



LIFE+ 2008

LIFE+ Programme (European Commission)

Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413

Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes

ACTION GROUP D1: Demonstration actions on classification and uncertainty

Action D1_ISE (month 20-36): Demonstration actions on classification and uncertainty by ISE

Deliverable I1d5

Variabilità naturale e legata a fattori antropici nei siti lacustri studiati

Natural and anthropogenic variability at lake sampling sites

Giuseppe Morabito¹, Aldo Marchetto¹, Martina Austoni¹, Alessandro Oggioni^{1,2}, Antonella Lugliè³, Maria Antonietta Mariani³, Bachisio M. Padedda³, Nicola Sechi³, Elio Sesia⁴, Teo Ferrero⁴, Pierluigi Fogliati⁵, Gabriella Fornaro⁵, Mario Pannocchia⁵, Francesca Vietti⁶ & Marzia Ciampittiello¹

¹CNR-ISE, Verbania Pallanza (VB)

² CNR-IREA, Unità Operativa di Supporto, Milano

³Dipartimento di Scienze Botaniche, Ecologiche e Geologiche, Università di Sassari

⁴ARPA Piemonte, Struttura Specialistica Qualità delle Acque, Asti

⁵ARPA Piemonte, Dipartimento di Torino, Presidio Territoriale di Ivrea

⁶ARPA Piemonte, Dipartimento di Biella

Verbania Pallanza, 31 maggio 2012

INDICE

<i>Summary</i>	3
<i>Riassunto</i>	4
<i>1. Introduzione</i>	5
<i>2. Fitoplancton</i>	6
2.1 Scopo del lavoro.....	6
2.2 Metriche analizzate e metodi	6
2.3 Variabilità stagionale	8
2.3.1 Risposta delle metriche al gradiente di pressione considerato rispetto alla variabilità stagionale	8
2.3.2 Variabilità delle medie delle metriche rispetto alla frequenza di campionamento	10
2.3.3 Variabilità pluriennale.....	14
<i>3. Macrofite</i>	16
3.1. Scopo del lavoro.....	16
3.2. Stato dell'arte	16
3.2.1. Protocolli di campionamento	16
3.2.2. Metodi di classificazione	17
3.3. Dati raccolti.....	18
3.4. Classificazione di qualità degli ambienti studiati	26
3.5. Confronto tra la variabilità nel lago e tra laghi	27
3.6. Valutazione della correttezza dello sforzo di campionamento	29
<i>4. Conclusioni</i>	32
<i>5. Bibliografia</i>	33

Summary

The natural variability of the biotic components, in particular of those showing seasonal cycles, often leads to significant changes of biomass as well as specific composition. This means that the choice of sampling frequency and distribution during the year may be crucial when assessing the ecological quality of a waterbody, starting from the structure of biotic communities. Among the four biological quality elements used to classify the lakes, three of them (phytoplankton, macrophytes and macroinvertebrates) show a marked seasonality and/or a certain degree of spatial variability. This document has the aim to evaluate how the metrics used are sensitive to the natural variability, especially respect to their response to the pressure gradients. The analysis was carried out on data collected during the project and is limited to phytoplankton and macrophytes, because the examination of autumn samples of macroinvertebrates, is still in progress. Regarding phytoplankton, three metrics defined by Italian national legislation (composition indices, chlorophyll and biovolume) were analyzed, comparing the variability due to anthropogenic origin (expressed by the gradient of total phosphorus) with the natural one (seasonal variations on different time scales) and estimating the uncertainty in the classification using different sampling frequencies. In the case of macrophytes, monitoring methods and classification were analyzed respect to their accuracy in assessing if the variability between sites, explained by a different anthropogenic pressure, is actually greater than the variance within the individual lake. In addition, we want to determine if the sampling effort, as established by the monitoring protocols, is adequate to the needs of the classification. Our analysis showed that the variability of phytoplankton metrics reflects the trophic gradient and is more significant than that explained by seasonal fluctuations, demonstrating the robustness of the indicators used. Moreover, the phytoplankton assemblages reveal a high stability in interannual patterns of succession. Conversely, the general formulation of the macrophytic index may need to be redefined to better understand the differences in ecological quality between lakes. Furthermore, as concerns macrophytes, a significant reduction of the sampling effort does not seem to be possible without compromising the quality of classification, while, as regards phytoplankton, it would be acceptable to reduce the number of annual samples from 6 to 4 without compromising the result of the classification, while observing the seasonality, because our analysis suggests that phytoplankton samples concentrated in a single season lead to increased uncertainty in the classification.

Riassunto

La variabilità naturale delle componenti biotiche, in modo particolare di quelle che mostrano cicli su base stagionale, porta a cambiamenti spesso significativi della composizione specifica e della biomassa. Questo significa che la scelta della frequenza di campionamento e la distribuzione dei prelievi nel corso dell'anno possono rappresentare dei fattori critici quando si tratta di valutare la qualità ecologica a partire dalla struttura delle comunità biotiche. Delle quattro componenti biologiche usate per classificare i laghi, tre (fitoplancton, macrofite e macroinvertebrati) mostrano una spiccata stagionalità e/o una certa variabilità spaziale. Il presente documento è stato redatto con lo scopo di valutare quanto le metriche utilizzate siano sensibili alla variabilità di origine naturale, soprattutto in relazione alla loro risposta rispetto ai gradienti di pressione. L'analisi è stata condotta sui dati raccolti nel corso del progetto ed è limitata al fitoplancton ed alle macrofite, poiché l'esame dei campioni autunnali dei macroinvertebrati è tuttora in corso. Per quanto riguarda il fitoplancton sono state analizzate tre metriche indicate dalla normativa nazionale (indici di composizione, clorofilla e biovolume), confrontandone la variabilità di origine antropica (espressa dal gradiente di fosforo totale) con quella naturale (stagionalità su diverse scale temporali) e stimando l'incertezza nella classificazione con frequenze di prelievo diverse. Nel caso delle macrofite, i metodi di monitoraggio e di classificazione sono stati analizzati rispetto alla loro accuratezza nel valutare se la variabilità tra ambienti, dovuta alla diversa pressione antropica, sia effettivamente maggiore rispetto alla varianza all'interno del singolo lago. Inoltre, si vuole valutare se lo sforzo di campionamento, previsto dai protocolli di monitoraggio, sia adeguato alle esigenze della classificazione. La nostra analisi ha messo in evidenza che la variabilità delle metriche fitoplanctoniche rispecchia il gradiente trofico ed è più significativa rispetto a quella spiegata dalle fluttuazioni stagionali, dimostrando la robustezza degli indicatori utilizzati e che le associazioni fitoplanctoniche rilevano un grande stabilità negli schemi di successione interannuali. Viceversa, la formulazione generale dell'indice macrofitico potrebbe necessitare di una ridefinizione per meglio cogliere le differenze di qualità ecologica tra i laghi. Inoltre, nel caso delle macrofite, una riduzione significativa dello sforzo di campionamento non pare possibile senza compromettere la qualità della classificazione, mentre, per quanto riguarda il fitoplancton, sarebbe accettabile ridurre il numero dei prelievi annuali da 6 a 4 senza compromettere il risultato della classificazione, rispettando comunque la stagionalità, poiché prelievi di fitoplancton concentrati in una sola stagione determinano una maggiore incertezza nella classificazione.

1. Introduzione

La Direttiva 2000/60/CE stabilisce (Allegato V,1.3.4) che “Per il monitoraggio sono fissate frequenze che tengono conto della variabilità da condizioni sia naturali che antropiche. Il momento in cui effettuare il monitoraggio è scelto in modo da minimizzare l’incidenza delle variazioni stagionali sul risultato ed assicurare quindi che quest’ultimo rispecchi i mutamenti intervenuti nel corpo idrico a seguito di cambiamenti dovuti alla pressione antropica. Per conseguire questo obiettivo sono effettuati, se necessario, monitoraggi supplementari in stagioni diverse del medesimo anno.”

La variabilità naturale delle componenti biotiche, in modo particolare di quelle che mostrano cicli su base stagionale, porta a cambiamenti spesso significativi della composizione specifica e della biomassa. Questo significa che la scelta della frequenza di campionamento e la distribuzione dei prelievi nel corso dell'anno possono rappresentare dei fattori critici quando si tratta di valutare la qualità ecologica a partire dalla struttura delle comunità biotiche.

Per esempio, nel caso del fitoplancton, Carvalho et al. (2006) hanno recentemente dimostrato che l’errore di classificazione è dipendente dal numero di campioni utilizzati per il calcolo delle metriche: in particolare, nel caso della clorofilla, nell’intorno della soglia al limite tra due classi di qualità, vi è sempre una probabilità di errore del 50% nella classificazione. Tuttavia, allontanandosi dal valore limite, la probabilità di classificare in modo sbagliato aumenta al diminuire del numero di dati disponibili.

Tenendo presente che è necessario raggiungere, per questioni logistiche ed economiche, il miglior compromesso tra sforzo di campionamento ed affidabilità della classificazione, per ridurre l’incertezza determinata dalla variabilità temporale, devono essere fissate frequenze di monitoraggio tali da minimizzare l'incidenza delle variazioni stagionali sul risultato ed assicurare quindi che quest'ultimo rispecchi i mutamenti dovuti alla pressione antropica.

