i>Prymne</i>	<i>Prymnesiales</i>	5
Chry pa	Chrysochromulina parva	5
<i>Tribon</i>	<i>Tribonematales</i>	1
Trib sp	Tribonema sp.	1
<i>Peridi</i>	<i>Peridinales</i>	4
Cera hi	Ceratium hirundinella	4
Gymn he	Gymnodinium helveticum	4
Gymn sp	Gymnodinium sp.	5
<i>Crypto</i>	<i>Cryptomonadales</i>	3.5
Cryp sp	Cryptomonas spp.	3
Rhod mi	Rhodomonas minuta	4

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.

Per quanto riguarda il $PTI_{species}$ non sono stati individuati corpi idrici di riferimento per la tipologia "deep" neanche all'interno del GIG alpino. Per la definizione dei valori di riferimento e dei limiti di classe sono state valutate due modalità. Per la determinazione delle condizioni di riferimento ci si è riferiti alla regressione tra i valori logaritmici della clorofilla *a* e di $PTI_{species}$ ottenuta con i dati utilizzati nella pubblicazione scientifica del 2006 (Salmaso *et al.*, 2006). I valori di clorofilla utilizzati per il calcolo dei $PTI_{species}$ sono quelli individuati nel processo di intercalibrazione tra gli Stati Membri partecipanti al GIG Alpino. In questo contesto sono stati proposti dei valori di limite di classe differenziati all'interno della tipologia AL3 per i laghi molto profondi ed estesi e per tutti gli altri. Per distinguere questi due tipi di laghi i limiti classe sono stati definiti da intervalli e non da valori singoli.

Nella prima modalità di calcolo è stato utilizzato il valore più elevato dell'intervallo per calcolare sia il valore di riferimento che il limite H/G, nella regressione tra clorofilla e $PTI_{species}$. Il valore del limite tra G/M è stato determinato ponendo il Lago di Garda nella classe *good* e prendendo il decimo percentile dei valori di $PTI_{species}$ utilizzati nella stesura della pubblicazione del 2006 (Salmaso *et al.*, 2006). Le altre classi sono state determinate con il criterio della ampiezza di classe costante. Con i limiti di classe così determinati si è proceduto alla classificazione di tutti i laghi profondi presenti nel *dataset* alpino. E' emerso così che questo criterio sovrastimava in maniera eccessiva la qualità ecologica di alcuni laghi ponendo in classe buona anche corpi idrici con 90 µg/l di fosforo totale.

Si è passati così ad utilizzare un secondo criterio più cautelativo prendendo i valori più bassi degli intervalli utilizzati come limiti tra le classi, della clorofilla, e calcolando i corrispondenti valori di

PTI_{species} nella regressione citata in precedenza. Questo secondo criterio ha garantito una valutazione dello stato di qualità dei laghi profondi presenti nel GIG Alpino.

I valori di EQR ed i limiti tra le classi così calcolati sono riportati in Tabella 3.

Tab. 3. Valori di riferimento e limiti di classe per il PTI_{species}.

Tipo	Rapporti di Qualità Ecologica (EQR)		Valore di riferimento	Limiti di classe	
	Delimitazione Elevato-Buono	Delimitazione Buono-Sufficiente		Delimitazione Elevato-Buono	Delimitazione Buono-Sufficiente
L-AL 3	0.93	0.82	4.20	4.00	3.50

2.4. Risultati applicativi

Applicando l'Indice PTI_{species} è stata valutata la qualità ecologica di alcuni laghi profondi subalpini. I risultati dell'applicazione sono riportati in Tabella 4, dove compaiono, per ogni lago, i valori di PTI_{species} ed i relativi valori di EQR con l'attribuzione della classe di qualità corrispondente rispetto ai limiti proposti nel GIG alpino.

Tab. 4. Valori di PTI_{species}, EQR e classe di qualità per i laghi profondi italiani inseriti nell'intercalibrazione.

Lago/anno	PTI _{species}	EQR	Classe di qualità
Lago d'IseoCastro/2004	3,094	0,737	3
Lago d'IseoTavernola/2004	3,107	0,740	3
Lago di ComoAbbadia/2003	3,257	0,775	3
Lago di ComoAbbadia/2004	3,414	0,813	3
Lago di ComoArgegno/2004	3,459	0,824	2
Lago di ComoComo/2004	3,319	0,790	3
Lago di ComoDervio/2003	3,336	0,794	3
Lago di ComoDervio/2004	3,453	0,822	2
Lago di ComoLecco/2004	3,338	0,795	3
Lago Maggiore/2004	3,848	0,916	2
Lago di Como Lecco/2005	3,413	0,813	3
Lago di Como Como/2005	3,422	0,815	3
Lago di Como Dervio/2005	3,445	0,820	2
Lago di Como Argegno/2005	3,330	0,793	3
lago di Como Abbadia/2005	3,271	0,779	3
Lago di Como Como/2006	3,230	0,769	3
Lago di Como Abbadia/2006	3,400	0,810	3
Lago di Como Dervio/2006	3,250	0,773	3

Nel grafico che segue (Figura 2) viene mostrata la correlazione tra il Log della concentrazione di fosforo totale ed i valori dell'indice PTI_{species}, calcolato per i singoli laghi/anno dell'intero GIG Alpino.

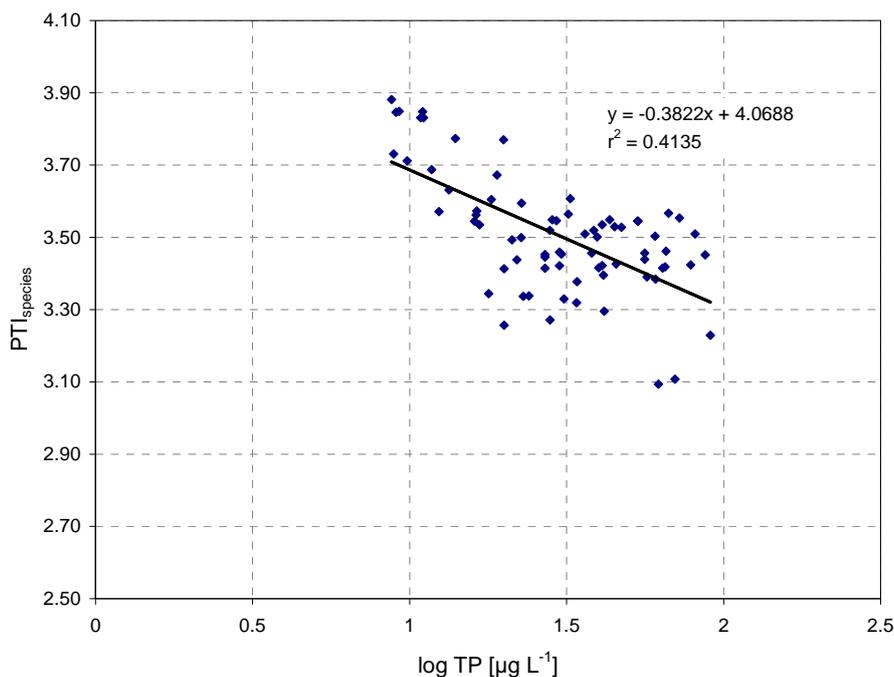


Fig. 2. Correlazione tra i valori di PTI species dei laghi grandi e profondi dell'intero GIG alpino ed il log TP.

2.5. Conclusioni

L'indice $PTI_{species}$ è 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.

L'indice $PTI_{species}$ è stato formulato e validato sulla base di dati omogenei e relativi a laghi di una precisa tipologia solamente italiana. Ciò ci permette di dire che questo strumento offre delle ottime garanzie rispetto alla valutazione dei laghi profondi italiani.

2.6. Bibliografia

- Agència Catalana de l'Aigua. 2003. *Characterització 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
- 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 Qualita' 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 Maggioro). *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 relate 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.

3. L'indice fitoplanctonico PTIot per la valutazione della qualità ecologica dei laghi.

Fabio Buzzi¹, Giuseppe Morabito^{2*}, Aldo Marchetto²

¹*ARPA Lombardia*

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

* *Autore per la corrispondenza (g.morabito@ise.cnr.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.

3.1. 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 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'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 il 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.

3.2. 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 $> 1\text{ meq/l}$, superficie maggiore di $0,5\text{ km}^2$, aventi profondità media $< 15\text{ m}$.

Per l'implementazione dell'indice PTI_{ot} sono stati utilizzati i dati relativi ai popolamenti fitoplanctonici di 710 laghi/anno, distribuiti secondo un gradiente di trofia, come riportato in Fig. 4.

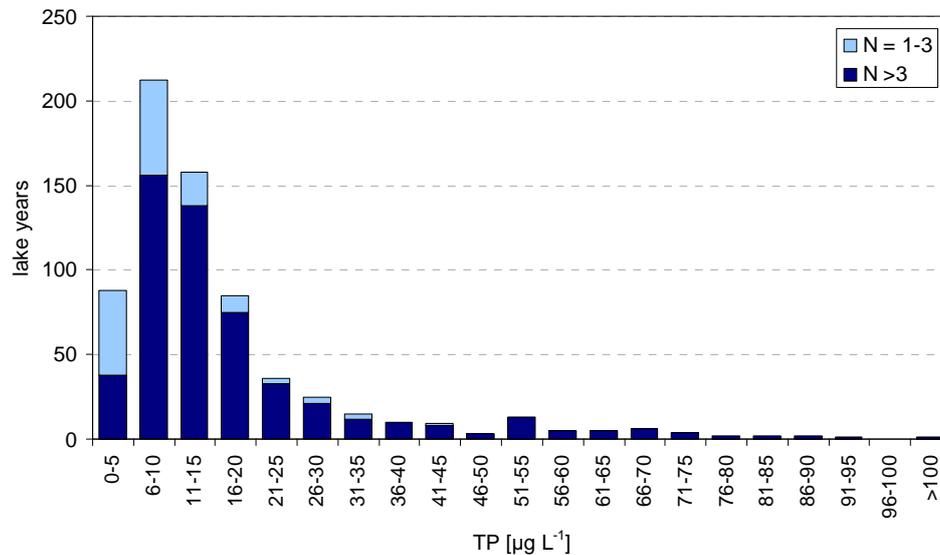


Fig. 4. Distribuzione dei laghi alpini rispetto alla concentrazione di TP. Le barre di colore azzurro rappresentano i laghi con un numero di date di campionamento inferiore a 4.

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 di fitoplancton.

Per tutti i laghi non profondi ed estesi è stato implementato un nuovo PTI_{ot} (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_{ot} dei laghi/anno.

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

- ✓ Specie presenti in almeno 3 laghi
- ✓ Specie 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) della specie k rispetto al gradiente di fosforo totale per tutti i laghi. Questi valori rappresentano l'indice trofico per ogni specie (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 della specie k nel sito i . L'abbondanza è la media annuale della frazione del biovolume della specie k nel sito i .

Y_{+k} = abbondanza della specie k in tutti i siti.

TP_i = concentrazione di fosforo totale nel sito i .

Di seguito si calcola la tolleranza, che indica la bontà della specie come indicatore: più è alta la tolleranza, meno precisa è la specie 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 vengono riportati i valori di TI_k per ogni singola specie 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 della specie i espresso come frazione del biovolume medio annuale della specie i sul totale

TI_k = indice trofico della specie i

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

3.3. 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.

In Tabella 5 sono riportati i valori di riferimento ed i limiti di classe per le due tipologie di laghi.

Tab. 5. Rapporti di Qualità Ecologica, Valori di riferimento e limiti di classe di qualità per l'indice PTI_{ot}

Tipo	Rapporti di Qualità Ecologica (EQR)		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>
L-AL 3	0.95	0.89	3.62	3.43	3.22
L-AL4	0.95	0.85	3.54	3.37	3.01

3.4. 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 2, 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.

Tab. 6. 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	0,9532	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	0,94965	2
Lago di Annone E2003	2,74572	L-AL4	0,775936	3
Lago di Annone E2004	2,719689	L-AL4	0,76858	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	0,78962	3

Nel grafico che segue viene mostrata la correlazione tra il Log della concentrazione di fosforo totale ed i valori dell'indice PTI_{ot} calcolato per i singoli laghi/anno dell'intero GIG alpino.

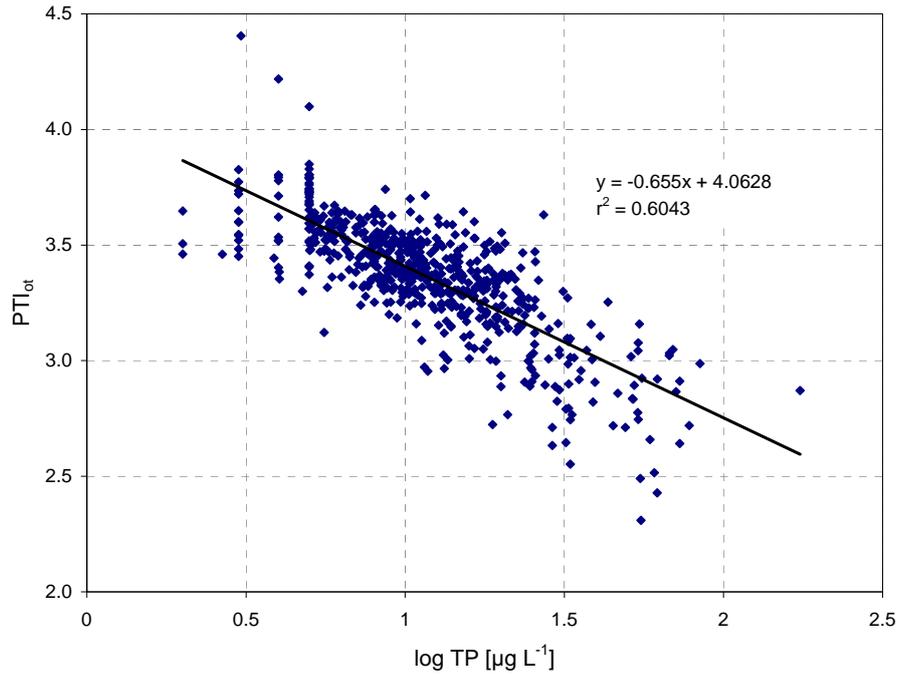


Fig. 5. Correlazione tra i valori dei PTI_{ot} calcolati per i laghi dell'intero GIG alpino ed il log TP.

3.5. 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 europea 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

In conclusione si ricorda l'importanza che venga predisposto al più presto un metodo di valutazione complessivo che combini i limiti di classe stabiliti per la clorofilla, il biovolume e gli indici tassonomici stabiliti nel processo di intercalibrazione.

3.6. BIBLIOGRAFIA

- Agència Catalana de l'Aigua. 2003. *Caracterització Catalani 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
- 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, C.J.F. & Verdonschot, P.F.M. 1995. Canonical Correspondence analysis and relate multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences*, 57/3: 255-289.
- Thunmark, S. 1945. Zur soziologie des Süßwassers-planktons. Eine methodologisch-ökologische Studie. *Fol. limnol. Scand.*, 3, 1-66.