Si tratta, quindi, di impiegare metriche robuste: secondo Hering et al. (2010), una metrica, per essere sufficientemente robusta, deve rispecchiare gli effetti della pressione che si vuole analizzare, essendo, al tempo stesso, poco sensibile ad altre fonti di variabilità (come, per esempio, la stagionalità).

Delle quattro componenti biologiche usate per classificare i laghi, tre (fitoplancton, macrofite e macroinvertebrati) mostrano una spiccata stagionalità e/o una certa variabilità spaziale. Tuttavia, fino ad ora non è mai stata fatta una analisi volta a valutare quanto le metriche utilizzate siano sensibili alla variabilità di origine naturale, soprattutto in relazione alla loro risposta rispetto ai gradienti di pressione.

Il presente documento è stato redatto con lo scopo di fornire indicazioni in questo senso, anche per valutare se i protocolli di campionamento nazionali, che tengono conto delle possibili fonti di

variabilità naturale (spaziale o temporale), siano adeguati a fornire i dati migliori per la classificazione ecologica dei corpi idrici.

Nel nostro caso, l'analisi sarà limitata al fitoplancton ed alle macrofite, poiché l'analisi dei campioni autunnali dei macroinvertebrati è tuttora in corso e non è, quindi, possibile analizzare la variabilità stagionale di questa componente.

2. Fitoplancton

2.1 Scopo del lavoro

Secondo la normativa italiana (D.Lgs. n. 260/2010), il giudizio di qualità ecologica basato sul fitoplancton prevede l'utilizzo di un indice derivato dalla media di tre metriche differenti: una metrica di composizione, ovvero un indice ottenuto dalla media ponderata dei biovolumi dei taxa algali rinvenuti, corretti per gli opportuni pesi trofici e valori indicatori e due metriche di biomassa, rappresentate dalle medie aritmetiche del biovolume totale e della clorofilla misurati in occasione di sei campionamenti annuali.

Inoltre, le comunità fitoplanctoniche possono andare incontro anche ad una variabilità su scale temporali annuali, poiché riflettono i cambiamenti dell'ecosistema sul lungo termine: la classificazione di qualità dovrebbe considerare anche la variabilità interannuale, poiché il decreto applicativo della Direttiva 2000/60 (D.Lgs. n. 260/2010) prevede che, per il fitoplancton, il monitoraggio di sorveglianza operato dalle Agenzie possa essere effettuato per almeno 1 anno ogni sei anni (periodo di validità di un piano di gestione del bacino idrografico), salvo l'eccezione della rete nucleo, che è controllata ogni tre anni. La validità di una classificazione ottenuta attraverso monitoraggi condotti ad intervalli pluriannuali può essere analizzata solo per gli ambienti per i quali si dispone di serie storiche lunghe: tuttavia, considerato che sono pochi i laghi che soddisfano questa condizione, sia nel contesto italiano, che in quello internazionale, è molto difficile fare una stima attendibile degli errori di classificazione legati alla variabilità pluriennale delle comunità fitoplanctoniche.

Nei paragrafi seguenti sarà analizzata l'influenza della variabilità stagionale sulle metriche che compongono l'indice fitoplanctonico ICF, utilizzando i dati raccolti nel corso del progetto InHabit. Per quanto riguarda l'analisi della variabilità pluriennale delle associazioni algali, saranno presentate alcune elaborazioni derivate dai dati della serie storica del Lago di Candia.

2.2 Metriche analizzate e metodi

Il dataset impiegato è quello comprendente i dati raccolti nel 2011, nel corso del progetto InHabit, per un totale di 13 laghi campionati (7 piemontesi e 6 sardi), con frequenze annuali variabili da 6 a 3 campioni per anno (Tab.2.1). La variabilità nel numero dei campioni è dovuta sia alle peculiari caratteristiche di alcuni ambienti (gli invasi d'alta quota Serrù e Morasco, campionati solo durante il periodo estivo), che a tempi diversi di inizio della campagna di raccolta (per alcuni laghi sardi, i primi prelievi sono stati effettuati a partire dall'estate 2011 e la campagna terminerà in primavera del 2012).

Tabella 2.1. Laghi campionati e numero di campioni sui quali sono state condotte le analisi di seguito descritte.

Piemonte		Sardegna	
Lago	n. campioni	Lago	n. campioni
Candia	6	Baratz	4
Mergozzo	6	Bidighinzu	3
Avigliana	6	Sos Canales	3
Sirio	6	Posada	3
Viverone	6	Liscia	3
Serrù	3	Torrei	6
Morasco	3		

Una descrizione dettagliata degli indici fitoplanctonici, della loro formulazione e della loro combinazione per ottenere l'Indice Complessivo del Fitoplancton (ICF) è riportata in Marchetto et al. (2011). In questa sede verrà data solo un'indicazione delle metriche utilizzate nei calcoli, che sono state gli indici fitoplanctonici PTI_{ot} e Med PTI per i laghi piemontesi e quelli sardi, rispettivamente. Oltre a questi, sono state calcolate ed analizzate le medie, per ogni lago, di clorofilla e biovolume totali. Non è stata considerata la percentuale di cianobatteri, poiché questa metrica è usata solamente per la classificazione degli invasi mediterranei. Per ognuna di queste metriche è stata analizzata la risposta al gradiente trofico, misurando la correlazione con la concentrazione media del fosforo totale nella zona eufotica.

In seguito, la robustezza delle metriche fitoplanctoniche è stata valutata con l'analisi della varianza, secondo quanto suggerito da Stoddard et al. (2008): in pratica, la varianza dovuta alla variabilità naturale delle popolazioni deve essere più bassa della variabilità spiegata dalla risposta della metrica al gradiente di pressione considerato. Nel nostro caso, le due sorgenti di varianza sono date dai campionamenti ripetuti stagionalmente nello stesso sito e dai campionamenti tra siti diversi lungo lo spettro trofico. Secondo Stoddard et al. (2008), la prima sorgente di varianza può essere interpretata come “rumore”, la seconda come “segnale”: il rapporto segnale/rumore permette di quantificare la robustezza della metrica.

Infine, nei laghi per i quali erano disponibili sei campionamenti, sono state confrontate statisticamente le medie delle diverse metriche su 6, 4 e 3 campioni, per valutare le differenze di classificazione in relazione a frequenze di campionamento variabili. La scelta dei 4 campioni è stata fatta su base stagionale, escludendo dal gruppo dei 6 campioni previsti dal protocollo nazionale, i 2 campioni delle fasi di transizione. I tre campioni sono, invece, quelli del periodo estivo: tale periodo è stato proposto come periodo di riferimento, a livello europeo, per confrontare tra loro ambienti di

latitudini differenti, nei quali la stagione di crescita del fitoplancton ha durata variabile in relazione al gradiente geografico e climatico (Mischke et al., 2012).

L'analisi della variabilità interannuale è stata condotta sulla serie storica del Lago di Candia, analizzando il periodo 1986-1998. Per ogni singolo anno della serie storica, la composizione in specie delle associazioni fitoplanctoniche riscontrate in campioni raccolti mensilmente è stata analizzata con l'indice di similarità di Bray-Curtis. La matrice di similarità così ottenuta è stata sottoposta a *cluster analysis*, ottenendo gruppi di campioni con composizione in specie simile. Per ogni anno, i gruppi di campioni sono stati ordinati secondo la successione stagionale, in accordo con la *cluster analysis*. Infine, è stata misurata la frequenza con la quale i singoli campioni mensili venivano aggregati ai diversi *clusters* stagionali: questo valore è stato preso come misura della probabilità che un campione prelevato in un determinato mese fosse rappresentativo di una certa fase della successione stagionale, definita da una precisa composizione specifica delle associazioni fitoplanctoniche.

2.3 Variabilità stagionale

2.3.1 Risposta delle metriche al gradiente di pressione considerato rispetto alla variabilità stagionale

In generale, un buon indicatore deve essere sensibile alla pressione di cui si vuole misurare l'impatto ed avere una variabilità naturale che non mascheri gli effetti legati al variare della pressione. Le tre metriche utilizzate nel caso del fitoplancton sono state scelte nel corso del processo di intercalibrazione previsto dalla Direttiva 2000/60 allo scopo di misurare la risposta all'eutrofizzazione, considerata la pressione antropica più importante che agisce su laghi ed invasi in Europa. Quindi, è logico attendersi che esse mostrino, nell'ambito del dataset utilizzato, una relazione con il gradiente trofico, espresso come concentrazione di fosforo totale.

Considerando i dati ottenuti nel corso del progetto, si può osservare che esiste una buona correlazione tra la concentrazione media del fosforo totale e la media annua delle tre metriche fitoplanctoniche (Fig.2.1), indicando che uno dei presupposti basilari della nostra analisi è soddisfatto.

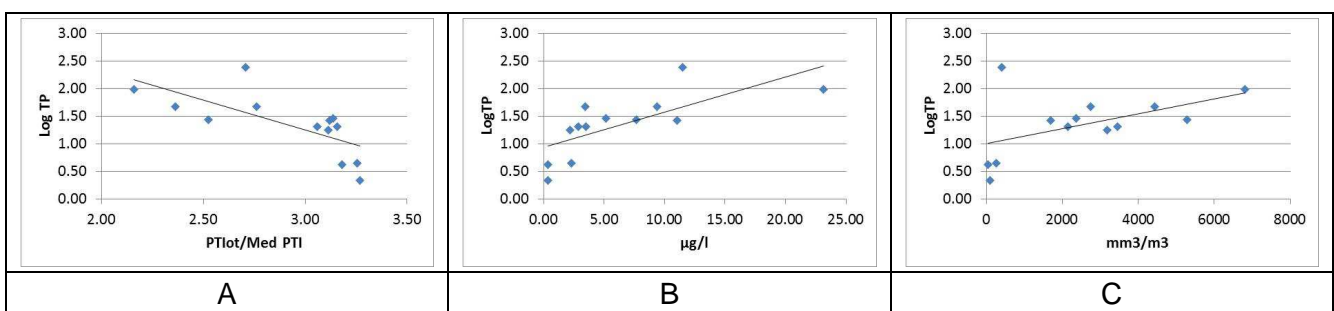


Fig. 2.1. Risposta delle tre metriche fitoplanctoniche e concentrazione di fosforo totale nel dataset dei laghi InHabit. A: indici di composizione; B: clorofilla a; C: biomassa algale.

In particolare, le relazioni misurate sono le seguenti:

- 1) $y = -1.5327x + 5.8062$; $R^2 = 0.496$; $p = 0.007$ per gli indici di composizione;
- 2) $y = 0.0891x + 0.7805$; $R^2 = 0.5128$; $p = 0.006$ per la clorofilla;
- 3) $y = 0.0003x + 0.6756$; $R^2 = 0.2524$; $p = 0.08$ per il biovolume.

Statisticamente, solo la relazione con il biovolume non è significativa: tuttavia, osservando il grafico (Fig. 2.1C), è evidente che un unico punto (Log TP = 2.39; BV = 408) può spiegare la perdita di significatività del modello. Tale punto corrisponde al Lago Baratz, che, per le sue caratteristiche, è poco confrontabile con gli altri laghi ed invasi del gruppo: eliminando il Baratz dal modello, la regressione diventa significativa ($R^2 = 0.718$; $p = 0.0005$). La diversità di questo ambiente emerge anche nelle altre regressioni (Fig. 2.1A e Fig.2.1.B), essendo il punto che maggiormente si discosta dalla retta.

Una volta accertato che le metriche rispondono alla pressione eutrofizzazione, possiamo associare questo gradiente alla variabilità legata a cause antropiche e confrontarla con quella legata a cause naturali, ovvero la componente stagionale delle successioni fitoplanctoniche. Il confronto tra le due è stato fatto tramite ANOVA, individuando due fonti di varianza, quella tra laghi, che riflette il gradiente trofico e quella entro laghi, legata alla stagionalità.

I risultati dell'analisi per le singole metriche sono riportati in Tabella 2.2.

Tabella 2.2. Analisi della varianza a due criteri di classificazione per le metriche fitoplanctoniche .

Varianza	G.d.L.	Indici composizione		Clorofilla		Biovolume	
		F	p	F	p	F	p
Tra laghi	12	13.2871	>0.00001	2.1497	0.035	2.0183	0.04824
Entro laghi	5	2.8157	0.0285	0.9277	0.4733	1.3093	0.27954
Errore	40						

Per tutte e tre le metriche la varianza tra laghi risulta più significativa di quella entro laghi, indicando che la componente di stagionalità ha, sulle metriche fitoplanctoniche, un'influenza minore rispetto alla componente legata alla trofia lacustre. Delle tre metriche, gli indici di composizione risentono più delle altre della variabilità stagionale: tuttavia, la risposta al gradiente trofico è molto significativa e mette al riparo da possibili errori di classificazione legati alla stagionalità. Dall'altra parte, il biovolume sembra la più critica fra le tre metriche: è possibile che, anche in questo caso, abbia pesato in modo particolare la situazione del Baratz. Secondo Stoddard (2008), una metrica si può considerare sufficientemente robusta se il rapporto segnale/rumore è maggiore di 2: considerando la varianza tra laghi come segnale e quella entro laghi come rumore, il rapporto è superiore alla soglia indicata da Stoddard per gli indici di composizione (4.72) e per la clorofilla (2.31), mentre risulta leggermente inferiore per il biovolume (1.54). D'altra parte, considerando che l'analisi è stata condotta su un limitato ed abbastanza eterogeneo gruppo di laghi, questi risultati vanno presi come un'indicazione di carattere generale.

2.3.2 Variabilità delle medie delle metriche rispetto alla frequenza di campionamento

Il confronto è stato fatto solo sui sei laghi per i quali erano disponibili sei campioni durante l'anno: Avigliana, Candia, Mergozzo, Sirio, Torrei e Viverone. Le medie sono state confrontate a coppie, usando il t-test di Student, dopo avere verificato che i dati avessero una distribuzione normale. Tutte e tre le metriche utilizzate (indici biotici, clorofilla e biovolume) sono state sottoposte all'analisi, confrontando a coppie le medie delle serie di sei, quattro e tre campioni annuali.

In nessuno dei confronti sono state ritrovate differenze significative tra le medie, indicando che la frequenza di campionamento non ha, almeno nell'insieme dei laghi considerati, un'influenza decisiva sul valore medio della metrica utilizzata per la classificazione. I risultati, quindi, sembrano indicare che, ai fini della classificazione, sia indifferente campionare sei volte, quattro o tre volte per anno.

Tuttavia, per quanto riguarda le singole metriche, sono doverose alcune precisazioni. Gli indici di composizione PTIot e MedPTI sono le metriche più stabili rispetto al variare della frequenza di campionamento: come si vede in Figura 2.2, in tutti i laghi analizzati le medie degli indici hanno mostrato fluttuazioni minime, con una deviazione standard sempre molto contenuta.

La metrica clorofilla si è rivelata decisamente più variabile, al di là del risultato statistico di non significatività nelle differenze tra medie: i grafici riportati in Figura 2.3 mettono in evidenza che esistono, in alcuni casi, differenze tra medie non trascurabili (per esempio nei casi dei laghi Candia e Sirio), peraltro accompagnate ad una deviazione standard generalmente elevata, che smorza la variabilità tra le medie, rendendola non significativa nel calcolo del t-test. Con i nostri dati, la frequenza di campionamento più alta non implica una riduzione della variabilità, anzi è spesso vero il contrario, nel senso che la deviazione standard più bassa si ottiene, in molti casi, prelevando solo tre campioni, ma concentrati in un periodo di maggiore stabilità della struttura dei popolamenti.

L'analisi del biovolume medio conferma ed, anzi, rinforza questo risultato: infatti, nella maggior parte dei casi esaminati (Figura 2.4), la serie dei tre campioni estivi è quella con la deviazione standard più bassa. Tuttavia, bisogna notare che, spesso, questa serie è anche quella con le medie più elevate, osservazione in linea con il fatto che in estate è abbastanza comune registrare forti sviluppi di fitoplancton.

Il risultato generale, che mostra l'assenza di differenze significative tra medie ottenute con frequenza di campionamento diverse, potrebbe essere preso come una indicazione che è possibile ridurre significativamente lo sforzo di campionamento e conteggio del fitoplancton, senza compromettere la classificazione del corpo idrico: tuttavia, bisogna considerare che, ai fini della classificazione, è la media dei valori annuali delle metriche che determina l'RQE, indipendentemente dal valore della deviazione standard. Di conseguenza è possibile che medie, ottenute con frequenze di campionamento diverse, diano un valore di RQE diverso: questo può

rappresentare un fattore critico, soprattutto nei casi in cui i valori si trovano al limite tra le classi buona e sufficiente. Come abbiamo visto, il rischio è quasi nullo con le metriche di composizione, ma aumenta con le metriche di biomassa, in particolare con il biovolume, come dimostrano le indicazioni riportate in Tabella 2.3.