Appendice A. Frequenze di ritrovamento, valori dell'Indice Trofico e valori indicatori per le specie utilizzate per l'elaborazione dell'indice PTI_{ot}

Taxa	Frequenze	TI_k	v_i
Amphora	11	3.14	2
Amphora ovalis	25	3.33	4
Anabaena	73	3.27	1
Anabaena circinalis	18	2.87	1
Anabaena flos-aquae	221	3.15	1
Anabaena planctonica	46	2.19	4
Anabaena solitaria	5	1.85	4
Anabaena sphaerica	3	3.29	4
Anabaena spiroides	75	3.47	3
Anabaena viguieri	5	2.30	4
Ankistrodesmus	67	3.00	1
Ankyra ancora	44	2.55	4
Ankyra judayi	56	2.53	4
Ankyra lanceolata	60	2.83	2
Aphanizomenon	68	3.38	1
Aphanizomenon flos-aquae	204	2.57	2
Aphanizomenon gracile	16	2.97	3
Aphanocapsa	58	3.20	2
Aphanocapsa delicatissima	143	3.35	2
Aphanocapsa elachista	97	3.00	2
Aphanocapsa holsatica	4	2.55	4
Aphanothece	90	3.45	3
Aphanothece clathrata	87	3.02	2
Asterionella formosa	659	3.29	1
Aulacoseira	38	3.36	3
Aulacoseira ambigua	13	2.80	4
Aulacoseira granulata	98	2.59	3
Aulacoseira granulata v. angustissima	74	2.64	3
Aulacoseira islandica	116	3.16	2
Aulacoseira islandica v. helvetica	5	2.29	4
Aulacoseira italica	11	1.97	3
Aulacoseira subarctica	19	3.55	3
Bitrichia chodatii	184	3.69	3
Botryococcus	7	2.52	4
Botryococcus braunii	180	3.39	1
Carteria	147	2.86	2
Ceratium	47	3.89	2
Ceratium cornutum	33	3.95	3
Ceratium furcoides	5	2.10	4
Ceratium hirundinella	657	3.44	1
Chamaesiphon	4	2.41	4
Chlamydocapsa planktonica	19	1.98	4
Chlamydomonas	384	3.41	1
Chlamydomonas globosa	23	2.71	4
Chlamydomonas reinhardtii	37	2.22	3
Chlorella	68	2.39	3
Chlorella vulgaris	62	2.60	3
Chlorolobion	62	3.49	4
Choricystis	14	3.15	4
Choricystis chodatii	12	3.38	1
Chromulina	151	3.19	2
Chroococcus	118	3.46	4

Taxa	Frequenze	TI_k	v_i
Chroococcus limneticus	122	3.46	1
Chroococcus minimus	6	3.41	2
Chroococcus minutus	82	3.54	2
Chroococcus turgidus	19	3.32	4
Chroomonas	86	3.34	1
Chrysidiastrum catenatum	51	3.44	4
Chrysochromulina	3	3.20	3
Chrysochromulina parva	150	2.92	2
Chrysococcus	29	3.32	2
Chrysococcus minutus	5	3.14	4
Chrysococcus rufescens	21	2.97	4
Chrysolykos	69	3.55	2
Closterium aciculare	61	3.22	1
Closterium acutum	107	2.85	2
Closterium acutum v. variabile	96	2.58	3
Cocconeis placentula	31	2.78	4
Coelastrum	62	2.92	4
Coelastrum astroideum	28	2.39	3
Coelastrum microporum	117	2.82	1
Coelastrum pseudomicroporum	20	2.43	4
Coelastrum reticulatum	74	3.21	2
Coelosphaerium	33	3.05	3
Coelosphaerium kuetzingianum	53	2.72	2
Coenochloris	22	3.53	4
Coenocystis	4	2.58	4
Cosmarium	191	3.33	1
Cosmarium bioculatum	30	3.15	3
Cosmarium depressum	145	3.38	1
Crucigenia	36	2.67	4
Crucigenia quadrata	20	2.91	3
Crucigenia tetrapedia	103	2.65	4
Crucigeniella	21	3.40	2
Crucigeniella rectangularis	49	3.04	2
Cryptomonas	606	3.35	2
Cryptomonas curvata	38	2.98	4
Cryptomonas erosa	201	2.98	1
Cryptomonas erosa var. reflexa	8	2.59	3
Cryptomonas marssonii	339	3.18	1
Cryptomonas obovata	63	3.85	3
Cryptomonas ovata	263	2.81	2
Cryptomonas reflexa	42	2.52	3
Cryptomonas rostratiformis	127	2.72	3
Cryptomonas tetrapyrenoidosa	3	2.27	4
Cyanodictyon planktonicum	11	3.45	4
Cyclotella	467	3.69	2
Cyclotella bodanica	92	3.81	1
Cyclotella comensis	197	3.87	2
Cyclotella comta	3	2.33	3
Cyclotella glomerata	27	3.87	2
Cyclotella meneghiniana	16	3.34	2
Cyclotella ocellata	40	2.85	2
Cyclotella pseudostelligera	19	3.38	4
Cyclotella radiosa	192	3.06	2
Cyclotella stelligera	8	3.68	3
Cymatopleura elliptica	11	4.19	1
Cymatopleura solea	23	4.05	3
Cymbella	54	3.56	1
Cymbella prostrata	32	3.68	4
Diatoma	43	2.36	3
Diatoma ehrenbergii	9	2.85	4

Taxa	Frequenze	TI_k	v_i
Diatoma tenuis	68	3.17	2
Diatoma vulgaris	69	3.09	2
Dictyosphaerium	45	2.71	2
Dictyosphaerium pulchellum	42	3.19	2
Didymocystis	77	2.66	3
Dinobryon	324	3.55	3
Dinobryon bavaricum	107	3.42	3
Dinobryon crenulatum	109	3.38	3
Dinobryon cylindricum	62	3.50	2
Dinobryon divergens	417	3.31	2
Dinobryon divergens v. schauinslandii	13	3.26	4
Dinobryon sertularia	107	3.02	3
Dinobryon sociale	244	3.17	2
Dinobryon sociale v. americanum	15	2.76	4
Dinobryon sociale v. stipitatum	52	3.50	4
Elakatothrix	150	3.36	1
Elakatothrix gelatinosa	132	2.88	2
Elakatothrix genevensis	33	3.60	2
Erkenia subaequiciliata	117	3.05	1
Eudorina	14	2.15	3
Eudorina elegans	77	2.47	2
Euglena	76	3.32	1
Euglena acus	24	2.47	4
Eunotia	20	2.88	2
Eutetramorus	31	3.10	2
Eutetramorus fottii	133	3.01	2
Eutetramorus planktonicus	22	3.54	4
Fragilaria	132	3.49	2
Fragilaria berolinensis	6	3.63	4
Fragilaria capucina	81	3.08	2
Fragilaria construens	43	3.29	1
Fragilaria crotonensis	538	3.39	1
Fragilaria ulna	134	3.33	1
Fragilaria ulna v. acus	501	3.42	2
Fragilaria ulna v. angustissima	432	3.37	2
Fragilaria virescens	11	2.11	4
Glenodinium	122	3.59	3
Gloeocapsa	5	4.61	4
Gloeococcus	4	4.36	4
Gloeocystis	21	2.29	4
Golenkinia radiata	10	2.75	3
Gomphonema	26	3.25	4
Gomphosphaeria	46	4.05	1
Gomphosphaeria aponina	39	2.81	3
Gomphosphaeria lacustris	5	3.25	4
Gymnodinium	428	3.51	1
Gymnodinium fuscum	12	3.43	4
Gymnodinium helveticum	576	3.32	1
Gymnodinium lantzeschii	113	3.08	2
Gymnodinium ordinatum	5	3.49	3
Gymnodinium uberrimum	276	3.54	3
Gyrosigma acuminatum	3	3.35	4
Gyrosigma attenuatum	13	3.28	4
Katablepharis	29	3.29	3
Kephyrion	158	3.43	1
Kirchneriella	51	2.78	3
Korshikoviella	22	4.17	1
Lagerheimia	42	3.75	1
Lagerheimia subsalsa	14	2.42	4
Limnothrix	14	2.76	4

Taxa	Frequenze	TI_k	v_i
Limnothrix redekei	10	3.13	4
Lyngbya	17	3.82	2
Lyngbya limnetica	18	3.53	1
Mallomonas	344	3.27	1
Mallomonas acaroides	80	3.12	2
Mallomonas akrokomos	102	3.12	3
Mallomonas caudata	116	2.80	3
Mallomonas crassisquama	4	3.49	1
Mallomonas elongata	71	3.24	1
Mallomonas tonsurata	13	3.30	4
Melosira varians	80	2.76	3
Merismopedia	45	3.19	1
Merismopedia glauca	8	3.13	3
Merismopedia tenuissima	60	2.34	3
Micractinium pusillum	21	2.38	3
Microcystis	157	3.45	2
Microcystis aeruginosa	173	3.17	2
Microcystis firma	5	3.37	2
Microcystis flos-aquae	47	3.11	2
Microcystis incerta	10	2.90	4
Microcystis viridis	3	2.89	4
Microcystis wesenbergii	23	2.93	1
Monoraphidium arcuatum	43	2.87	4
Monoraphidium contortum	63	3.49	1
Monoraphidium griffithii	22	2.76	2
Monoraphidium komarkovae	42	3.41	2
Monoraphidium minutum	29	2.19	4
Mougeotia	63	2.40	1
Mougeotia thylespora	29	2.66	4
Navicula	118	3.22	3
Navicula cryptocephala	14	3.13	4
Navicula radiosa	17	3.13	3
Nephrocytium	56	3.18	2
Nephrocytium agardhianum	56	2.68	3
Nephrocytium lunatum	5	3.51	4
Nitzschia	61	2.64	3
Nitzschia acicularis	110	2.97	1
Nitzschia fruticosa	22	2.91	4
Ochromonas	213	3.39	1
Oedogonium	11	2.52	4
Oocystis	191	3.42	1
Oocystis borgei	3	2.20	4
Oocystis lacustris	163	3.09	2
Oocystis marssonii	78	2.29	4
Oocystis parva	21	2.92	2
Oocystis solitaria	7	2.85	4
Oscillatoria	104	3.26	1
Oscillatoria limosa	22	3.28	1
Pandorina	15	1.81	4
Pandorina morum	116	2.76	3
Pediastrum	20	2.78	4
Pediastrum boryanum	221	2.55	3
Pediastrum duplex	142	2.69	2
Pediastrum simplex	23	3.72	1
Peridiniopsis	14	3.21	4
Peridinium	471	3.53	2
Peridinium aciculiferum	61	3.05	1
Peridinium bipes	7	3.15	4
Peridinium cinctum	80	3.13	3
Peridinium inconspicuum	139	3.39	3

Taxa	Frequenze	TI_k	v_i
Peridinium palatinum	5	2.73	4
Peridinium pusillum	55	3.80	3
Peridinium willei	187	3.37	1
Phacotus	46	2.64	3
Phacotus lendneri	70	2.93	2
Phacotus lenticularis	43	2.74	3
Phacus	6	2.81	4
Phacus tortus	25	3.11	1
Phytodinium globosum	7	2.38	4
Pinnularia	8	3.33	4
Planktonema	13	3.97	3
Planktonema lauterbornii	7	3.05	4
Planktosphaeria gelatinosa	103	3.27	1
Planktothrix agardhii	18	3.34	4
Planktothrix prolifica	8	2.01	4
Planktothrix rubescens	424	3.29	2
Pseudanabaena catenata	58	3.14	1
Pseudanabaena limnetica	18	2.87	4
Pseudoanabaena	6	2.92	4
Pseudokephyrion	24	3.38	2
Pseudosphaerocystis lacustris	128	3.16	3
Quadrigula lacustris	35	2.88	2
Quadrigula pfitzeri	18	2.48	4
Radiocystis geminata	14	3.49	4
Rhabdogloea	35	3.30	2
Rhizosolenia	5	2.08	4
Rhizosolenia longiseta	16	2.67	4
Rhodomonas	301	3.69	1
Rhodomonas lacustris	413	3.37	1
Rhodomonas lens	200	3.00	2
Rhodomonas minuta	22	2.82	3
Scenedesmus	193	2.62	3
Scenedesmus acutus	12	2.54	4
Scenedesmus costato-granulatus	3	2.56	4
Scenedesmus ecornis	37	2.42	3
Scenedesmus linearis	45	2.99	2
Scenedesmus obtusus	42	2.37	4
Scenedesmus quadricauda	127	2.87	2
Schroederia setigera	47	2.54	2
Snowella	3	3.47	4
Snowella lacustris	216	3.80	2
Sphaerocystis	19	2.53	4
Sphaerocystis schroeteri	125	2.74	3
Sphaerososma	28	3.13	4
Spirulina	8	3.22	4
Staurastrum	196	3.02	2
Staurastrum chaetoceras	26	3.32	4
Staurastrum cingulum	23	2.39	4
Staurastrum gracile	50	2.61	4
Staurastrum paradoxum	59	2.62	4
Staurastrum tetracerum	20	2.52	3
Stephanodiscus	38	3.04	2
Stephanodiscus alpinus	74	3.64	1
Stephanodiscus binderanus	39	2.20	4
Stephanodiscus hantzschii	57	2.05	4
Stephanodiscus minutulus	99	2.87	2
Stephanodiscus neoastraea	205	3.20	2
Stephanodiscus parvus	9	2.89	2
Synechococcus	42	2.51	3
Synedra acus	7	2.52	4

Taxa	Frequenze	TI_k	v_i
Synedra ulna	6	2.76	4
Synura	49	2.90	2
Synura uvella	22	2.73	4
Tabellaria	11	2.43	3
Tabellaria fenestrata	282	3.28	2
Tabellaria flocculosa	56	3.52	4
Tabellaria flocculosa v.asterionelloides	5	3.12	4
Tetrachlorella	16	2.45	3
Tetraedron	70	3.38	4
Tetraedron caudatum	43	2.99	3
Tetraedron incus	4	3.76	3
Tetraedron minimum	221	2.85	3
Tetraselmis cordiformis	33	2.85	3
Tetrastrum triangulare	26	2.92	4
Trachelomonas	125	3.18	2
Trachelomonas oblonga	3	2.85	4
Trachelomonas volvocina	95	2.79	3
Tribonema	4	2.36	4
Ulothrix	21	1.94	4
Ulothrix subconstricta	16	2.66	4
Uroglena	293	3.40	3
Uroglena americana	51	2.69	3
Uroglena volvox	22	3.19	3
Volvox aureus	17	2.15	4
Willea irregularis	56	3.32	3
Woronichinia naegeliana	33	2.97	2

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

Giuseppe Morabito^{1*}, Aldo Marchetto¹, Fabio Buzzi²

¹*Istituto per lo Studio degli Ecosistemi-CNR, Verbania-Pallanza*

²*ARPA Lombardia*

* Autore per la corrispondenza (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 (PTI_{tot}, PTI_{species}, MedPTI) e Percentuale di cianobatteri caratteristici di acque eutrofe.

Come indicato in tab. 4.1, 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 PTI_{tot} o del PTI_{species}, 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.

Tab. 4.1 - Componenti degli indici da mediare per il calcolo dell'Indice finale di classificazione

Macrotipi	Indice medio di biomassa*		Indice di composizione**	
Laghi profondi	Concentrazione media di clorofilla <i>a</i>	Biovolume medio	PTI _{species}	
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	PTI _{tot}	

* 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 composizionali, 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.

5. Indici macrofitici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi: MacroIMMI e MTI_{species}

Alessandro Oggioni^{1*}, Fabio Buzzi² e Rossano Bolpagni³

¹*Istituto per lo Studio degli Ecosistemi - CNR, Verbania-Pallanza*

²*ARPA Lombardia*

³*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).

5.1. 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 tutti 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 macrofitiche.

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.

Ricordiamo, inoltre, che l'impossibilità di giungere alla formalizzazione di un indice nazionale imporrebbe l'utilizzo dei limiti di classe dell'unico indice elaborato ad oggi in seno al GIG Alpino (Shaumburg, 2007), condizione che avrebbe portato con ogni probabilità a valutazioni non rappresentative per i corpi idrici italiani dell'ecoregione alpina.

I dati utilizzati per l'elaborazione degli indici macrofitici illustrati nel presente documento sono stati raccolti negli ultimi quattro decenni circa (inizio anni '70 - 2008) in 25 distinti ambienti lacustri dell'ecoregione alpina: Alserio, Annone Est (Oggiono), Annone Ovest, Candia, Comabbio, Como, Endine, Ganna, Garda, Garlate, Ghirla, Maggiore, Mergozzo, Mezzola, Monate, Montorfano, Moro, Orta, Piano, Pozzo di Riva, Pusiano, Sartirana, Segrino, Varese e Viverone; complessivamente sono

state censite 61 specie di macrofite.