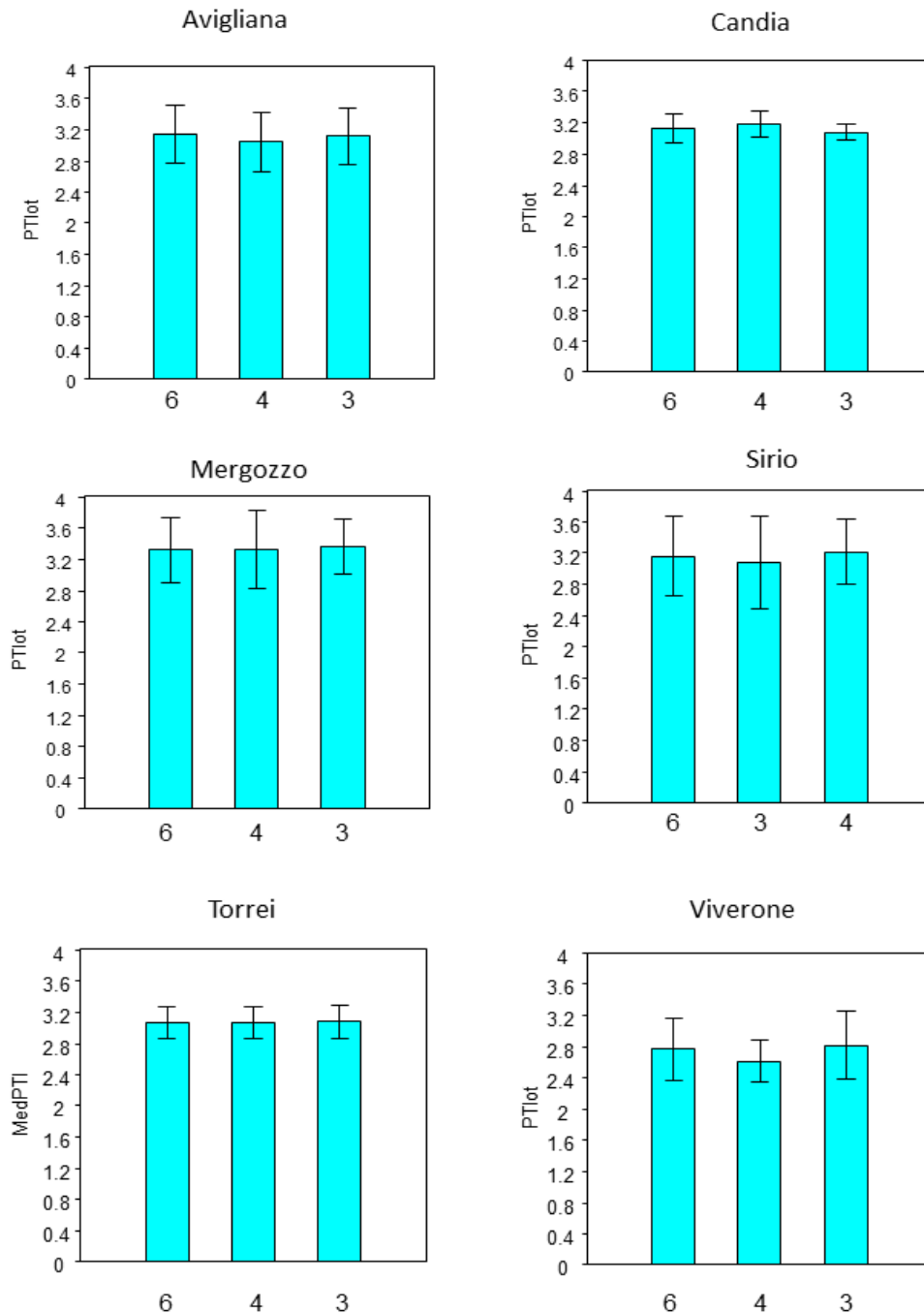


Fig.2.2 Media (barre) e deviazione standard degli indici di composizione nei sei laghi analizzati. Nelle etichette delle il numero rappresenta la quantità di campioni considerati nell'analisi.

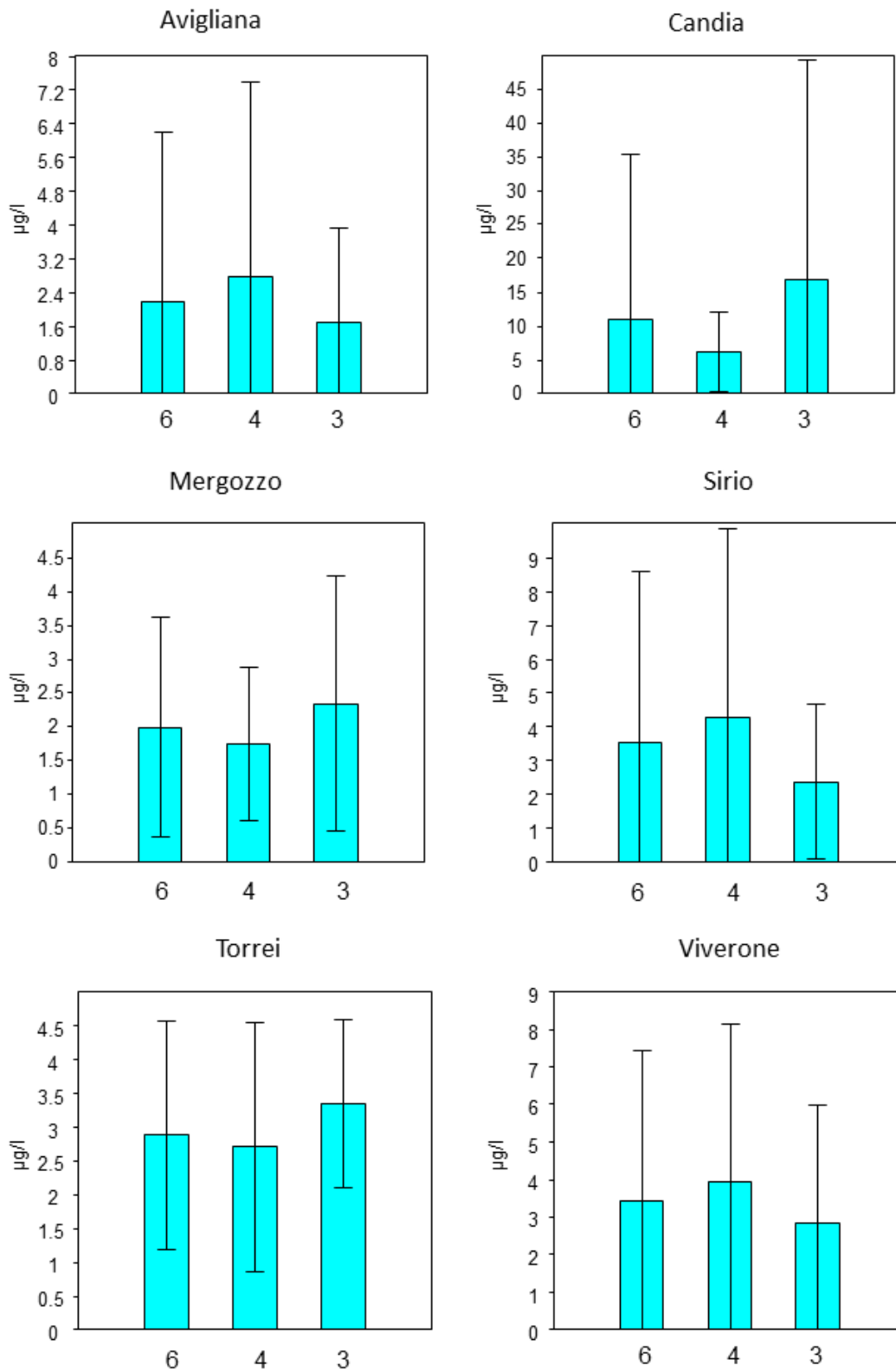


Fig. 2.3. Media (barre) e deviazione standard della concentrazione di clorofilla nei sei laghi analizzati. Nelle etichette delle barre il numero rappresenta la quantità di campioni considerati nell'analisi.

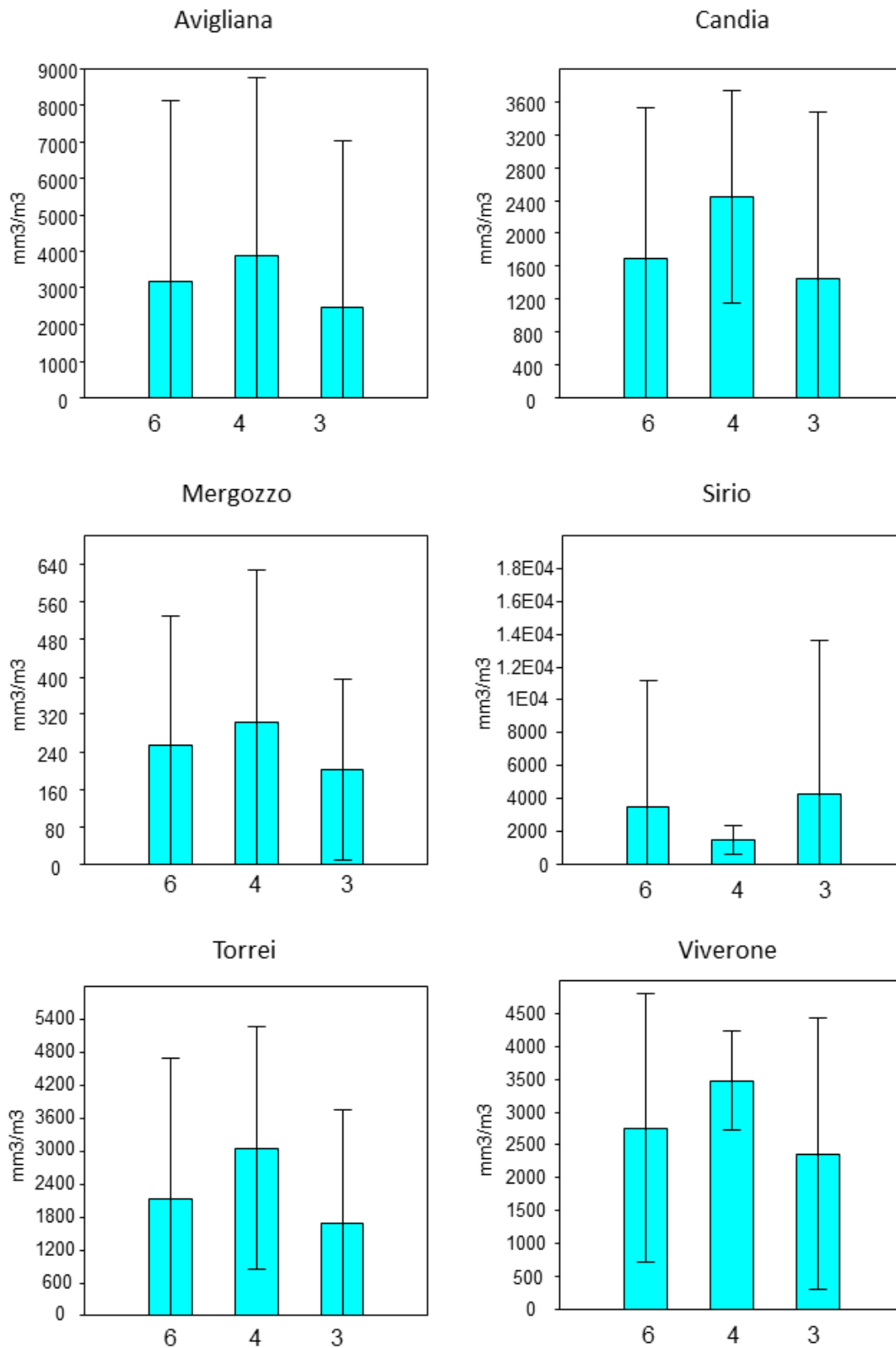


Fig. 2.4. Media (barre) e deviazione standard del biovolume nei sei laghi analizzati. Nelle etichette delle barre il numero rappresenta la quantità di campioni considerati nell'analisi.

Tab.2.3. Risultati della classificazione ecologica dei sei laghi esaminati in funzione del numero di campioni. La classe si riferisce ai limiti riportati, per ognuna delle metriche, nel D.Lgs. n. 260/2010, relativamente al valore assoluto della metrica e non al RQE normalizzato (E = Elevato; B = Buono; S = Sufficiente; SC = Scarso).

Metrica e n. campioni	Avigliana	Candia	Mergozzo	Sirio	Torrei	Viverone
Taxa Index 6	B	B	B	S	B	SC
Taxa Index 4	B	B	B	B	B	SC
Taxa Index 3	B	B	B	S	B	SC
Clorofilla 6	E	S	E	B	B	B
Clorofilla 4	B	B	E	B	B	B
Clorofilla 3	E	SC	E	E	B	B
Biovolume 6	S	B	E	SC	B	S
Biovolume 4	B	B	E	SC	B	S
Biovolume 3	S	B	E	S	SC	SC

In conclusione, limitare la valutazione di qualità ai tre campionamenti estivi non sembra consigliabile, poiché, in questo caso si osserva la maggiore variabilità fra le metriche, per quanto riguarda l'attribuzione di uno stato di qualità. Il confronto tra i risultati ottenuti campionando 6 e 4 volte mostra una maggiore stabilità nell'attribuzione della qualità ecologica: le due serie sono confrontabili in questo senso e questo risultato potrebbe essere preso a sostegno di una eventuale riduzione dello sforzo di campionamento ed analisi del fitoplancton, limitando i prelievi a 4 sopralluoghi stagionali.

2.3.3 Variabilità pluriennale

Una ulteriore fonte di variabilità nella composizione tassonomica dei popolamenti fitoplanctonici potrebbe essere quella legata alle fluttuazioni interannuali, attribuibili, per esempio, alla variabilità climatica. Tuttavia, in letteratura esistono evidenze che le successioni fitoplanctoniche si svolgono con schemi abbastanza ripetibili da un anno con l'altro, in relazione alle proprietà funzionali degli organismi algali ed alla loro risposta ai gradienti dei parametri ambientali (Reynolds, 1984; Seip and Reynolds, 1995, Morabito et al., 2002).

Un esempio di classificazione stagionale sulla base della composizione in specie, ottenuta attraverso la *cluster analysis*, è riportato in Fig. 2.5. L'analisi della serie pluriennale dei dati disponibili per il Lago di Candia, relativamente al periodo 1986-1998, per il quale i dati erano già stati organizzati per questo tipo di analisi, ha messo in evidenza l'esistenza di una grande stabilità nello schema di successione fitoplanctonica, tanto che è possibile attribuire, con probabilità elevate, l'appartenenza di ogni campione ad un preciso gruppo stagionale, indipendentemente dall'anno di raccolta. L'appartenenza dei campioni raccolti nei diversi mesi e settimane, nel periodo 1986-1998, sul Candia, è mostrata in Fig. 2.6. Poiché l'attribuzione viene stabilita sulla base della composizione specifica, se ne può dedurre che questa non varia in modo decisivo, almeno nei *taxa* dominanti, tra un anno ed il successivo, oppure che la variazione ha luogo, eventualmente, su scale temporali più

lunghe e non è tale da influire con la classificazione ecologica, considerata la frequenza temporale prevista dalla normativa attuale per campionamenti da svolgere su scala pluriennale.

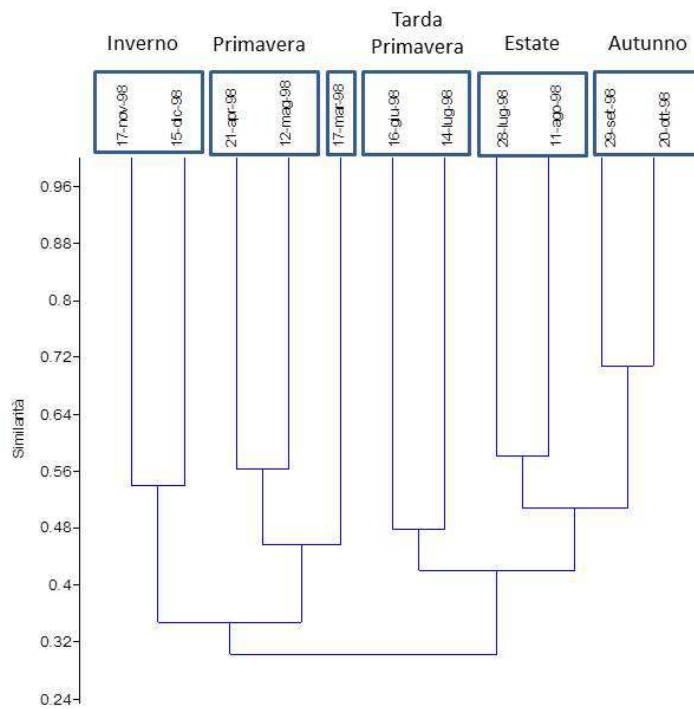


Fig. 2.5. L. di Candia 1998. Ordinamento dei campioni in base alla composizione specifica ed esempio di suddivisione in gruppi stagionali.

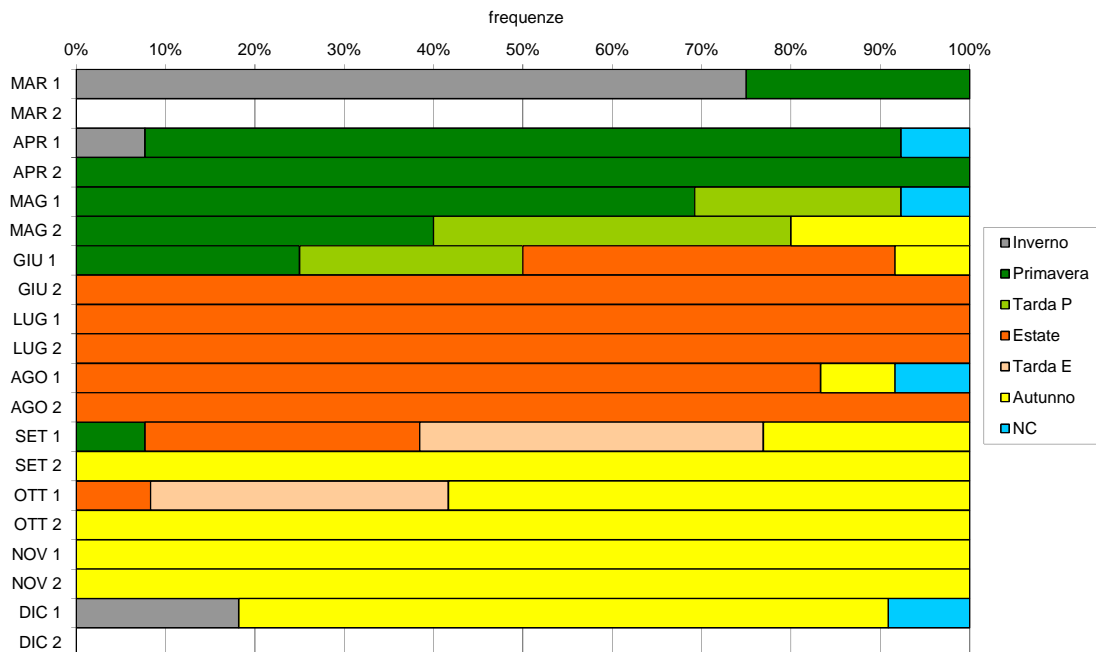


Fig. 2.6. Frequenze di appartenenza dei campioni, raccolti nella I o II metà di ogni mese (es. MAR 1, MAR 2, etc.), ai singoli gruppi stagionali. NC = campioni non classificabili in nessuno dei gruppi individuati.