A questi sono stati aggiunti i dati raccolti, specificatamente per il lavoro di monitoraggio ambientale imposto dalla Direttiva Quadro sulle Acque, tra il luglio 2009 e il agosto 2010 in 13 ambienti lacustri (Comabbio, Endine, Ghirla, Ganna, Iseo, Monate, Varese, Como, Segrino, Garlate, Candia, Viverone e Maggiore); dove sono state censite complessivamente 50 specie di macrofite lacustri.

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 anfibie), ai fini della classificazione utilizzata nella redazione degli indici questi *taxa* sono da ricondurre al gruppo funzionale corrispondente alla forma acquatica.

I 25 ambienti lacustri indagati possono essere a loro volta ripartiti, in funzione della posizione geografica, della quota e della morfologia, in 2 macrotipi che includono 4 tipologie distinte: L-AL3 (tipologia corrispondente a laghi profondi con profondità massima superiore a 125 m) e L-AL4, L-AL5 e L-AL6 (tipologie corrispondenti a laghi poco profondi con profondità massima minore o uguale a 125 m).

I dati processati hanno permesso di formalizzare due distinti indici macrofitici, presentati di seguito, che saranno sottoposti a processo d'intercalibrazione nel prossimo esercizio. Si è proceduto, infatti, alla definizione di un indice basato esclusivamente sulle valenze trofiche delle specie macrofitiche ($MTI_{species}$) e di un indice multimetrico (*MacroIMMI*). Il primo indice potrà essere utilizzato solo per i laghi di tipo L-AL3, mentre il secondo valuterà la qualità dei soli laghi appartenenti alle tipologie L-AL4, L-AL5 e L-AL6. Questi indici non possono essere applicati per lo studio dei corpi idrici lacustri mediterranei, i dati utilizzati per la loro definizione sono limitati a siti inclusi nell'*Alpine GIG* delimitandone geograficamente, in tal modo, l'applicabilità.

5.2. Campo di applicazione

I dati utilizzati nel presente documento si riferiscono a corpi idrici inclusi nella sola ecoregione alpina (*Alpine GIG*) appartenenti solo a 4 tipologie lacustri [laghi di profondità massima superiore a 125 m (L-AL3) e laghi poco profondi con profondità massima minore o uguale a 125 m (L-AL4, L-AL5 e L-AL6), anche polimitici], di conseguenza il campo di applicazione degli indici di seguito illustrati è limitato a questo ristretto ambito geografico e ai tipi lacustri sopraccitati.

Nonostante la fase di indicizzazione sia stata condotta su una serie robusta di dati, riferiti a 25 ambienti lacustri e 99 specie complessive, il *dataset* costruito ai fini dell'indicizzazione presenta alcuni non trascurabili condizionamenti. In primo luogo, dovendo testare gli intervalli di tolleranza delle specie macrofite verso la pressione trofica, alcuni dei parametri chimico-fisici indagati presentano una minima variabilità tra siti. Ad esempio, se consideriamo la concentrazione di fosforo totale misurata alla circolazione, ben il 50% degli ambienti si colloca in un intervallo molto limitato compreso tra 14 e 72 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Fig. 6), ambito che corrisponde a condizioni meso- ed eutrofiche. Peraltro, nessuno degli ambienti analizzati può essere rappresentativo delle condizioni di riferimento, nemmeno utilizzando il *set* di dati storici acquisiti.

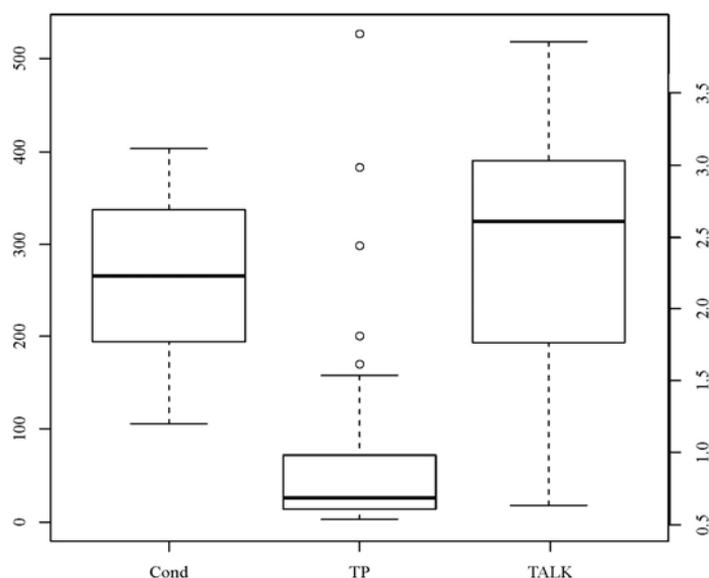


Fig. 6. Distribuzione delle variabili chimiche, quali conducibilità (Cond, $\mu\text{S cm}^{-1} 20^\circ\text{C}$), fosforo totale (TP, $\mu\text{g l}^{-1}$) e alcalinità totale (TALK, meq l^{-1} , riferito all'asse a destra), misurate alla circolazione.

Gli indici presentati possono essere applicati previa verifica della composizione floristica del sito in studio:

- se si rinvengono numerose specie non riportate nella tabella sinottica delle macrofite allegata al presente documento (Tab. 7), specie che vanno considerate non indicative, l'indice potrebbe produrre valutazioni inattendibili; si fissa il valore limite del 25% in specie non indicative per considerare le valutazioni attendibili, superata questa soglia (\leq al 25% del corteggio floristico) l'indice non può essere ritenuto valido.
- se si rinvengono numerose specie esotiche, indicate come tali nella lista delle specie aliene *sensu* Celesti *et al.* (2009) e Cardoso & Free (2008), le valutazioni prodotte dagli indici devono essere rimodulate; si fissa il valore limite del 70% in frequenza di specie aliene per considerare le valutazioni attendibili, superata questa soglia (\geq al 70% del corteggio floristico) la valutazione prodotta dal calcolo degli indici va ridotta di 0,25.

Gli indicatori (e i valori relativi agli EQR) dovranno essere sottoposti ad un'ulteriore fase di ricalibrazione nel momento in cui si disporrà dei dati del monitoraggio esteso a tutto il territorio nazionale (riferiti ai singoli GIG presenti e/o nel loro complesso); contemporaneamente si procederà all'individuazione dei siti di riferimento per le tipologie censite.

5.3. Stato dell'arte

Nell'ambito del progetto WISER e nel corso del precedente 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). Ciò permetterà di affrontare il prossimo esercizio di intercalibrazione con cauto ottimismo dato che le tipologie di dati finora raccolti sono facilmente utilizzabili anche nelle tipologie di indici sopraelencati. Essenziale per il buon fine dell'intercalibrazione sarà la campagna di monitoraggio da compiersi nella stagione vegetativa (primavera-estate) del 2010.

5.4. Formulazione e utilizzo degli indici

Gli indici proposti sono stati costruiti utilizzando due metodi distinti: l'impiego delle medie ponderate per l' $MTI_{species}$ e l'uso di un approccio multimetrico per il *MacroIMMI*, tra le cui metriche è stato considerato anche uno score trofico calcolato come abbondanza media ponderata dei *taxa* vs la concentrazione di fosforo totale (s_k) alla circolazione. Entrambi gli indici sono stati calcolati a partire dai dati elencati in Appendice A, secondo le modalità descritte in Appendice B.

5.4.1 $MTI_{species}$ (Macrophytes Trophic Index species)

L'indice ($MTI_{species}$) è applicabile per la sola tipologia L-AL3 utilizzando i dati relativi alle sole specie indicatrici (riportate in tabella 6). Il valore dell'indice si ricava a partire dal valore di abbondanza di ciascuna k-esima specie (A_k) rinvenuta nel lago e dal valore trofico (v_k) della stessa k-esima specie ricavato dalla tabella 1. Se il valore di alcalinità media sulla colonna d'acqua,

espressa in milli equivalenti litro (meq l⁻¹) e misurata alla circolazione (preferibilmente nel mese di febbraio) è ≥ 2,40 meq l⁻¹ si dovranno utilizzare i valori trofici riportati nella colonna corrispondente della tabella 1, mentre per valori inferiori a 2,40 meq l⁻¹ dovranno essere impiegati gli altri valori della medesima tabella.

$$MTI_{species} = \frac{\sum A_k \cdot v_k}{\sum A_k}$$

Come precedentemente ricordato, è necessario verificare che le specie considerate indicative rappresentino almeno il 75% del totale delle specie rinvenute, 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 di un fattore pari a 0,25. I valori trofici saranno oggetto di continua verifica e aggiornamento a seguito dell'implementazione del *database* sulla base delle campagne di monitoraggio promosse ai sensi della WFD.

5.4.2 MacroIMMI (Macrophytes Italian MultiMetrics Index)

L'indice (*MacroIMMI*) è applicabile per la tipologie L-AL4, L-AL5 e L-AL6; per i corpi idrici L-AL4 sono sufficienti i dati relativi alle sole specie presenti in tabella 8 (abbondanza, calcolata come indicato nell'Appendice B, e frequenza), mentre per gli ambienti lacustri di tipo L-AL5 e L-AL6 a tali informazioni si deve aggiungere il dato di massima profondità di crescita.

A partire dal valore di abbondanza di ciascuna k-esima specie (A_k) rinvenuta nel lago e dal valore trofico (v_k) della stessa k-esima specie ricavato dalla tabella 7 è possibile ricavare il valore di punteggio trofico (score trofico, s_k).

$$s_k = \frac{\sum A_k \cdot v_k}{\sum A_k}$$

I valori trofici delle specie (v_k) da utilizzare nel calcolo del punteggio trofico (s_k) variano al variare dell'alcalinità dell'ambiente lacustre che si sta monitorando. Se il valore di alcalinità media sulla colonna d'acqua, espressa in milli equivalenti litro (meq l⁻¹) e misurata alla circolazione (preferibilmente nel mese di febbraio) è ≥ 2,40 meq l⁻¹ si dovranno utilizzare i valori trofici riportati nella colonna corrispondente della tabella 1, mentre per valori inferiori a 2,40 meq l⁻¹ dovranno essere impiegati gli altri valori della medesima tabella.

A partire dalla frequenza, intesa come rapporto percentuale tra il numero di punti con vegetazione (n_k) e

il numero totale di punti (n_{tot}) campionati con e senza vegetazione compresi entro la massima profondità di crescita, sarà possibile calcolare la frequenza delle specie sommerse (som), delle specie esotiche ($exot$) *sensu* Celesti *et al.* (2009) e Pignatti (1982), e la diversità (S_d) attraverso le seguenti formule:

$$som = \sum \left(\frac{f_{k_{som}}}{\sum f_k} \cdot 100 \right)$$

dove

$$f_{k_{som}} = \frac{n_{k_{som}}}{n_{tot}} \cdot 100 \quad \text{e} \quad f_k = \frac{n_k}{n_{tot}} \cdot 100$$

$$exot = 100 - \sum \left(\frac{f_{k_{exot}}}{\sum f_k} \cdot 100 \right)$$

dove

$$f_{k_{exot}} = \frac{n_{k_{exot}}}{n_{tot}} \cdot 100 \quad \text{e} \quad f_k = \frac{n_k}{n_{tot}} \cdot 100$$

$$S_d = \left[1 - \sum \left(\frac{\frac{f_k}{\sum f_k} \cdot 100}{100} \right)^2 \right] \cdot 100$$

dove

$$f_k = \frac{n_k}{n_{tot}} \cdot 100$$

La massima profondità di crescita (z_{c-max} in metri), da utilizzare esclusivamente per i laghi di tipo L-AL5 e L-AL6, è intesa come la massima profondità di colonizzazione raggiunta *in situ* da una qualunque delle specie rinvenute, non considerando esclusivamente le specie indicatrici.

Le singole metriche calcolate per permettere il calcolo dell'indice dovranno essere normalizzate secondo la seguente formula:

$$v_{norm} = \frac{v_m - v_{min}}{v_{max} - v_{min}}$$

dove per v_m si intende il valore ottenuto per il corpo idrico in oggetto, per v_{min} il valore del limite di classe tra la cattiva e la pessima e per v_{max} il valore del limite di classe tra l'alta e la buona.

L'indice, infine, non è che il valore medio delle metriche sopra descritte (per i laghi di tipologia L-AL4) secondo la seguente formula:

$$MacroIMMI = \frac{som + exot + S_d + s_k}{4}$$

quanto per i laghi di tipologia L-AL5 e L-AL6, a tale calcolo sarà necessario aggiungere la massima profondità di crescita (z_{c-max}) secondo la formula:

$$MacroIMMI = \frac{som + exot + S_d + s_k + z_{c-max}}{5}$$

Tab. 7. Elenco dei valori trofici (v_k) delle diverse entità ritrovate per i tipi lacustri analizzati; per le tipologie L-AL4, L-AL5 e L-AL6 la classificazione e' funzione dell'alcalinità (vd. testo per ulteriori approfondimenti).

Specie	Codice	Talk < 2.40 meq/l	Specie	Codice	Talk ≥ 2.40 meq/l
Polygonum amphibium	Pol amp	0.14	Hippuris vulgaris	Hip vul	0.04
Fontinalis antipyretica	Fon ant	0.16	Myriophyllum verticillatum	Myr ver	0.04
Potamogeton alpinus	Pot alp	0.19	Fontinalis antipyretica	Fon ant	0.15
Eleocharis acicularis	Ele aci	0.21	Ranunculus trichophyllus	Ran tri	0.17
Nymphaea ibrida	Nym ibr	0.21	Nitellopsis obtusa	Nit obt	0.19
Nitella hyalina	Nit hya	0.23	Zannichellia palustris	Zan pal	0.20
Lagarosiphon major	Lag maj	0.24	Potamogeton gramineus	Pot gra	0.21
Nymphaea alba	Nym alb	0.26	Nitella flexilis	Nit fle	0.23
Nitella gracilis	Nit gra	0.35	Najas minor	Naj min	0.23
Chara sp.	Cha sp.	0.35	Chara globularis	Cha glo	0.24
Potamogeton pusillus	Pot pus	0.36	Elodea canadensis	Elo can	0.24
Potamogeton gramineus	Pot gra	0.36	Ranunculus circinatus	Ran cir	0.25
Myriophyllum spicatum	Myr spi	0.37	Potamogeton pectinatus	Pot pec	0.25
Chara vulgaris	Cha vul	0.37	Elodea nuttallii	Elo nut	0.25
Nitellopsis obtusa	Nit obt	0.37	Potamogeton pusillus	Pot pus	0.27
Potamogeton perfoliatus	Pot per	0.38	Eleocharis acicularis	Ele aci	0.28
Groenlandia densa	Gro den	0.38	Potamogeton natans	Pot nat	0.30
Ranunculus trichophyllus	Ran tri	0.39	Potamogeton crispus	Pot cri	0.30
Potamogeton pectinatus	Pot pec	0.39	Myriophyllum spicatum	Myr spi	0.31
Chara globularis	Cha glo	0.40	Polygonum amphibium	Pol amp	0.33
Elodea canadensis	Elo can	0.40	Nitella gracilis	Nit gra	0.36
Elodea nuttallii	Elo nut	0.40	Potamogeton perfoliatus	Pot per	0.36
Ceratophyllum demersum	Cer dem	0.41	Potamogeton lucens	Pot luc	0.36
Elodea densa	Elo den	0.41	Nuphar lutea	Nup lut	0.42
Potamogeton lucens	Pot luc	0.42	Najas marina	Naj mar	0.43
Vallisneria spiralis	Val spi	0.42	Chara sp.	Cha sp.	0.47
Najas marina	Naj mar	0.42	Nymphoides peltata	Nym pel	0.47
Potamogeton crispus	Pot cri	0.43	Hottonia palustris	Hot pal	0.48
Zannichellia palustris	Zan pal	0.43	Chara vulgaris	Cha vul	0.48
Potamogeton natans	Pot nat	0.44	Nymphaea alba	Nym alb	0.48
Lemna minor	Lem min	0.45	Lagarosiphon major	Lag maj	0.54
Myriophyllum verticillatum	Myr ver	0.45	Ceratophyllum demersum	Cer dem	0.56