3. Macrofite

3.1. Scopo del lavoro

Il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del territorio e del Mare ha emanato due decreti che forniscono la base per il monitoraggio e la classificazione dei corpi idrici secondo la Direttiva 2000/60/CE che fornisce un quadro legislativo per la protezione delle acque europee (WFD).

Il Decreto Ministeriale 56/2009 fornisce i criteri per il monitoraggio degli elementi biologici nei corpi idrici e il Decreto 260/2010 quelli per la classificazione in classi di qualità.

Uno dei parametri biologici previsti tanto dalla WFD che dai decreti citati è rappresentato dalle macrofite, cioè dalle piante acquatiche sommerse, radicate a foglie galleggianti e liberamente galleggianti, comprendenti sia le fanerogame, che i muschi (es. *Fontinalis*), le felci (es. *Salvinia*) e le macroalghe sessili (es. *Chara*) formanti colonie ed aggregati macroscopicamente visibili. Sono quindi escluse le piante emergenti che formano la fascia a canneto.

A differenza di altri parametri biologici, come ad esempio i macroinvertebrati di acque correnti, in Italia manca una tradizione scientifica relativa alla valutazione della qualità delle acque a partire dai popolamenti di macrofite. Perciò i protocolli di monitoraggio e i metodi di classificazione sono basati soprattutto sull'esperienza dei loro autori e sul confronto internazionale avviato a livello europeo nei cosiddetti esercizi di intercalibrazione, organizzati dalla Commissione Europea per uniformare i metodi di valutazione ecologica della qualità delle acque.

Mancava quindi un test estensivo sul campo dei metodi proposti, che è stato avviato invece con questo *deliverable*.

Lo scopo della presente elaborazione dei dati raccolti sulle macrofite è duplice: da una parte si vuole valutare se i metodi di monitoraggio e di classificazione siano adatti a valutare la qualità ecologica di un corpo idrico, cioè se la variabilità tra ambienti, dovuta alla diversa pressione antropica, sia effettivamente maggiore rispetto alla varianza all'interno del singolo lago.

Un secondo aspetto riguarda il numero di transetti richiesti, e di conseguenza lo sforzo di campionamento: si vuole valutare se il numero indicato nei protocolli di campionamento sia sufficiente alla stima della qualità ecologica del lago, e che non sia neppure eccessivo in termini di costi.

3.2. Stato dell'arte

3.2.1. Protocolli di campionamento

Il protocollo di campionamento sviluppato per l'Italia (Sollazzo et al. 2008) si basa sulle norme internazionali (EN 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* e EN 14996 : *Water quality. Guidance on assuring the quality of*

biological and ecological assessments in the aquatic environment) adattandole alle condizioni specifiche dei laghi italiani.

Il campionamento avviene in punti collocati lungo una serie di transetti all'interno di siti omogenei all'interno del lago. Un sito è quindi una porzione continua di riva, di ampiezza variabile, al cui interno è possibile individuare una comunità macrofita omogenea in termini di composizione specifica e che si estende fino ad una profondità costante. Siti con comunità macrofita identica, che sono distribuiti su tratti di litorale separati, devono essere considerati siti diversi.

All'interno di ogni sito, solitamente al centro, viene scelto un transetto, linea perpendicolare alla costa, lungo la quale si effettuano le osservazioni o i campionamenti. L'operatore si muove in barca lungo il transetto, da riva verso lago, fermandosi a profondità definite, via via crescenti secondo il passo di un metro, ancorando la barca all'interno dell'intervallo di profondità scelto. I punti di osservazione o di campionamento sono 4 in totale: uno verso prua ed uno verso poppa da ciascun lato della barca.

L'ispezione del transetto 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 può essere visiva, se le acque sono sufficientemente trasparenti, oppure richiedere l'uso di una telecamera subacquea, di un batiscopio o di un rastrello.

3.2.2. Metodi di classificazione

Il metodo di classificazione della qualità dei laghi sulla base delle macrofite, descritto da Oggioni et al. (2011) e adottato dal Decreto Ministeriale 260/2010, è stato sviluppato nell'ambito dell'attività di intercalibrazione coordinata dalla Commissione Europea per l'armonizzazione a livello comunitario dei metodi di valutazione della qualità dei corpi idrici (CIS 2004).

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. Per i laghi, l'Italia è inclusa in due di questi ambiti: l'*Alpine* GIG e il *Mediterranean* GIG, ma in quest'ultimo l'intercalibrazione ha considerato soltanto invasi, nei quali la popolazione macrofita non si sviluppa a sufficienza a causa delle variazioni di livello implicate dall'uso dell'acqua invasata.

Le procedure valutative sviluppate a livello comunitario per la definizione di metodi di valutazione della qualità dei corpi idrici sono tutte costruite sulla base di uno schema comune (Lakes Intercalibration Expert 2006) che utilizza informazioni relative alla composizione tassonomica e abbondanza delle singole specie presenti in un determinato corpo idrico per permetterne la classificazione di qualità. Nel complesso, i dati di composizione e abbondanza vengono combinati per ottenere una valutazione complessiva dello stato ecologico del lago in forma numerica, utilizzabile poi per definire i rapporti ecologici di qualità richiesti dalla Direttiva 2000/60.

Il rapporto ecologico, che si ottiene dividendo il valore trovato per il valore di riferimento, tipico di un lago in ottime condizioni ecologiche, 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”.

Gli indici macrofitici si basano sui dati raccolti in quattro decenni in 25 laghi di bassa quota dell'ecoregione alpina, in cui sono state censite complessivamente 61 specie di macrofite, e 13 campagne svolte tra il 2009 e il 2010 in 13 laghi, dove sono state censite 50 specie.

Gli indici quindi possono essere utilizzati solo nei corpi idrici di bassa quota della ecoregione alpina (Alpine GIG) appartenenti, quindi, alle seguenti 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 polimittici.

Gli indici possono essere applicati alle seguenti condizioni:

- almeno il 75% del conteggio floristico deve essere composto da specie comprese nella tabella sinottica delle macrofite allegata a Oggioni et al. (2011);
- meno del 70% del conteggio floristico deve essere composto da specie esotiche, indicate come tali nella lista delle specie aliene *sensu* Celesti et al. (2009) e Cardoso & Free (2008). Se questo limite è superato, la valutazione prodotta dal calcolo degli indici va ridotta di 0,25.

L'indice utilizzabile in tutti i laghi di bassa quota dell'ecoregione alpina è un indice multimetrico, denominato, MacroIMMI, comprendente 4 metriche:

- 1) uno *score* trofico calcolato come abbondanza media ponderata dei taxa sulla concentrazione di fosforo totale alla circolazione;
- 2) la frequenza delle specie sommerse,
- 3) la frequenza delle specie esotiche *sensu* Celesti et al. (2009) e Pignatti (1982),
- 4) la massima profondità di crescita (per i laghi delle tipologie AL-3, AL-5 e AL-6)
- 5) la diversità.

Le singole metriche vengono poi normalizzate e i valori normalizzati mediati tra loro forniscono il valore di MacroIMMI.

Per i dettagli sul calcolo dell'indice e per le tabelle degli *score* trofici, rimandiamo ad Oggioni et al. (2011).

3.3. Dati raccolti

Questa elaborazione si basa sui dati raccolti nell'ambito del progetto InHabit su tutti i laghi naturali inclusi nel progetto stesso: Avigliana Piccolo, Candia, Mergozzo, Sirio e Viverone in Piemonte e Baratz in Sardegna.

Oltre ai laghi naturali, originariamente previsti nel progetto, sono stati visitati anche gli invasi, ad eccezione degli invasi di alta montagna Morasco e Serrù, per i quali non era stata segnalata la presenza di macrofite.

La situazione degli invasi è controversa: essi normalmente sono soggetti a forti escursioni di livello, rapide nel caso di uso idroelettrico, più lente nel caso di uso idropotabile. In entrambi i casi l'escursione di livello dovrebbe *a priori* comportare la scomparsa o lo scarso sviluppo delle macrofite. Per questo motivo, il monitoraggio di questo parametro biologico negli invasi non è richiesta dal Decreto Ministeriale 56/2009. Tuttavia, stante la segnalazione di alcuni ritrovamenti di macrofite negli invasi sardi, si è deciso di fare un sopralluogo per valutarne la consistenza.

La visita si è svolta il 30 giugno 2011 e, tra i quattro invasi sardi compresi nel progetto, soltanto in due (Liscia e Sos Canales) sono stati ritrovati esemplari di macrofite acquatiche, ma in un numero di transetti insufficiente per un'analisi dei dati, rispettivamente uno e tre (Fig. 3.1).

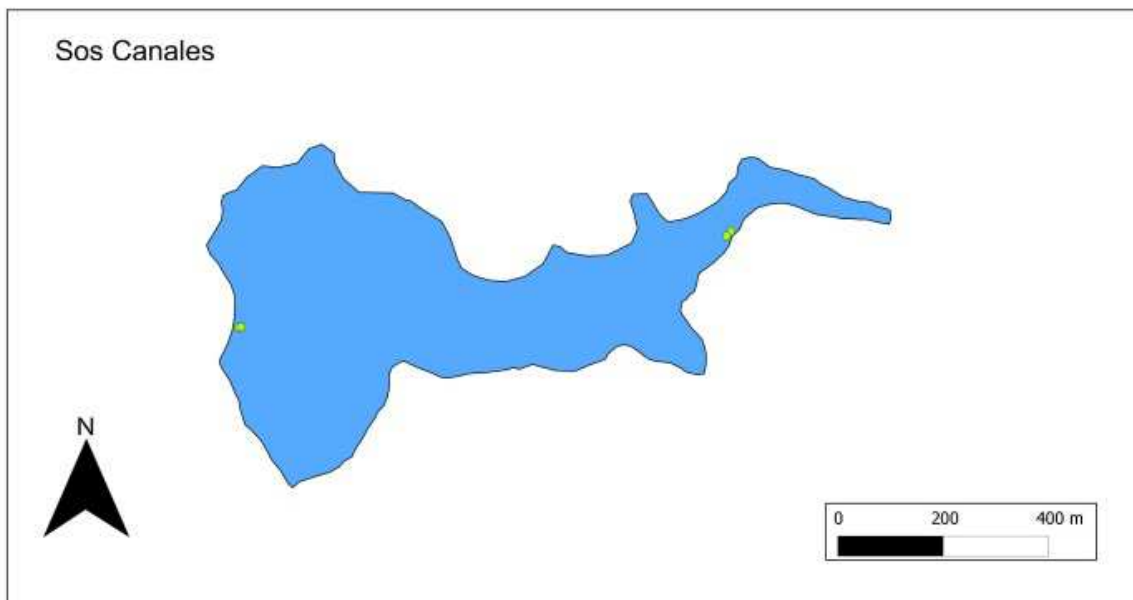
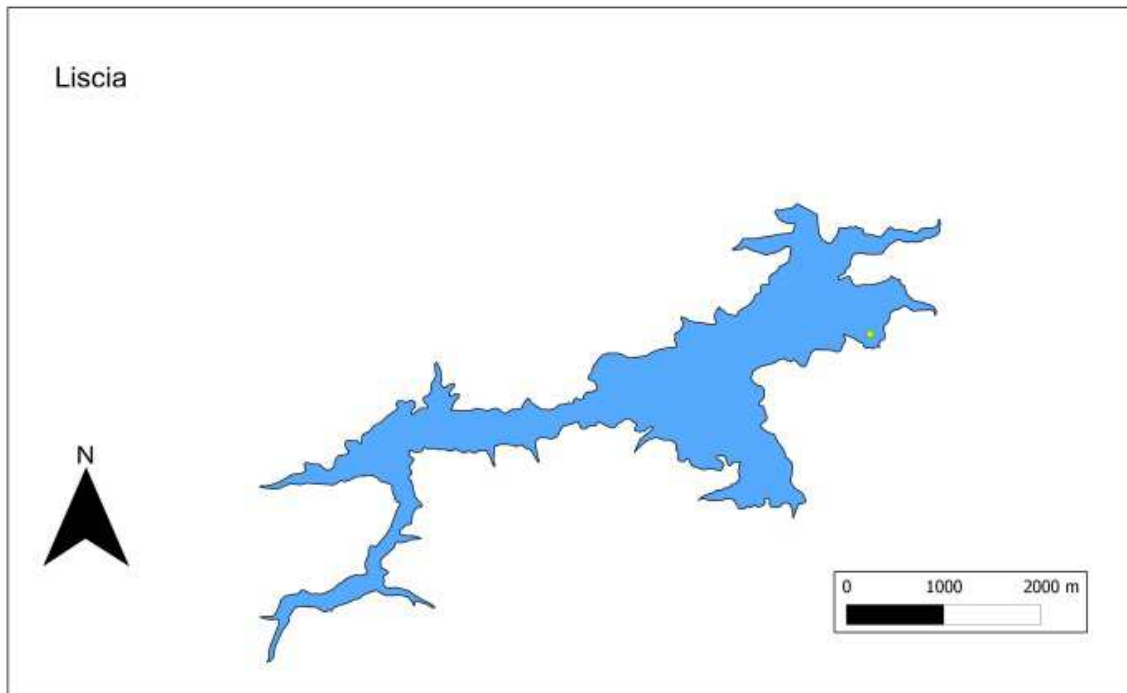


Fig. 3.1 – Punti in cui sono state ritrovate macrofite negli invasi di Liscia (in alto) e Sos Canales (in basso), in Sardegna.

Un caso anomalo riguarda il Lago di Mergozzo, un lago naturale piemontese apparentemente in buone condizioni ecologiche, nel quale non sono state ritrovate macrofite nelle campagne effettuate nel 2011.

Per quanto riguarda invece gli altri cinque laghi naturali (Viverone, Sirio, Avigliana Piccolo, Candia e Baratz), è stato possibile svolgere una regolare campagna di monitoraggio secondo i criteri richiesti dal Decreto Ministeriale 56/2009 e dal protocollo di campionamento di macrofite acquatiche in ambiente lacustre (Sollazzo et al. 2008).

Il Lago di Viverone, il più grande tra i laghi naturali del progetto InHabit, è stato campionato il 13 giugno 2010 e sono stati individuati 40 siti, con estensione compresa tra 14 e 2709 metri. I punti di campionamento sono visibili nella figura 3.2.

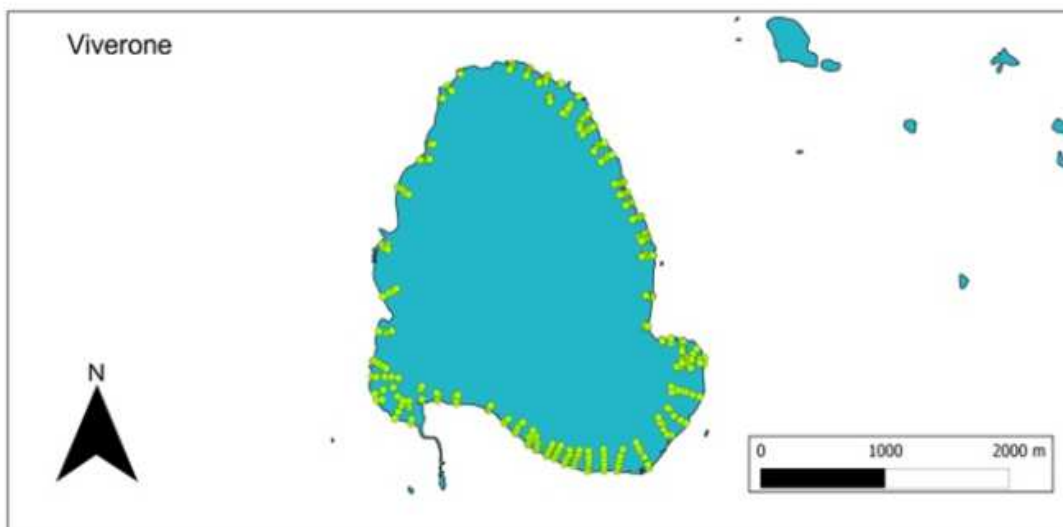
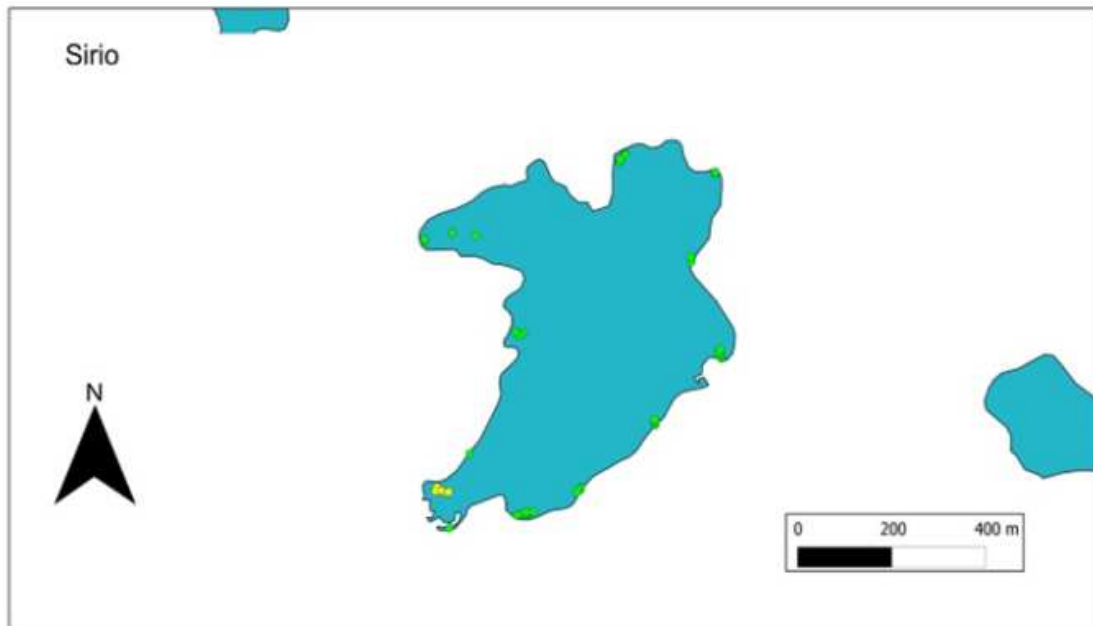


Fig. 3.2 – Punti di campionamento dei laghi di Viverone e Sirio, in Piemonte.