(continua)

Specie	Codice	Talk < 2.40 meq/l	Specie	Codice	Talk ≥ 2.40 meq/l
Najas minor	Naj min	0.45	Vallisneria spiralis	Val spi	0.58
Ranunculus aquatilis	Ran aqu	0.46	Trapa natans	Tra nat	0.61
Callitriche stagnalis	Cal sta	0.48	Lemna minor	Lem min	0.61
Hydrocharis morsus-ranae	Hyd mor	0.48	Nelumbo nucifera	Nel nuc	0.66
Ranunculus baudotii	Ran bau	0.48	Hydrocharis morsus-ranae	Hyd mor	0.72
Ranunculus circinatus	Ran cir	0.48	Utricularia vulgaris	Utr vul	0.72
Ranunculus lingua	Ran lin	0.48	Ludwigia grandiflora	Lud gra	1.00
Ranunculus sceleratus	Ran sce	0.48	Schoenoplectus lacustris	Sch lac	1.00
Utricularia vulgaris	Utr vul	0.48			
Callitriche hamulata	Cal ham	0.48			
Callitriche obtusangula	Cal obt	0.48			
Elatine hexandra	Ela hex	0.48			
Hippuris vulgaris	Hip vul	0.48			
Hottonia palustris	Hot pal	0.48			
Ranunculus penicillatus	Ran pen	0.48			
Ranunculus reptans	Ran rep	0.48			
Nitella flexilis	Nit fle	0.52			
Trapa natans	Tra nat	0.55			
Nuphar lutea	Nup lut	0.55			
Nymphoides peltata	Nym pel	0.56			
Nelumbo nucifera	Nel nuc	0.69			

Analogamente a quanto premesso per il calcolo dell'indice $MTI_{species}$, anche per l'indice *MacroIMMI* le specie considerate indicative devono rappresentare almeno il 75% del totale delle specie rinvenute, se così non fosse l'indice non può essere utilizzato. Se la frequenza delle specie alloctone è superiore al 70% l'indice va diminuito di un fattore pari a 0,25. I valori trofici saranno oggetto di continua verifica e aggiornamento a seguito dell'implementazione del *database* sulla base delle campagne di monitoraggio promosse ai sensi della WFD.

5.5. Definizione dei siti di riferimento

Gli indici presentati non sono stati ad oggi intercalibrati, e le diverse tipologie lacustri analizzate non possiedono un proprio specifico sito di riferimento per le macrofite in ambito nazionale. Non è stato possibile, infatti, individuare nell'ecoregione alpina italiana ambienti “*pristine*” o con livelli di alterazione trascurabili e compatibili con un elevato stato ecologico. Sulla base di queste riflessioni,

l'intercalibrazione assume un'importanza centrale nel più generale processo di definizione delle condizioni di riferimento e dei limiti di classe ecologica. Al termine dell'intercalibrazione sarà, infatti, possibile assumere come siti di riferimento per i nostri corpi idrici lacustri quelli ad oggi individuati per l'Austria e la Germania (all'interno dell'*Alpine GIG*).

5.6. Conclusioni

I due indici proposti (*MTI_{species}* e *MacroIMMI*) sono stati formalizzati 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 sopracitati sono compatibili con le metriche proposte dagli Stati coinvolti nell'*Alpine GIG* consentendoci di poter partecipare attivamente ai futuri esercizi d'intercalibrazione.

In entrambi i casi, 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: nel caso del *MacroIMMI* il livello di adattamento (valore trofico) è mediato dalla *performance* di altre metriche accessorie, nel caso del *MTI_{species}* esso rappresenta il dato chiave per il calcolo dell'indice data l'impossibilità di individuare limiti coerenti di classe per metriche differenti alla composizione e abbondanza delle specie.

E' possibile affermare, dunque, che gli indici proposti rappresentano 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.

Non vanno, comunque, nascosti i limiti associati alla natura del *dataset* storico utilizzato, in particolare rispetto alla robustezza delle valutazioni trofiche ed ecologiche relative alle singole specie individuate. Infatti, gli ambienti analizzati mostrano un *range* eccessivamente limitato per quanto riguarda i parametri chimico-fisici indagati, in particolare per quanto riguarda i nutrienti. Inoltre, l'impossibilità di procedere all'individuazione di siti di riferimento non consente di attuare estrapolazioni generali sul comportamento trofico-ecologico dei *taxa* individuati. La limitata variabilità tassonomica rilevata limita, infine, l'applicabilità dei metodi, specificatamente per quei siti che si possono trovare in stati di conservazione buono o eccellente, ove le specie presenti possono essere differenti da quelle riportate nella tabella ad oggi elaborata. Tali riflessioni pongo la

necessità di ampliare il *set* di ambienti indagati, in modo da comprendere un sempre maggior numero di ambienti lacustri dell'ecoregione alpina.

5.7. 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., 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.
- 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
- 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.
- 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.
- Pignatti, S. 1982. La Flora d'Italia. (3 vol). Edagricole, Bologna.
- Raunkiaer O. 1934. Life forms and terrestrial plant geography. Clarendon Press, Oxford.
- Shaumburg, 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.

Appendice A. Dati Utilizzati

Elenco dei laghi inclusi nelle procedure di tipizzazione (per i due differenti indici) con i rispettivi anni di campionamento e analisi.

MTI_{species}

Alserio	1972-1973	1985	1999	2006	
Annone Est (Oggiono)	1972-1973	1985			
Annone Ovest	1972-1973	1985			
Candia			2007	2008	2009
Comabbio		1985	1999	2006	2008
Como			1999	2008	
Endine		1985	2008		
Ganna			2008		
Garda			1999	2000	
Garlate			2008		
Ghirla		1985	2008		
Maggiore	1976-1977		1999	2009	2010
Mergozzo			1999		
Mezzola		1985			
Monate	1971-1974	1985	2008		
Montorfano	1972-1973	1985	1999	2006	
Moro		1985			
Orta			1999	2007	
Piano		1985			
Pusiano	1972-1973	1985	1999	2006	
Sartirana	1974				
Segrino	1972-1973	1985	1999	2006	2008
Varese		1985	2008		
Viverone			1999	2007	2009

MacroIMMI

Alserio	1972-1973	1985	1999	2006	
Annone Est (Oggiono)	1972-1973	1985			
Annone Ovest	1972-1973	1985			
Candia			2007	2008	2009
Comabbio		1985	1999	2006	2008
Endine		1985	2008		
Ganna			2008		
Garlate			2008		
Ghirla		1985	2008		
Mezzola		1985			
Monate	1971-1974	1985	2008		
Montorfano	1972-1973	1985	1999	2006	
Moro		1985			
Piano		1985			
Pusiano	1972-1973	1985	1999	2006	
Sartirana	1974				
Segrino	1972-1973	1985	1999	2006	2008
Varese		1985	2008		

Appendice B. Esempio di calcolo degli indici

Applicazione protocollo:

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

1. Raccolta preliminare di informazioni circa la presenza di macrofite attraverso la consultazione dei frequentatori e dei fruitori del lago e la ricerca bibliografica.
2. Individuazione dei siti in base alle informazioni raccolte nel corso della fase 1 e all'esito di perlustrazioni propedeutiche al campionamento.
3. Descrizione delle caratteristiche ambientali dei siti e del territorio a ridosso dei siti medesimi.
4. Esecuzione delle osservazioni o dei campionamenti lungo i transetti.

La quarta fase prevede che i campionamenti siano svolti ispezionando transetti perpendicolari alla riva, percorrendoli dalla zona litoranea verso il punto di massima profondità. L'ispezione va effettuata con la barca posizionata (ancorata) in corrispondenza dei diversi intervalli di profondità, per ciascuno dei quali vanno effettuati 4 campionamenti distinti: uno verso prua ed uno verso poppa, per ognuno dei due lati della barca. L'ispezione deve consentire di rilevare le specie presenti e l'abbondanza di ciascuna.

Procedura del calcolo delle diverse metriche e dell'indice:

Di seguito si ripercorre passo-passo la procedura di calcolo delle metriche e degli indici.

- 1) Completare le schede di campagna allegate al protocollo di campionamento.
- 2) Calcolare il valore dell'abbondanza relativa di ciascuna specie all'interno degli intervalli di profondità individuati sulla base della presenza/assenza del *taxon* nei 4 punti di campionamento previsti per ciascun intervallo di profondità (tabella 8).
- 3) Calcolare, per ciascuna specie rinvenuta lungo il transetto, il valor medio dell'abbondanza. Nel calcolare quest'ultimo parametro, vanno mediati anche valori di abbondanza uguali a 0 quando nello stesso punto sul transetto è presente una qualsiasi altra specie macrofita.

Esempio (Appendice C): nel sito 3, l'abbondanza media di *Myriophyllum spicatum* (Ms) sul transetto numero 3 (T3) è calcolata comprendendo gli zeri relativi alle profondità di 5-6 m poiché sullo stesso transetto è presente *Ceratophyllum demersum* (Cd) fino alla profondità di 5,5 m.

Tab. 8. Criterio per la determinazione dell'abbondanza.

Abbondanza della specie	Descrizione	Percentuale di copertura
0	Assente in tutti e 4 i rilevamenti effettuati	Assente in tutti e 4 i rilevamenti effettuati
1	Presente in 1 solo rilevamento su 4	Percentuale di copertura compresa tra 1 e 25%
2	Presente in 2 rilevamenti su 4	Percentuale di copertura compresa tra 26 e 50%
3	Presente in 3 rilevamenti su 4	Percentuale di copertura compresa tra 51 e 75%
4	Presente in 4 rilevamenti su 4	Percentuale di copertura compresa tra 75 e 100%

- 4) Calcolare l'abbondanza media di ciascuna specie (k) nel lago (A_k), come media ponderata su tutta la costa occupata dalle piante. Secondo la formula:

$$A_k = \frac{\sum_{i=1}^n (A_i \cdot E_i)}{\sum_{i=1}^n E_i}$$

dove A_i è l'abbondanza della stessa specie n nel sito i -esimo e E_i è l'estensione in metri del sito i -esimo.

Esempio: l'abbondanza di *Myriophyllum spicatum* (M_s) nell'intero lago è stata calcolata come:

$$A_{(M_s)} = \frac{(3,2 \cdot 262) + (2,5 \cdot 46) + (2,7 \cdot 852)}{(262 + 46 + 852)} = 2.81$$

In questo caso il numero di siti con vegetazione sono 3 e si sviluppano per una lunghezza totale di 1.160 m, come somma tra i 262 m del primo sito, 46 m del secondo e 852 del terzo sito. Ipotizzando che il resto del lago le piante siano assenti, se così non fosse occorrerebbe sommare la lunghezza degli altri siti con altre specie diverse da *Myriophyllum spicatum*.

MTI_{specie}

- 5) Calcolare il valore dell'indice MTI_{specie} , sulla base del calcolo dell'abbondanza di tutte le specie rinvenute, per i laghi di tipo L-AL3:

$$MTI_{species} = \frac{\sum A_k \cdot v_k}{\sum A_k}$$

Esempio (Appendice C): le abbondanze delle specie rinvenute sull'intero lago (3,00 per *Myriophyllum spicatum* (Ms), 1,36 per *Ceratophyllum demersum* (Cd), 0,90 per *Nelumbo nucifera* (Nu) e 0,27 per *Trapa natans* (Tn)), sono stati moltiplicati per il rispettivo valore trofico (v_k – cfr. tabella 7) e poi tra loro sommati ottenendo il valore di 2,22, questo diviso per la somma delle abbondanze (5,53) fornisce il valore dell'indice $MTI_{species}$ di 0,40:

$$MTI_{species} = \frac{(3,00 \cdot 0,47) + (1,36 \cdot 0,37) + (0,90 \cdot 0,25) + (0,27 \cdot 0,32)}{(3,00 + 1,36 + 0,90 + 0,27)} = \frac{2,22}{5,53} = 0,40$$

MacroIMMI

- 6) Calcolare le diverse metriche per l'indice *MacroIMMI*, applicabile per i soli corpi idrici di tipo L-AL4, L-AL5 e L-AL6 (prestare attenzione alla specificità della metriche).
- 7) Calcolare il punteggio trofico (s_k) come sommatoria dei prodotti tra le abbondanze di ciascuna specie e i relativi valori trofici (v_k), dividendo per la somma dell'abbondanza di tutte le specie secondo la formula:

$$s_k = \frac{\sum A_k \cdot v_k}{\sum A_k}$$

dove A_k è l'abbondanza della specie k e v_k è il valore trofico della specie k , tenendo conto del valore di alcalinità del tipo lacustre.

Esempio: considerando di poter utilizzare lo stesso esempio citato in precedenza (Appendice C), le abbondanze delle specie rinvenute sull'intero lago (3,00 per *Myriophyllum spicatum* (Ms), 1,36 per *Ceratophyllum demersum* (Cd), 0,90 per *Nelumbo nucifera* (Nu) e 0,27 per *Trapa natans* (Tn)), sono stati moltiplicati per i rispettivi valori trofici (v_k - tabella 7), per un lago con alcalinità maggiore o uguale a 2,40, e poi tra loro sommati ottenendo il valore di 1,72, questo diviso per la somma delle abbondanze (5,53) fornisce il valore della metrica S_k equivalente a 0,31:

$$S_k = \frac{(3,00 \cdot 0,35) + (1,36 \cdot 0,34) + (0,90 \cdot 0,12) + (0,27 \cdot 0,32)}{(3,00 + 1,36 + 0,90 + 0,27)} = \frac{1,72}{5,53} = 0,31$$

- 8) Calcolare la frequenza di tutte le specie k -esime, intesa come rapporto percentuale tra il

numero di punti con vegetazione (n_k) e il numero totale di punti (n_{tot}) campionati con e senza vegetazione compresi entro la massima profondità di crescita.

$$f_k = \frac{n_k}{n_{tot}} \cdot 100$$

Esempio: come esemplificazione il numero totale di punti può essere considerato come tutti gli intervalli di profondità, campionati e non campionati, compresi entro la massima profondità di crescita delle piante moltiplicato per il numero di transetti effettuati: 6 intervalli (da 0-1 a 5-6 m), moltiplicato per 7 transetti equivale a 42 punti totali (n_{tot}) entro la massima profondità di crescita.

Ogni specie avrà un numero totale di punti (n_k) in cui è stata rilevata: 33 per *Myriophyllum spicatum* (Ms), 21 per *Ceratophyllum demersum* (Cd), 4 per *Nelumbo nucifera* (Nu) e 3 per *Trapa natans* (Tn).

Calcolare la frequenza di ogni specie (f_k) come rapporto tra n_k e n_{tot} : 78,57 per *Myriophyllum spicatum* (Ms), 50,00 per *Ceratophyllum demersum* (Cd), 9,52 per *Nelumbo nucifera* (Nu) e 7,14 per *Trapa natans* (Tn). La cui somma ($\sum f_k$) è 145,24.

- 9) Calcolare la frequenza delle specie sommerse (som) come somma tra il rapporto percentuale della frequenza delle specie sommerse e della frequenza di tutte le specie.

$$som = \sum \left(\frac{f_{k_{som}}}{\sum f_k} \cdot 100 \right)$$

Esempio: considerando le sole specie sommerse *Myriophyllum spicatum* (Ms), *Ceratophyllum demersum* (Cd):

$$som = \left(\frac{78,57}{145,24} \cdot 100 \right) + \left(\frac{50,00}{145,24} \cdot 100 \right) = 54,10 + 34,43 = 88,52$$

- 10) Calcolare la frequenza delle specie esotiche [*exot - sunsu* Celesti *et al.* (2009) e Pignatti (1982)] come somma tra il rapporto percentuale della frequenza delle specie esotiche e della frequenza di tutte le specie.

$$exot = 100 - \sum \left(\frac{f_{k_{exot}}}{\sum f_k} \cdot 100 \right)$$

Esempio: considerando la sola specie esotica *Nelumbo nucifera* (Nu):

$$exot = 100 - \left(\frac{9,52}{145,24} \cdot 100 \right) = 100 - 6,56 = 93,44$$

- 11) Calcolare la diversità (S_d) come indicato dalla formula:

$$S_d = \left[1 - \sum \left(\frac{\frac{f_k \cdot 100}{\sum f_k}}{100} \right)^2 \right] \cdot 100$$

Esempio: si può semplificare la formula se questa viene esplicitata:

$$S_d = \left[1 - \left(\frac{\frac{78,57 \cdot 100}{145,24} + \frac{50,00 \cdot 100}{145,24} + \frac{9,52 \cdot 100}{145,24} + \frac{7,14 \cdot 100}{145,24}}{100} \right) \right] \cdot 100 =$$

$$\left[1 - \left(\frac{54,10}{100} + \frac{34,43}{100} + \frac{6,56}{100} + \frac{4,92}{100} \right) \right] \cdot 100 = [1 - 0,42] \cdot 100 = 58,21$$

- 12) Calcolare i valori normalizzati di ciascuna metrica secondo la formula:

$$v_{norm} = \frac{v_m - v_{min}}{v_{max} - v_{min}}$$

dove v_m è il valore ottenuto per il corpo idrico in oggetto, v_{min} è il valore del limite di classe tra cattiva e pessima e v_{max} è il valore del limite di classe tra alta e buona. Si rimanda per i valori dei limiti di classe al decreto di classificazione.

- 13) Calcolare il valore dell'indice *MacroIMMI* come somma delle metriche normalizzate, secondo le formule precedentemente definite.

Appendice C. Protocollo di campionamento - Aggiornato al dicembre 2010

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 D).
- 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 D). 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 D).

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. 1). 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 D), 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 numerico (Tab. 7) a ciascuna specie trovata (Appendice D). 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.

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.

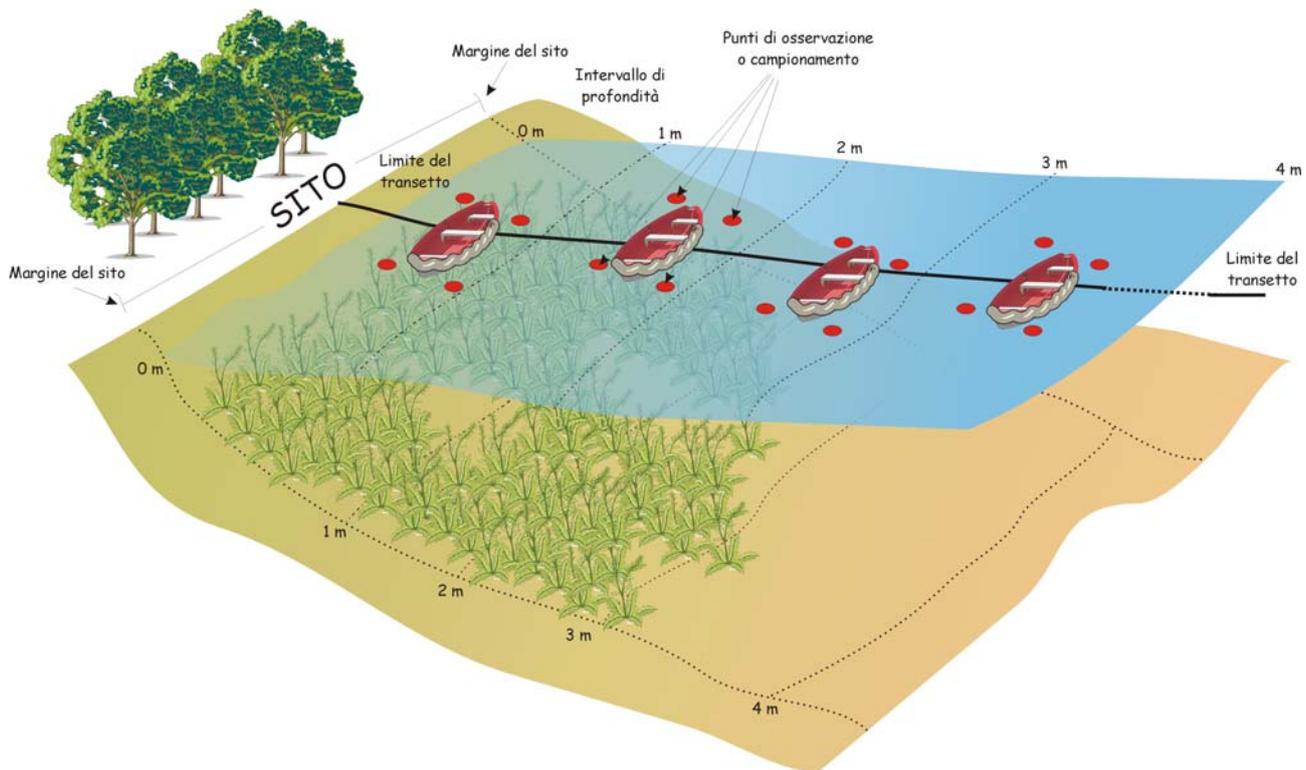


Figura 1 - Schema della metodologia di campionamento.

Appendice D - Schede di campagna

A 1 - Descrizione del sito

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"/>	Coordinate (UTM32-WGS84) dei margini del sito			
		Inizio (riva) N	<input type="text"/>	E	<input type="text"/>
		Fine N	<input type="text"/>	E	<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 piatte <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"/>	Emissario <input type="checkbox"/>
Tipologia degli argini	Scaricatori (canali, drenaggio) <input type="checkbox"/>
Pietre, massi <input type="checkbox"/>	Pontili di sbarco <input type="checkbox"/>
Muri <input type="checkbox"/>	Altro <input type="text"/> <input type="checkbox"/>
Naturale <input type="checkbox"/>	
Altro <input type="text"/> <input type="checkbox"/>	

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"/>			
Transetto n°	Coordinate (UTM32-WGS84) dei limiti del transetto			
	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)		Osservazioni o campionamento	Specie presenti				
					Sp1	Sp2	Sp3	Sp4	Sp5
0 - 1 m	<input type="text"/> m	N	<input type="text"/>	Poppa - DX					
		E	<input type="text"/>	Poppa - SX Prua - DX Prua - SX					
1 - 2 m	<input type="text"/> m	N	<input type="text"/>	Poppa - DX					
		E	<input type="text"/>	Poppa - SX Prua - DX Prua - SX					
2 - 3 m	<input type="text"/> m	N	<input type="text"/>	Poppa - DX					
		E	<input type="text"/>	Poppa - SX Prua - DX Prua - SX					
3 - 4 m	<input type="text"/> m	N	<input type="text"/>	Poppa - DX					
		E	<input type="text"/>	Poppa - SX Prua - DX Prua - SX					
4 - 5 m	<input type="text"/> m	N	<input type="text"/>	Poppa - DX					
		E	<input type="text"/>	Poppa - SX Prua - DX Prua - SX					
5 - 6 m	<input type="text"/> m	N	<input type="text"/>	Poppa - DX					
		E	<input type="text"/>	Poppa - SX Prua - DX Prua - SX					
6 - 7 m	<input type="text"/> m	N	<input type="text"/>	Poppa - DX					
		E	<input type="text"/>	Poppa - SX Prua - DX Prua - SX					

*al centro della barca

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

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

¹*DIPSA, Università di Milano, Milano*

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

³*Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento*

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

Ringraziamenti

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

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

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 che verranno adottati dovranno essere in grado di riflettere i cambiamenti che hanno avuto luogo nella struttura e nelle funzioni delle comunità biologiche e dell'intero ecosistema in risposta a differenti pressioni antropiche.

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

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

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

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

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

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

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

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

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 a latitudini > 44°N con una conducibilità elettrica < 2,5 mS cm⁻¹. Può inoltre essere utilizzato per laghi naturali di origine vulcanica collocati a quote < 800 m s.l.m. nell'Italia peninsulare a latitudini < 44°N, aventi una profondità media > 15 m, ed una conducibilità elettrica < 2,5 mS cm⁻¹ per la presenza prevalente di rocce calcaree nel bacino.

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

A tale proposito si è ritenuto di prendere maggiormente in considerazione i Ditteri Chironomidi e gli Oligocheti in quanto costituenti principali della comunità lacustre a macroinvertebrati, e far

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

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

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 a partire dalla fauna bentonica.

Slovenia

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

Si calcola:

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

dove:

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

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

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

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

Francia

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

L'indice IMOL varia fra 0 e 8 per valori interi. Ai laghi che non presentano deficit cronici di ossigeno in ipolimnio si assegnano valori alti, a quelli con forte anossia per eccessivi apporti di sostanza organica di origine antropica o naturale vengono assegnati valori bassi. L'Indice risulta correlato positivamente con il tenore di ossigeno disciolto ed il rapporto NO_3^-/NH_4^+ , e negativamente con la sostanza organica nei sedimenti (C, N, P).

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

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

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

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

si tratta di laghi naturalmente distrofici. Bisogna quindi riuscire a distinguere bene i sedimenti a basso potenziale naturale da quelli con alterazioni antropiche. Questa distinzione viene operata tramite Indice IOBL e la percentuale di specie indicatrici. L'elenco delle specie sensibili/tolleranti è fornita in Lafont (2007).

Svizzera

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

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

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

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

Tab. 9. Lista dei pesi indicatori per i taxa di macroinvertebrati utilizzati nei diversi indici. *BQIW*: peso indicatore di stato trofico; *BQIWENV*: peso indicatore riferito ad un insieme più esteso di variabili ambientali; *ESW*: peso indicatore calcolato con il *rarefaction method*, *BQIWEJ*: peso indicatore basato sul giudizio dell'esperto (vedi testo per altre spiegazioni).

Gruppi tassonomici	Specie	<i>BQIW</i>	<i>BQIWENV</i>	<i>ESW</i>	<i>BQIWEJ</i>
Bivalvia	<i>Pisidium casertanum</i>	0,431	0,572	1,986	2,5
Crustacea Amphipoda	<i>Echinogammarus</i> sp.	0,456	0,704	2,813	2,0
Crustacea Isopoda	<i>Asellus aquaticus</i>	0,497	0,669	2,693	2,0
Diptera					
Ceratopogonidae	<i>Ceratopogonidae</i> vermiformes	0,102	0,251	2,071	2,0
Diptera Chaoboridae	<i>Chaoborus flavicans</i>	0,009	0,000	1,712	1,0
Gastropoda	<i>Bithynia tentaculata</i>	0,480	0,631	2,77	2,5
Gastropoda	<i>Limnaea peregra</i>	0,625	0,744	5,516	2,5
Gastropoda	<i>Physa acuta</i>	0,221	0,457	2,216	2,5
Gastropoda	<i>Valvata piscinalis</i>	0,511	0,633	2,000	2,5
Gastropoda	<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0,227	0,593	4,304	2,5
Hirudinea	<i>Helobdella stagnalis</i>	0,564	0,744	5,143	2,5
Hydracarina	<i>Hydracarina</i>	0,503	0,531	2,893	2,5
Megaloptera	<i>Sialis</i> sp.	0,365	0,440	2,000	2,5
Oligochaeta	<i>Aulodrilus plurisetia</i>	0,513	0,628	4,126	2,0
Oligochaeta	<i>Bichaeta sanguinea</i>	0,476	0,688	4,868	4,0
Oligochaeta	<i>Branchiura sowerbyi</i>	0,273	0,372	2,522	2,0
Oligochaeta	<i>Bothrioneurum vejdoskyanum</i>	0,546	0,714	5,032	3,0
Oligochaeta	<i>Dero digitata</i>	0,395	0,528	5,047	2,5
Oligochaeta	<i>Eiseniella tetraedra</i>	0,549	0,656	3,729	2,5
Oligochaeta	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	0,294	0,426	2,309	1,0
Oligochaeta	<i>Psammoryctides barbatus</i>	0,387	0,536	3,000	4,0
Oligochaeta	<i>Potamotheix hammoniensis</i>	0,186	0,316	2,529	1,0
Oligochaeta	<i>Potamotheix heuscheri</i>	0,245	0,498	3,031	1,0
Oligochaeta	<i>Rhyacodrilus coccineus</i>	0,593	0,679	6,55	4,0
Oligochaeta	<i>Spirosperma ferox</i>	0,521	0,676	2,508	4,0
Oligochaeta	<i>Stylodrilus heringianus</i>	0,452	0,63	3,061	3,0
Oligochaeta	<i>Stylaria lacustris</i>	0,492	0,732	5,182	2,5
Oligochaeta	<i>Stylodrilus lemami</i>	0,497	0,668	2,538	3,0
Oligochaeta	<i>Tubifex tubifex</i>	0,262	0,350	2,000	1,0
Oligochaeta	<i>Uncinaxis uncinata</i>	0,522	0,567	6,110	2,5
Tricladida	<i>Dugesia tigrina</i>	0,383	0,523	2,967	2,5

Tab. 10. Lista dei pesi indicatori per i taxa di macroinvertebrati utilizzati nei diversi indici. *BQIW*: peso indicatore di stato trofico; *BQIWENV*: peso indicatore riferito ad un insieme più esteso di variabili ambientali; *ESW*: peso indicatore calcolato con il *rarefaction method*, *BQIWEJ*: peso indicatore basato sul giudizio dell'esperto (vedi testo per altre spiegazioni).

Gruppi tassonomici	Specie	<i>BQIW</i>	<i>BQIWENV</i>	<i>ESW</i>	<i>BQIWEJ</i>
Chironomidae	<i>Ablabesmyia monilis</i>	0,778	0,877	6,010	2,5
Chironomidae	<i>Cricotopus annulator</i>	0,779	1,000	8,578	2,0
Chironomidae	<i>Chironomus anthracinus</i>	0,494	0,572	2,282	2,0
Chironomidae	<i>Cladotanytarsus atridorsum</i>	0,672	0,692	3,82	2,5
Chironomidae	<i>Cryptochironomus defectus</i>	0,459	0,512	2,998	2,5
Chironomidae	<i>Conchapelopia pallidula</i>	0,612	0,707	4,761	2,5
Chironomidae	<i>Chironomus plumosus</i>	0,055	0,124	1,990	1,0
Chironomidae	<i>Cladopelma viridulum</i>	0,256	0,396	2,727	2,5
Chironomidae	<i>Dicrotendipes nervosus</i>	0,546	0,648	2,282	2,5
Chironomidae	<i>Glyptotendipes pallens</i>	0,014	0,000	2,000	2,5
Chironomidae	<i>Heterotrissocladius marcidus</i>	0,467	0,616	13,377	4,0
Chironomidae	<i>Macropelopia nebulosa</i>	0,465	0,618	10,068	4,0
Chironomidae	<i>Microtendipes pedellus</i>	0,372	0,613	2,796	2,0
Chironomidae	<i>Demicyptochironomus vulneratus</i>	0,398	0,458	3,994	3,0
Chironomidae	<i>Paratendipes albimanus</i>	0,615	0,727	4,019	3,0
Chironomidae	<i>Paratanytarsus austriacus</i>	0,922	0,866	8,893	3,0
Chironomidae	<i>Parakiefferiella bathophila</i>	0,702	0,749	6,222	4,0
Chironomidae	<i>Paracladopelma camptolabis</i>	0,691	0,830	4,615	2,5
Chironomidae	<i>Procladius choreus</i>	0,380	0,486	2,652	1,0
Chironomidae	<i>Phaenopsectra flavipes</i>	0,452	0,721	7,453	2,5
Chironomidae	<i>Paracladopelma nigrifulum</i>	1,000	0,754	3,522	4,0
Chironomidae	<i>Paralauterborniella nigrohalteralis</i>	0,449	0,572	2,226	4,0
Chironomidae	<i>Polypedilum nubeculosum</i>	0,543	0,650	2,995	2,0
Chironomidae	<i>Micropsectra atrofasciata</i>	0,000	0,238	3,082	2,5
Chironomidae	<i>Prodiamesa olivacea</i>	0,457	0,504	3,303	4,0
Chironomidae	<i>Pagastiella orophila</i>	0,627	0,673	7,322	4,0
Chironomidae	<i>Psectrocladius oxyura</i>	0,598	0,703	2,943	2,5
Chironomidae	<i>Pseudochironomus prasinatus</i>	0,589	0,639	2,966	3,0
Chironomidae	<i>Stempellina bausei</i>	0,685	0,736	6,008	4,0
Chironomidae	<i>Stictochironomus pictulus</i>	0,470	0,642	13,819	2,0
Chironomidae	<i>Tanytarsus gregarius</i>	0,538	0,675	2,927	3,0

6.4. Formulazione ed utilizzo dell'indice BQI

Dati necessari:

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

Procedura:

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

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

dove:

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

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

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

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

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

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

La formula usata per il calcolo è:

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

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

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

$$\bar{z}_{jk} = \frac{z_{jk} - z_{\min}}{z_{\max} - z_{\min}} * 1$$

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

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

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

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

dove:

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

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

$BQIW_j$ assume valori compresi tra 0 e 1.

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

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

dove:

p = numero delle specie nella stazione i

$BQIW_j$ = peso indicatore della specie j

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

BQI_i = Indice di Qualità Bentonico della stazione i

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

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

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

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

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

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

L'indice di Qualità Bentonico (BQI) non tiene però conto delle abbondanze totali, ma solo delle abbondanze relative. Utilizzando le abbondanze di ciascuna specie in ogni sito campionato ed il loro peso indicatore (Ozzola *et al.*, 1992) è stato allora proposto un secondo indice che tiene conto anche delle abbondanze totali. L'indice è calcolato per ogni punto di prelievo ed è sostanzialmente un indice di diversità dove ogni specie è pesata in base alla formula (Rossaro *et al.*, 2010):

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

dove:

p = numero delle specie nella stazione i

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

$BQIWEJ_j$ = peso indicatore della specie j ricavato da dati storici

In alternativa i pesi indicatori sono stati calcolati utilizzando un set più esteso di variabili che includeva, oltre alle variabili di stato trofico, anche altri parametri che sono generalmente correlati ad impatti antropici, come la densità di popolazione residente e fluttuante, il contenuto in ammoniaca (Tabb. 9 e 10, BQIWENV).

Nel calcolo dell'indice biotico BQI (Rossaro *et al.*, 2006, 2007) non si tiene conto dell'abbondanza totale della fauna, come invece è richiesto dalla Direttiva, pertanto è stata proposta una modifica dell'indice BQI che include anche una misura dell'abbondanza della fauna (Rosenberg *et al.*, 2004; Leonardsson *et al.*, 2009). Nel calcolo dell'indice si possono utilizzare differenti pesi indicatori (BQIW, BQIENV), ovvero pesi indicatori basati sul rarefaction method (Sanders, 1968; Hurlbert, 1971; Magurran, 1988). In quest'ultimo caso si stima il numero di specie atteso in un campione se questo fosse composto da un numero fisso di individui (ad es. 50); tale numero è chiamato ES50 (Rosenberg *et al.*, 2004). I pesi indicatori (ESW) (Rosenberg *et al.*, 2004), sono poi calcolati selezionando il valore di ES50 che separa il 5% della frequenza della curva di distribuzione di ciascuna specie. In questa curva, in ascisse ci sono i valori di ES50, in ordinate le frequenze di una singola specie in ogni campione. In pratica le specie che sono più frequenti in campioni con più alto ES50 avranno un peso indicatore ESW più elevato.

Si suppone anche che solo per una frazione p su un totale di m specie presenti in un sito sia noto il peso indicatore. Per tenere in considerazione anche le specie di cui non sia noto il peso indicatore si è inserito nell'indice anche il $\log(m+1)$ ed il rapporto tra il numero totale di individui ed il numero totale di individui + 5. Quest'ultimo rapporto è molto vicino ad 1 se il numero di individui nel campione è elevato, diviene invece significativamente minore di 1 se il campione è costituito da pochi individui (Leonardsson *et al.*, 2009). In tal modo nell'indice viene inclusa una stima dell'abbondanza totale degli individui di ogni campione come richiesto dalla Direttiva.

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

dove:

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

m = numero totale di specie presenti

Anziché i BQIW, come pesi indicatori possono essere inseriti nella formula i pesi ESW calcolati con il rarefaction method, ovvero i pesi BQIWENV, o ancora i pesi calcolati sulla base del giudizio dell'esperto, utilizzati anche nell'indice di diversità pesato (BQIWEJ) (Sæther, 1979; Wiederholm, 1980; Lang, 1990; Rossaro *et al.*, 2000; Lods-Crozet & Reymond, 2006).

6.5. Conclusioni

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

L'indice qui proposto non è, e non può essere, considerato definitivo, in quanto nuove specie con autoecologia diversa possono apparire nei laghi già studiati, o essere presenti in laghi non ancora campionati. I pesi indicatori elencati nelle tabelle 9 e 10 dovranno quindi essere aggiornati contemporaneamente con il procedere del monitoraggio regionale. Il livello tassonomico richiesto è il più dettagliato (specie), almeno per gli Oligocheti ed i Ditteri Chironomidi, in quanto studi precedenti hanno evidenziato una grande variabilità di risposte fra specie appartenenti allo stesso

genere, famiglia o classe. Aggregando le specie in unità superiori si ottengono generi che includono al loro interno sia specie tolleranti che sensibili. È necessario invece conoscere la risposta delle singole specie ai diversi fattori ambientali se si vogliono separare gli effetti di un qualsiasi tipo di inquinamento dall'effetto dei fattori naturali sulla struttura di comunità. La risoluzione tassonomica a livelli superiori a quello di specie ha infatti uno scarso potere indicatore.

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

6.6. Bibliografia

- Buraschi E., F. Salerno, C. Monguzzi, G. Barbiero & G. Tartari. 2005. Characterization of the Italian lake-types and identification of their reference sites using anthropogenic pressure factors. *Journal of Limnology*, 64: 75-84.
- Dinsmore W.P. & E.E. Prepas. 1997. Impact of hypolimnetic oxygenation on profundal macroinvertebrates in a eutrophic lake in central Alberta. I. Changes in macroinvertebrate abundance and density. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 2157-2169.
- EU. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*: 72 pp.
- 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.
- Lang C. 1990. Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. *Freshwater Biology*, 24: 327-334.
- 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.
- 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.
- Lods-Crozet B. & O. Reymond. 2006. *Evolution of the deep water zoobenthos in Lake Geneva*. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2005: 141-146.
- Magurran A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Croom Helm, London: 185 pp.
- 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.
- Ozzola V., A. Peroni & B. Rossaro. 1992. Procedures for biological quality assessment using macroinvertebrates. *Ricerca Operativa*, 61: 75–89.
- Rosenberg D.M. & V.H. Resh (Eds). 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York: 488 pp.
- 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. 2010. *Benthic macroinvertebrates as indicators in lakes*. In: Bottarin R., U. Schirpke & U. Tappeiner (Eds), Eurac Book 56, Atti XIX Congr. S.It.E., 15-18 Settembre 2009, Bolzano: 107-114.
- 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.
- Rossaro B., S. Mietto & V. Lencioni. 2000. *The Chironomid species of the Italian lakes: a review*. In: Offrichter O. (Eds), Late 20° Century Research on Chironomidae, An Anthology from the 13° Int. Symp. Chironomidae, 5-9 September 1997, Freiburg: 549–564.
- Sambugar B. 1994. Oligocheti. In: Campaioli S., P.F. Ghetti, A. Minelli & S. Ruffo (Eds), *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Provincia Autonoma di Trento, Trento: 109-136.
- Sanders H.L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *American Naturalist*, 102: 243-282.
- Sæther O.A. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic Ecology*, 2: 65–74.
- 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. *Naturvårdsverkets Limnologiska Undersöckningar*, 10: 1-17.
- Wiederholm T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 52: 537-547.
- Zelinka M. & P. Marvan. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, 57: 389-407.

APPENDICE A. Dati utilizzati

Elenco dei laghi utilizzati con i rispettivi anni di campionamento

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

***6. 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^{1*}

¹*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.

6.1. Introduzione

La Direttiva Quadro sulle acque (Water Framework Directive 2000/60/CE) 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. Studi ecologici di carattere generale riguardanti la composizione delle comunità ittiche sono comuni nella letteratura (ad es. Tonn & Magnusson 1982; Eckmann 1995; Irz *et al.* 2004). Fattori importanti nello strutturare le comunità ittiche sono, ad esempio, quelli fisico-chimici o idromorfologici (Rahel 1986; Marshall & Ryan 1987; Gibson & Headrich 1988; Jackson & Hervey 1989; Persson 1997; Tammi *et al.* 2003). Alcuni studi mostrano l’effetto dell’incremento della produttività primaria sulla comunità ittica, con il passaggio da una dominanza numerica dei salmonidi (principalmente coregoni) ad una dominanza dei percidi e dei ciprinidi (Persson *et al.* 1991; Holmgren & Appelberg 2000; Jeppesen *et al.* 2000; Mehner *et al.* 2005). Altri invece individuano nelle variazioni di trofia e nelle pressioni idromorfologiche le cause di alterazione di popolazioni 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.

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 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 siti o comunità di riferimento. Per questa ragione la ricostruzione delle condizioni di riferimento sulla base delle informazioni storiche (relative a finestre temporali in cui l’impatto delle pressioni può essere considerato trascurabile) può rappresentare una valida

alternativa da percorrere (Gassner & Wanzenbock 1999; Volta & Oggioni 2010; Volta *et al.* in stampa). L'utilizzo dei dati storici per la ricostruzione delle comunità ittiche specifiche per ogni tipologia lacustre può incorporare una 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 e struttura 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 è il raggiungimento del Buono Stato Ecologico entro il 2015.

In questo report tecnico si presenta 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.

Il LFI è applicabile ad ogni lago con superficie $>0,5\text{km}^2$ dell'Ecoregione Alpina e dell'Ecoregione Mediterranea, ed eventualmente, previa opportuna verifica da parte di personale esperto, anche a laghi di superficie inferiore.

Il LFI è basato su metodologie di campionamento standardizzate del tutto simili a quelle utilizzate nella maggior parte dei paesi europei (standard CEN). Questo fatto è di fondamentale importanza in quanto renderà i dati acquisiti confrontabili non solo tra ambienti differenti ma anche su scala più ampia rispetto a quella italiana. Si deve ricordare infatti che, al momento, è ancora in corso il processo di intercalibrazione degli indici relativi alla maggior parte degli elementi di qualità biologica considerati nella WFD.

In attesa degli sviluppi del processo di Intercalibrazione e di alcuni importanti progetti legati alla implementazione della Direttiva 2000/60/CE (FP7-WISER, LIFE+-INHABIT) in cui il CNR-ISE è attivamente coinvolto in collaborazione con JRC, ARPA e Regioni, si ritiene che, al momento, il LFI sia uno strumento utile per la valutazione dello stato di qualità della fauna ittica nei laghi italiani, integrando aspetti ecologico-funzionali e naturalistico-conservazionistici.

6.2. 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 secondo le indicazioni del Decreto 56/2009. Brevemente, di seguito, si espone la metodologia di campionamento. Per una trattazione più completa si veda la pubblicazione "Protocollo di campionamento della fauna ittica nei laghi" (APAT, 2007).

6.2.1. Elettropesca

L'elettropesca (EP) deve essere utilizzata in ambiente litorale (max 1,5m di profondità). Si raccomanda di eseguire il campionamento mediante EP nello stesso periodo del campionamento con reti multimaglia. L'apparato di elettropesca deve avere potenza superiore a 4 Kw. Deve essere utilizzata corrente continua (DC current). L'anodo deve essere costituito da anello di 50-60 cm di diametro o superiore senza rete. Il catodo deve essere costituito da treccia in rame o altro materiale conduttore di lunghezza pari ad almeno 6 volte in diametro dell'anodo. I pesci storditi devono essere catturati tramite un guadino.

L'EP va effettuata per singoli punti. Di seguito, brevemente accennato, il metodo di campionamento con EP definito "*Point Abundance Sampling Electrofishing*" (PASE).

Il numero di punti di campionamento dovrebbe attestarsi intorno a 100 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 dovrebbe essere il più possibile costante;
2. ogni tipologia di ambiente lacustre (substrato roccioso, fangoso, sabbioso, zone litorali vegetate, rami sommersi, etc..) deve essere comunque campionata.

Esecuzione del campionamento:

- 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 un tempo di circa 15-20 secondi ;

- Tutti i pesci storditi devono essere raccolti, registrati nella scheda di cattura e reimmessi in acqua;
- Il punto di campionamento deve essere possibilmente georeferenziato (coordinate GPS)
- Per ogni punto di campionamento possono essere registrate anche le seguenti informazioni: profondità (stimata) e vegetazione/substrato.

6.2.2. Reti branchiali multimaglia (RBM)

Le RBM 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 della rete in modo tale che possano essere catturati pesci di taglie differenti.

Le RBM si possono suddividere in due categorie: “da fondo” e “pelagiche” 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 lacustre e alla profondità massima. Il posizionamento della rete è determinato in modo casuale rispetto alla linea di costa. I siti di campionamento non devono essere modificati a meno che esistano ragioni sostanziali (ad es. profondità troppo bassa, traffico di barche, etc.).

Il metodo è riassunto in breve nella tabella 11 e spiegato per esteso nei paragrafi seguenti.

Tab. 11. Sommario della metodologia che utilizza reti multimaglia

Criteri	Obiettivi
Stagione di campionamento	Dalla metà di Luglio alla fine di Ottobre
Tempo di posa delle reti	12 ore (range accettabile da 10.5 a 13.5 ore)
Strumento	Reti multimaglia “da fondo” e “pelagiche”
Orientamento reti	Casualmente rispetto alla linea di costa
Profondità	Strati multipli, da 1,5 metri alla massima profondità
Disposizione spaziale	Casuale

Reti multimaglia “da fondo” (RBMF)

Ogni RBMF è composta da 12 differenti pannelli con maglia variabile da 5 a 55 mm, ciascuno lungo 2,5m e alto 1,5m.. La rete è lunga 30 metri e alta 1,5 metri.

Reti Multimaglia pelagiche (RBMP)

Ciascuna rete pelagica è lunga 27,5 metri e alta 6 metri, ha la stessa struttura delle RBMF ma la maglia inferiore ha una dimensione di 8 mm.

Le reti pelagiche sono sostenute alla profondità voluta 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 RBMP devono essere posizionate in corrispondenza della zona lacustre che presenta la massima profondità. La sequenzialità dell'azione di pesca deve essere la seguente: durante la prima notte di campionamento le reti devono essere posizionate nello strato 0-6 metri, la seconda notte tra 6 e 12 metri e così via fino a 60 metri.

6.2.3. Sforzo di pesca (numero reti e tempo di pesca)

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

- Superficie del lago
- Profondità massima del lago

La colonna d'acqua è divisa in strati con profondità standard in modo tale che a ciascuno strato corrisponda indicativamente lo stesso volume d'acqua.

Lo sforzo di pesca totale con RBMF richiesto per i campionamento è indicato nella tabella 12.

Il numero di reti da utilizzare per singolo strato e in relazione alla superficie del lago è indicato nella tabella 13.

Nel caso in cui si proceda al campionamento di un grande lago (>50 km²) con le RBM, si consiglia di suddividerlo in sottobacini, e trattare ciascun sottobacino come un lago indipendente.

Qualora il bacino lacustre abbia una profondità massima superiore a 10 metri è necessario effettuare campionamenti anche con RBMP. Infatti anche se non vi sono specie tipicamente pelagiche (agone, coregonidi etc etc) molte specie litorali hanno tendenza a condurre parte della loro esistenza in ambiente pelagico.

Il numero di reti pelagiche da utilizzare varia in relazione alla superficie lacustre (Tabella 13).

N.B. Un team di 2 persone mediamente esperte è sufficiente per svolgere il lavoro di campagna richiesto (comprendente la posa e il salpaggio di 8 reti e il trattamento del campione) in circa 8 ore lavorative.

6.2.4. Periodo di campionamento

I campionamenti devono essere effettuati a partire dal mese di Luglio fino alla prima metà del mese di Ottobre. Le reti dovranno essere posate (P) al tramonto indicativamente tra le 18.00 e le 20.00 e salpate (S) alla mattina seguente. 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.

6.2.5. Scelta dei siti di campionamento

Se possibile, la superficie del lago dovrebbe essere suddivisa in quadrati con lato pari a 100 m se il lago è inferiore a 2 km², con lato di 250 metri se il lago è superiore a 2 km² (Figura 7)

- Si consiglia di eseguire questo procedimento graficamente, posizionando sulla mappa batimetrica del lago una griglia suddivisa, in scala, nei quadrati di riferimento.
- Le stazioni di campionamento dovrebbero essere possibilmente georeferenziate..
- Se mancano dati sulla batimetria lacustre è necessario 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.

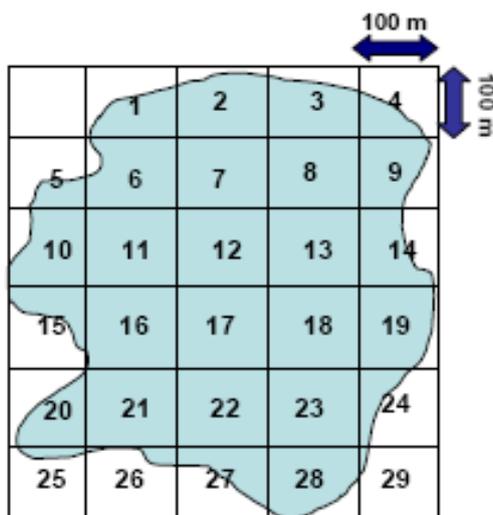


Fig. 7. Esempio di divisione in zone di campionamento di un bacino lacustre con superficie inferiore a 2 km².

Tab. 12. Numero di sforzi di pesca (reti) in relazione alla superficie e profondità del lago

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 km²	<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		
	TOTALE	8	8	16	16	16		
da 0,20 a 0,50 km²	<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		
	TOTALE	8	16	16	24	32		
da 0,51 a 1 km²	<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	
	TOTALE	16	24	24	32	32	40	
da 1,01 a 2,5 km²	<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	
	TOTALE	16	24	32	40	40	40	
da 2,51 a 10 km²	<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
	da 50 a 75						4	4
	TOTALE	24	32	40	48	48	56	56
da 10,01 a 50 km²	<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				12	9	10	10
	da 35 a 49,9					6	10	6
	da 50 a 75						4	4
	TOTALE	24	32	40	56	56	64	64

Tab. 13. Numero di sforzi di pesca (reti pelagiche) in relazione alla superficie del lago.

Superficie del lago (km ²)	n. reti per ogni strato
<5	2
da 5 a 9,99	3
da 10 a 50	4
> 50	6

Campionamento

Le reti debbono essere calate nell'area lacustre scegliendo in modo il più possibile casuale quali zone campionare.

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

Possibilmente la posa delle reti deve avvenire come in figura 8.

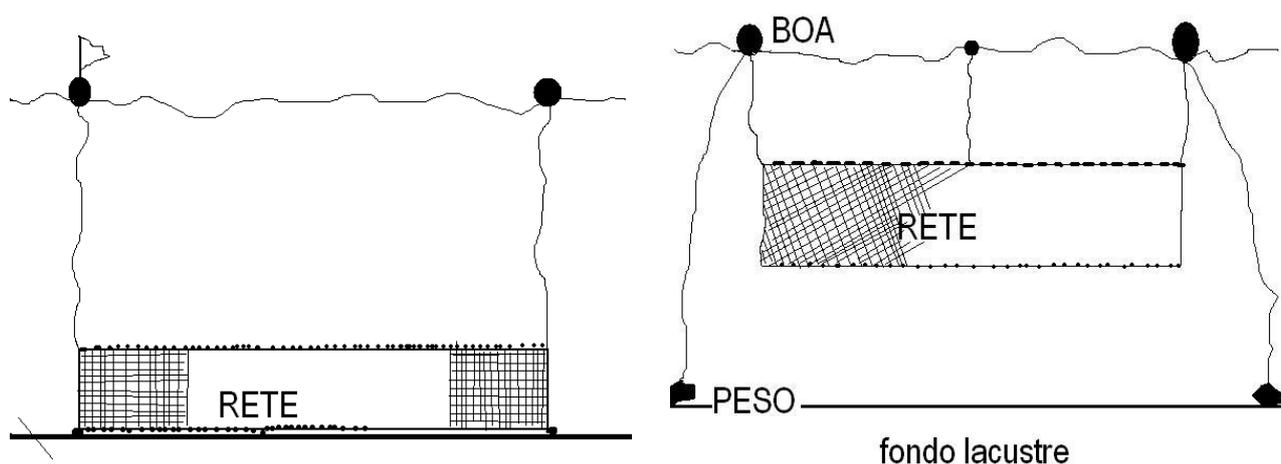


Fig. 8. Rappresentazione schematica della metodologia di posa per le reti multimaglia “da fondo” (a sx) e “pelagiche” (a dx). Le RBMP nei grandi laghi possono non essere ancorate al fondo lacustre.

La RBMF dovrà essere opportunamente segnalata in superficie con una boa galleggiante 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 superficie dovrà essere abbastanza robusta da poter essere utilizzata per salpare la rete anche in presenza di eventuali ostacoli.

Le RBMP devono essere sostenute alla profondità desiderata da galleggianti sia all'estremità della rete che ogni 20 metri circa. Si consiglia di mantenere la rete vincolata al fondo mediante due cime.

Se si utilizzano unite più RBMP, è necessario aggiungere alla estremità di ogni rete un piccolo galleggiante (ad esempio un rettangolo di polistirolo 35 x 25 x 4 cm) di sostegno, legato alla rete da una cima sottile (2-3 mm) e lunga a sufficienza per far raggiungere alla rete la profondità desiderata. Si raccomanda di appesantire le estremità inferiori della rete con dei pesi (normalmente sono sufficienti 500 g) per facilitare l'affondamento..

6.2.6. 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.

6.2.7. Procedure Analitiche

Il campione delle reti multimaglia deve essere analizzato a terra e possibilmente al coperto non più tardi di 12 ore rispetto al momento del salpaggio della rete. Nel caso in cui non venga immediatamente analizzato, tutto il materiale deve essere conservato in cella frigorifera ad una temperatura di 3-4 °C circa per un massimo di due giorni.

Il campione catturato durante le operazioni di elettropesca deve essere analizzato sul posto e rilasciato immediatamente.

I parametri basilari da registrare per ogni pesce catturato sono i seguenti:

- la specie ittica: tutti gli individui
- la lunghezza totale (dall'estremità del muso all'estremità della coda a lobi riuniti): almeno 200 individui per specie
- il peso totale: almeno 200 individui per ogni specie, e il peso totale dei restanti uniti in pool di 10-15 individui
- il sesso (attraverso una incisione addominale di pochi cm) solo per i pesci catturati con RBM. Le femmine hanno ovaie generalmente giallo-aranciate con visibile granulazione. I maschi hanno testicoli generalmente bianco-lattiginosi o grigiastri.
- l'età (attraverso la "lettura" delle scaglie o di altre strutture ossee). Un campione di 10 scaglie deve essere prelevato in almeno 80-100 esemplari per specie, distribuiti per classi di taglia. Più è elevato il tasso di crescita di una specie più l'intervallo di lunghezza deve essere aumentato e viceversa. (ad esempio: scardola 15 individui ogni 5 cm di intervallo, luccio 15 individui ogni 10 cm; sanguinerola 15 individui ogni 3 cm).

6.3. Il Lake Fish Index (LFI)

6.3.1. Tipi lacustri e specie ittiche indicatrici

Il LFI è basato su un approccio storico (Volta *et al.* in stampa; Volta & Oggioni 2010) che ha permesso di derivare le condizioni di riferimento sulla base delle informazioni relative alla composizione specifica della comunità ittica dei laghi con superficie >0,5 km² 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 (Tabelle 14 e 15) e, per ciascuno di essi, specie ittiche indicatrici (Tabelle 16 e 17).

L'utilizzo dell'indice LFI per laghi di area inferiore a 0,5 km² e invasi, deve essere preventivamente valutato da un esperto.

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 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.

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

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

6.4. 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) di cui alla Tabella 5.

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 delle specie chiave e tipo-specifiche
5. la presenza di specie ittiche aliene

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 18), è calcolato come media aritmetica dei valori dei singoli RQE:

$$RQE_{tot} = \left(\frac{RQE_1 + RQE_2 + RQE_3 + RQE_4 + RQE_5}{5} \right)$$

Tab.18. Limiti di classe RQE_{tot}

Stato	Limiti di classe (RQE_{tot})
Elevato/Buono	0,8
Buono/Sufficiente	0,6
Sufficiente//Scarso	0,4
Scarso/Cattivo	0,2

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

Nei laghi con superficie superiore a 50km² - 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.

6.5. Modalità di calcolo delle metriche e condizioni di riferimento

6.5.1. 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 ugualmente 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. 19. Limiti di classe RQE₁ per la metrica 1

	Valori di Riferimento	Limiti di classe			
		ELEVATO/ BUONO	BUONO/ SUFFICIENTE	SUFFICIENTE / SCARSO	SCARSO/ CATTIVO
RQE ₁	1	0,8	0,6	0,4	0,2
Abbondanza relativa delle specie chiave - NPUS	>60	7-60	1-6	Non catturati nel monitoraggio ma segnalati da osservazioni o statistiche di pesca negli ultimi 5 anni	Né catturati né segnalati negli ultimi 5 anni da osservazioni o statistiche di pesca
Punteggio metrica	10	8	6	4	2

6.5.2. 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). 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 ne valuta la struttura (equilibrata o non equilibrata) mediante l'indice di struttura PSD-Proportional Stock Density Index (Anderson & Neumann 1996; Volta 2010; Zick *et al.* 2006).

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: $L_m = 10^{(0,898 * \log_{10}(L_{inf}) - 0,0781)}$

- Il numero minimo di individui utile alla applicazione dell'indice di struttura PSD è il seguente: coregone lavarello 40, agone 40, bottatrice 20, luccio 30, scardola 100, tinca 25, sanguinerola 80. Qualora non venga catturato un numero sufficiente di esemplari, il punteggio della metrica è 0.
- In presenza di più specie chiave, il punteggio della Metrica 2 deve essere calcolato come media aritmetica dei punteggi di ciascuna specie chiave
- Qualora una specie chiave si trovi in condizioni di riferimento ma sia oggetto di immissioni per ripopolamento, il punteggio deve essere scalato alla categoria inferiore.

Tab. 20. Limiti di classe RQE₂ per la metrica 2

	Valori di Riferimento	Limiti di classe	
		ELEVATO/ BUONO	BUONO/ SUFFICIENTE
RQE ₂	1	0,6	0,2
Indice PSD	35-65	25-34/66-75	<25/>75
Punteggio metrica	10	6	2

Si elencano di seguito (Tabella 21) i valori indicativi per L_{inf} , L_{stock} , L_m e L_{trophy} per ogni specie chiave*.

Tab. 21. Valori di indicativi di L_{inf} , L_{stock} , L_m e L_{trophy} per ciascuna delle specie chiave.

Specie	L_{inf}	L_{stock}	L_m	L_{trophy}
Agone (<i>Alosa fallax lacustris</i>)	35	17,7	20,3	28
Alborella (<i>Alburnus alborella</i>)	16	9,3	10,2	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	7,4	9,11	11,2
Luccio (<i>Esox lucius</i>)	110	43,9	56,9	96
Rovella (<i>Rutilus rubilio</i>)	20	11,3	12,5	16
Scardola (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	35	17,7	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

*Ci si riferisce sempre alla lunghezza totale (dall'apice del muso del pesce al vertice della pinna caudale a lobi riuniti)

6.5.3. 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⁺-1⁺ delle specie chiave e tipo-specifiche.

Per la trota si consiglia di considerare individui fino all'età 3⁺ 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. 22. Limiti di classe RQE₃ per la metrica 3

	Valori di riferimento	Limiti di classe			
		ELEVATO/ BUONO	BUONO/ SUFFICIENTE	SUFFICIENTE / SCARSO	SCARSO/ CATTIVO
RQE ₃	1	0,8	0,6	0,4	0,2
Successo riproduttivo delle specie chiave e tipo-specifiche	>80%	80- 66%	65-51%	50-25%	<25%
Punteggio metrica	10	8	6	4	2

6.5.4. 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. 23. Limiti di classe RQE₄ per la metrica 4

	Valori di Riferimento	Limiti di classe			
		ELEVATO/ BUONO	BUONO/ SUFFICIENTE	SUFFICIENTE / SCARSO	SCARSO/ CATTIVO
RQE ₄	1	0,8	0,6	0,4	0,2
Diminuzione specie ittiche chiave e tipo- specifiche	<20%	20-40%	41-60%	61-80%	>80%
Punteggio metrica	10	8	6	4	2

6.5.5. Presenza di specie ittiche aliene - metrica 5

La metrica 5 considera la presenza (%) di specie di recente comparsa sul totale delle specie ittiche presenti. Con questa metrica si vuole introdurre nell'indice un principio di precauzione assumendo a priori che l'impatto di specie aliene alla comunità ittica specifica di un bacino lacustre sia negativo e dunque contribuisca ad alterare lo stato di qualità della comunità ittica di un corpo idrico.

Devono essere conteggiate solo le specie ittiche aliene i cui individui appartengono ad almeno due classi di età di cui una subadulta (0^+ e 1^+) e una adulta (2^+ o superiore).

Tab. 24. Limiti di classe RQE₅ per la metrica 5

	Valori di Riferimento	Limiti di classe			
		ELEVATO/BUONO	BUONO/SUFFICIENTE	SUFFICIENTE / SCARSO	SCARSO/CATTIVO
RQE ₅	1	0,8	0,6	0,4	0,2
% 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**.

Ecoregione alpina

Agone (*Alosa agone*), alborella (*Alburnus alburnus alborella*), anguilla (*Anguilla anguilla*), barbo (*Barbus plebejus*), barbo canino (*Barbus meridionalis*), bottatrice (*Lota lota*), cagnetta (*Salaria fluviatilis*), carpa (*Cyprinus carpio*), carpione del Garda (*Salmo carpio*), cavedano (*Leuciscus cephalus*), 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 lucius*), persico trota (*Micropterus salmoides*), persico sole (*Lepomis gibbosus*), pesce persico (*Perca fluviatilis*), pigo (*Rutilus pigus*), salmerino alpino (*Salvelinus alpinus*), sampierolo (*Leuciscus lapacinus*), sanguinerola (*Phoxinus phoxinus*), savetta (*Chondrostoma soetta*), scardola (*Scardinius erythrophthalmus*), scazzone (*Cottus gobio*), storione (*Acipenser sturio*), storione cobice (*Acipenser naccarii*), tinca (*Tinca tinca*), triotto (*Rutilus erythrophthalmus*), trota (*Salmo trutta lacustris*), vairone (*Leuciscus souffia*).

Ecoregione mediterranea:

Agone (*Alosa fallax lacustris*), alborella (*Alburnus alburnus alborella*), alborella meridionale (*Alburnus albidus*), anguilla (*Anguilla anguilla*), barbo (*Barbus plebejus*), barbo canino (*Barbus meridionalis*), cagnetta (*Salaria fluviatilis*), carpa (*Cyprinus carpio*), carpione del Garda (*Salmo carpio*), 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 lucius*), persico trota (*Micropterus salmoides*), pesce persico (*Perca fluviatilis*), rovello (*Rutilus rubilio*), scardola (*Scardinius erythrophthalmus*), spinarello (*Gasterosteus aculeatus*), tinca (*Tinca tinca*); scazzone (*Cottus gobio*), triotto (*Rutilus erythrophthalmus*); trota (*Salmo trutta lacustris*), trota vairone (*Leuciscus souffia*).

6.6. Bibliografia

- Adelman I.R. & Smith L.L., 1970 - Effect of hydrogen sulfide on northern pike eggs and sac fry. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 99: 501-509.
- Anderson R.O. & Neumann R.M., 1996 - Length, Weight, and Associated Structural indices. In: Murphy & Willis Eds. Fisheries techniques. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA. 447-482.
- APAT, 2007. Metodi biologici per le acque, Parte I. http://www.apat.gov.it/site/it-IT/APAT/Pubblicazioni/metodi_bio_acque.html
- Casselman J.M., 1978 - Effects of environmental factors on growth, survival, activity and exploitation of northern pike. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.* 11: 114-128.
- Casselman J.M. & Lewis C.A., 1994 - Habitat requirements of northern Pike (*Esox lucius*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 161-174.
- Eckmann R., 1995 - Fish richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. *Ecol. Freshw. Fish*, 4: 62-69.
- Franklin D.R. & Smith L.L. Jr, 1963 - Early life history of the northern pike, *Esox lucius*, with special reference to the factors influencing the numerical strength of year classes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 92:91-110.
- Gandolfi, G., S. Zerunian, P. Torricelli & A. Marconato, 1991. I Pesci delle acque interne italiane. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato (Eds). Roma.
- Gassner H. & Wanzenböck J. 1999 - Fischökologische Leitbilder Fünf ausgewählter Salzkammergutseen, (Ecological base line states for fish communities of five Austrian Lakes). *Limnologica*, 29: 436-448.
- Gibson R.J. & Haedrich R.L., 1988 - The exceptional growth of juvenile atlantic salmon in the city waters of St. John's Newfoundland, Canada. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 35: 385-407.
- Holmgren K. & Appelberg M., 2000 - Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients. *J. Fish Biol.*, 57: 1312-1330.

- Irz P., Argillier C. & Oberdorff T., 2004. Native and introduced fish species richness in French lakes: local and regional influences. *Global ecology and Biogeography*, 13: 335-344.
- Jackson D.A. & Harvey H.H., 1989 - Biogeographic association in fish assemblages: local vs regional processes. *Ecology*, 70: 1472-1484.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M., Lauridsen T. & Landkildehus F., 2000 - Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshw. Biol.*, 45: 201–218.
- Marshall T.R. & Ryan P.A., 1987 - Abundance patterns and community attributes of fishes relative to environmental gradients. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 198-215.
- Mehner T., Diekmann M., Bramick U. & Lemcke R., 2005 – Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human use intensity. *Freshw. Biol.*, 50: 70-85.
- Perrow M.R., Jowitt A.J.D. & Johnson S.R., 1996 - Factors affecting the habitat selection of tench in a shallow eutrophic lake. *J. Fish Biol.*, 48: 859-870.
- Persson L., 1997 - Competition, predation and environmental factors as structuring forces in freshwater fish communities: Sumari (1971) revisited. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54: 85-88.
- Persson L., Diehl S., Johansson L., Anderson G. & Hamrin S.F., 1991 – Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes – patterns and the importance of size structured interactions. *J. Fish. Biol.*, 38: 281-293.
- Rahel F.J., 1986 - Biogeographic influences on species composition of northern Wisconsin lakes with applications for lakes acidification studies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 124-134.
- Steedman R.J., Whillans T.H., Behm A.P., Bray K.E., Cullis K.I., Holland M.M., Stoddart S.J. & White R.J., 1996 - Use of historical information for conservation and restoration of Great Lakes aquatic habitat. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53/1: 415–423.
- Tammi J., Appelberg M., Beier U., Hesthagen T., Lappalainen A. & Rask M., 2003 – Fish status survey of Nordic lakes: effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. *Ambio*, 32: 98-105.
- Tonn, W.M. & Magnusson J.J., 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 Trent. Sci. Nat.*, 87:257-260.
- Volta P. & A.Oggioni. 2010. Specie chiave e tipo-specifiche nei laghi naturali dell'Ecoregione Alpina: approccio storico e proposta di metriche per l'analisi dello stato di qualità della fauna ittica ai sensi della Direttiva sulle Acque 2000/60/CE. *Studi Trent. Sci. Nat.*, 87: 97-103.
- Volta P., A. Oggioni, R. Bettinetti & E. Jeppesen. Assessing lake typologies and indicator fish species for Italian natural lakes using past fish richness and assemblages. *Hydrobiologia*. DOI: 10.1007/s10750-011-0720-6. In press..
- Zick D., Gassner H., Rinnerthaler M., Jager P. & Patzner R.A., 2006 - Application of population size structure indices to Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Alpine lakes in Austria. *Ecol. Freshw. Fish.*, 16/1: 54-63.

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

Marzia Ciampittiello¹

¹*Istituto per lo Studio degli Ecosistemi - CNR, Verbania-Pallanza*

Parte del presente documento deriva dal Deliverable Pd3: “Guideline and field protocols for deriving hydromorphological and habitat information” relativo al progetto europeo

LIFE08 ENV/IT/00413 INHABIT (Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes).

Ringraziamenti

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

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

Ad oggi non esiste una metodologia standardizzata per l'intero territorio nazionale che sia in grado di definire la qualità idromorfologica dei laghi e invasi italiani, e che metta in relazione le pressioni e gli impatti abiotici con la qualità ecologica derivata dai quattro elementi di qualità biologica.

Esiste però un gruppo di lavoro europeo, che fa capo al CEN (*European Committee for Standardization*) che 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. Al gruppo di lavoro (*CEN Task Group for 'Water Body Characteristics'*, CEN TC 230/WG 2/TG 5), ha preso parte il CNR-ISE quale referente nazionale italiano, per l'idromorfologia lacustre.

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). 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.

È prevista la compilazione di una scheda, riportata in Appendice A, e di una chiave applicativa, 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 ancora provvisoria, in quanto è necessaria l'applicazione del metodo su tutte le tipologie lacustri italiane per verificarne l'applicabilità e l'eventuale necessità di cambiamenti, fermo restando che la metodologia prevista è già stata ampiamente applicata in diversi stati europei, anche mediterranei, e che quindi non saranno necessari stravolgimenti sostanziali. Inoltre la sua applicazione su un gran numero di laghi risulta necessaria anche per definire i valori soglia, minimi e massimi sia di qualità degli habitat che di alterazione morfologica che derivano dall'elaborazione dei dati raccolti.

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 km² per un bacino di 20'000 km² e del 18% con un pluviometro ogni 2590 km². 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, 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* (τ_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 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 europee.

- *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 1 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 1 - 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>	Epilitorale	---
<i>Zona sopra il livello dell'acqua ma soggetta allo spray delle onde</i>	Supralitorale	---
<i>Zona compresa tra il più alto e il più basso livello stagionale; spesso corrisponde alla zona dove si infrangono le onde</i>	Eulitorale	---
<i>Zona caratterizzata dalla presenza di vegetazione emersa radicata</i>	Alto Infralitorale	<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>	Medio Infralitorale	---
<i>Zona caratterizzata dalla presenza di vegetazione macroscopica sommersa o radicata</i>	Profondo Infralitorale	<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>	Litorale profondo	<u>Sublitorale</u> (Thienemann, Lundbeck, Eggleton) <u>Microlitorale</u> (Thomasson, Naumann) <u>Euprofundal</u> (Lenz)
<i>Zona caratterizzata da fango fine, spoglia</i>	Profondo	<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 di temporale lunga, anche se i tempi e l'evoluzione del fenomeno dipendono dal tipo di lago e dalle azioni dell'uomo all'interno del bacino imbrifero lacustre. 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, Wetzel 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) e Adrian *et al.*(2009).

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 m^3 . (Registro Italiano Dighe, 2008).

Le grandi dighe italiane, di competenza statale, riportate nel Registro Italiano Dighe sono attualmente 542 (dato aggiornato a settembre 2007).

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 m³. 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 di tutte le tipologie di dighe presenti sul territorio italiano.

- Dighe in muratura
- Dighe in materiali sciolti
- Sbarramenti di tipo vario

La Direttiva richiede che anche per i corpi idrici fortemente modificati e per quelli artificiali vengano definiti dei criteri di qualità ecologica, 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 definizione 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 (Appendici C e D) 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 la 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.

Secondo quanto previsto dalla Direttiva, anche gli invasi devono essere monitorati e classificati. La differenza sostanziale rispetto ai laghi naturali è negli obbiettivi 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 8.4.1 a).

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. Per i corpi idrici fortemente modificati 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 alla modificazione dello stato di qualità del corpo idrico e agli 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. Tale metodo si sviluppa utilizzando una combinazione di indagine in campo e di raccolta preventiva di semplici informazioni di base, raccolte con l'utilizzo dell'equipaggiamento minimo riportato in Tabella 2. 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 km² e i 14 km² 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 km² 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 sia al massimo tra 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.

Durante l'applicazione del metodo mediante l'utilizzo di una barca, vengono registrate 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*). Qualora tali informazioni siano già preventivamente raccolte nel periodo di massima stratificazione, per altri campionamenti, si può prevedere l'applicazione del metodo in vicinanza di tali campionamenti, senza quindi rivalutare nuovamente tali informazioni.

Tabella 2 - Equipaggiamento minimo richiesto per l'applicazione in campo del metodo LHS.

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

Si riportano in questo documento solo alcune voci, quelle che potrebbero essere di più difficile interpretazione, rimandando la descrizione della totalità delle informazioni richieste al manuale del metodo in via di preparazione.

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* 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.

Le caratteristiche riportate in questa sezione sono da valutare per ogni *Hab-Plot*, inserendo dei valori percentuali in funzione delle voci richieste, 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-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 e considerata particolarmente invasiva, ma non presente nella scheda di campo, va inserita nella Sezione 7.

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.

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.

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.

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 dal litorale: 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.

Epatiche/Muschi/Licheni: *Riccia, Lununaria, Sphagnum, Fontinalis*

Canneti/Cariceti: *Schoenoplectus, Typha, Carex, Cyperus*

Idrofite emergenti: *Sparganium, Polygonum amphibium*

Flottanti-Radicati: *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*

Alge filamentose: *Cladofora, Oedogonium, Mougeotia, Zygnema*

Alge fitobentoniche: diatomee o cianobatteri

Alge 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-Grappo *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 7.

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*. Se si riscontrano pressioni non presenti nell'elenco, riportarle nella Sezione 7. Qui di

seguito ne vengono riportate solo alcune, a titolo esemplificativo. La descrizione completa sarà riportata nel manuale del metodo in via di preparazione.

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 palancole, 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.

Strutture flottanti o fisse: presenza di gabbie o strutture similari 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: le caratteristiche del perimetro del lago, le attività/pressioni antropiche insistenti sul lago e le caratteristiche morfologiche. 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 in via di preparazione.

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 “squadrato”, 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.

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 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 meteorologiche e idrologiche per ottenere ulteriori informazioni sul regime idrologico del lago, qualora non 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. Non sono utili per uno studio

approfondito della termica lacustre, sicuramente interessante ma da effettuarsi in altri contesti e in altri modi.

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.

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.

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). 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 sensibilità, 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.

Dopo aver conseguito corretta preparazione all'applicazione del metodo sopra descritto, attraverso

corsi di formazione, 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

La formulazione completa e definitiva della metodica per l'analisi delle caratteristiche idromorfologiche non è ancora disponibile completamente, ma in via di definizione. Lo sviluppo e il completamento di tale metodica sta seguendo da vicino quello della metodica standard a livello europeo, in via di definizione presso il CEN.

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.
- 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.
- 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.

- 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.
- 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.), *Handbuch 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, 2008. Lake Habitat Survey in the united kingdom FIELD SURVEY GUIDANCE MANUAL. © SNIFFER 2008 (www.sniffer.org.uk).
- SNIFFER, 2008. Development of Lake-MImAS as a decision-support tool for managing hydromorphological alterations to lakes. © SNIFFER 2008 (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 (SCHEDA
PROVVISORIA)**

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 ²)		Area del Bacino imbrifero (km ²)	
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, FG, GD, DP, FV, WW, BS, CW, VL, LL, 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, Calcareo, Organico, Misto (cerchiare le componenti se misto)		
Copertura del suolo dominante nel bacino imbrifero [cerchiare]:	NV, BL, BP, CW, PP, 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)		

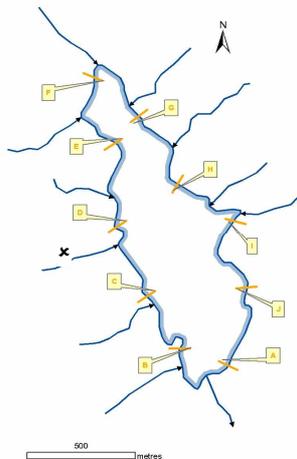
SEGNARE SULLA MAPPA

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=Roccia, 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=Inclinata (>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%) Cerchiare la classe limo/argilla se c'è una significativa presenza di materiale organico (NB torba & marna sono formazioni non tessiturali)	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)																			
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)																				

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

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															
	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	
Stima riassuntiva dell'intensità globale delle pressioni ricreative, educative e/o nautiche sul lago								
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	
Altro					

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)

Principali usi (cerchiare)	Nessuno / Idroelettrico / Approvvigionamento idropotabile / Laminazione / Navigazione / Ricreativo / Altro (specificare)
Tipologia del regime idrologico (cerchiare)	Naturale (non modificato) / Naturale (livello innalzato) / Naturale (livello abbassato) / Invaso / Lago artificiale / laghi di cava
Gestione del livello dell'acqua all'emissario	(✓segnare) Gestito attivamente <input type="checkbox"/> Controllo passivo <input type="checkbox"/> Prelievi <input type="checkbox"/>
Altezza del livello innalzato o abbassato (✓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"/>
Altezza delle infrastrutture di controllo dal fondo	
Età e condizione delle infrastrutture di controllo	(✓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. Prelievi d'acqua) 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
Altro			

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 ₂ (mg l ⁻¹)	Temp (°C)	Metalimnio (T,B)		Profondità (m)	O ₂ (mg l ⁻¹)	Temp (°C)	Metalimnio (T,B)
Superficie								
					Superficie (replica)			

Confermare che la replica della lettura dell' O₂ è entro ± 0.5 mg l⁻¹ 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

<p>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%)</p> <p>Cerchiare la voce limo/argilla se c'è una significativa presenza di materiale organico (NB torba & marna sono formazioni non tessiturali)</p>	<p>Roccia</p> <p>Massi (> 256 mm)</p> <p>Ciottoli (> 64 mm - 256 mm)</p> <p>Ghiaia (> 2 mm - 64 mm)</p> <p>Sabbia (≥ 0.063 mm - 2 mm)</p> <p>Limo/argilla (< 0.063 mm)</p>
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).