Per il Lago Sirio, invece, il campionamento ha avuto luogo tra il 2 e il 3 agosto 2011, e i siti individuati, di estensione compresa tra 9 e 830 metri, sono stati soltanto 12, a causa delle minori dimensioni e della maggiore omogeneità delle rive e della vegetazione macrofitica di questo lago.

Gli altri due laghi del Piemonte, Piccolo di Avigliana e Candia, sono stati campionati rispettivamente il 5 e il 26 luglio 2011 (Fig. 3.3). Nel primo sono stati individuati 18 siti, di estensione compresa tra 23 e 1300 metri, mentre nel secondo ne sono stati individuati 14, con estensione compresa tra 14 e 665 metri.

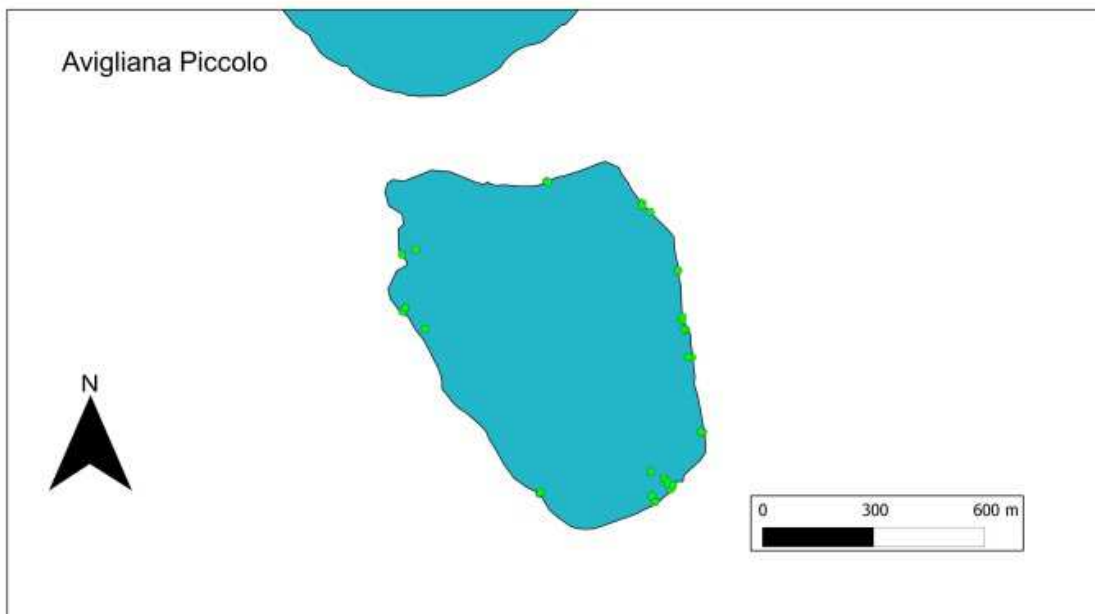
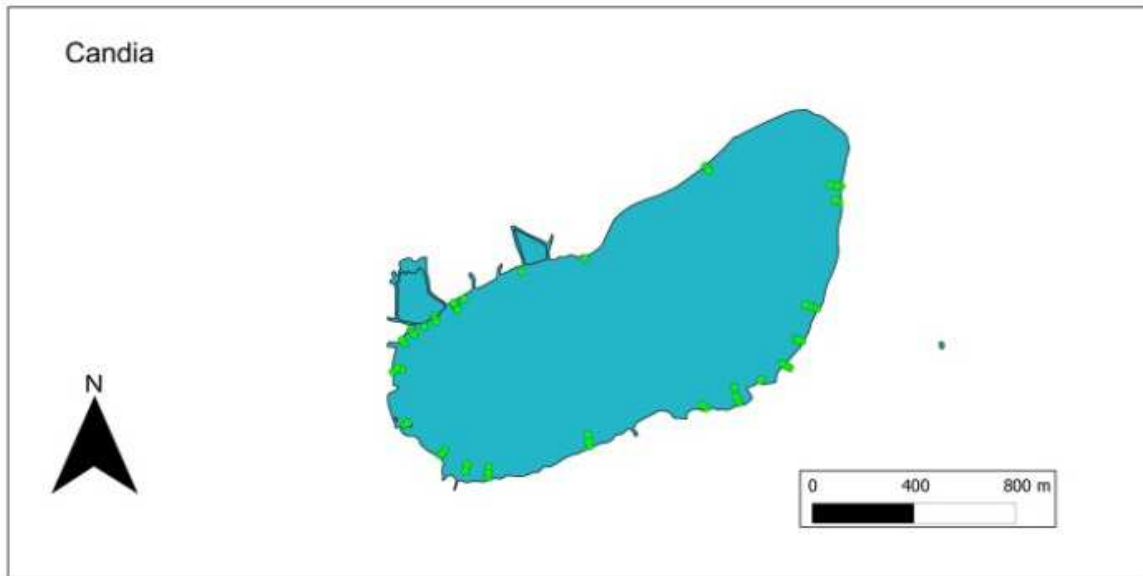


Fig. 3.3 – Punti di campionamento dei laghi Piccolo di Avigliana e di Candia, in Piemonte.

Un caso a parte è rappresentato dal Lago di Baratz, campionato il 21 giugno 2011 (Fig. 3.4). Questo lago, infatti, è l'unico lago naturale della Sardegna e non è quindi compreso nell'ecoregione alpina, campo di applicazione dell'indice MacroIMMI. Inoltre la sua composizione floristica è dominata dal *Potamogeton filiformis*, una specie per ora non compresa nella lista degli *score* trofici riportata da Oggioni et al. (2011). Infatti, non essendo stata ritrovata *Potamogeton filiformis* in altri laghi, non è stato possibile individuare il suo grado di affinità con lo stato trofico; nella futura fase di revisione degli *scores* trofici sarà allungata la lista floristica ed aggiornati gli *scores*. Pertanto non è stato possibile comprendere i dati raccolti in questo lago nell'elaborazione oggetto di questo *deliverable*.

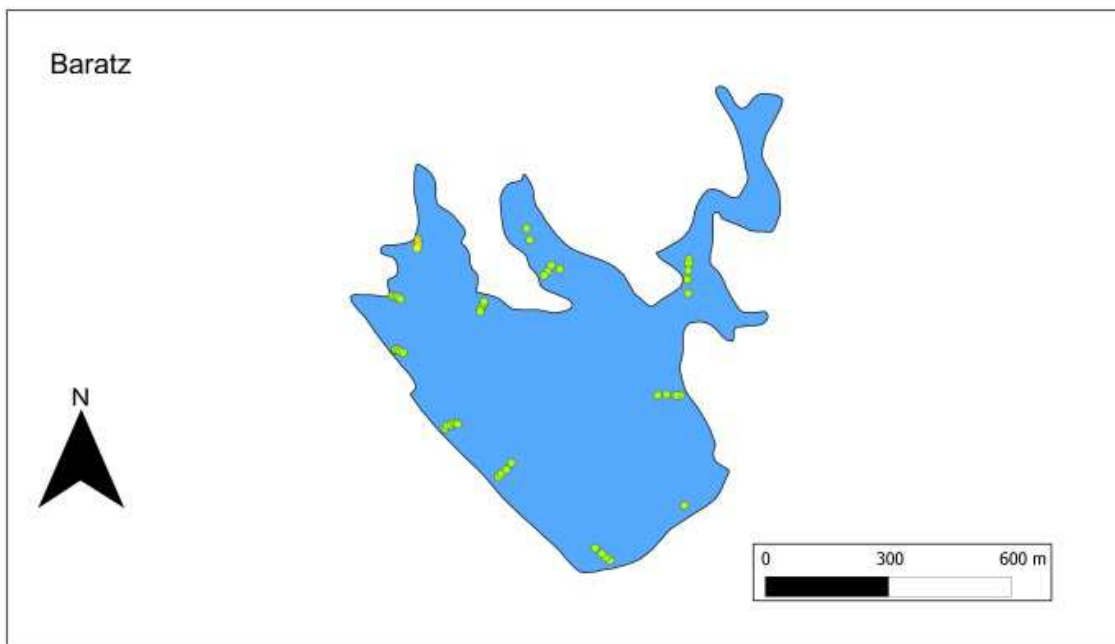


Fig. 3.3 – Punti di campionamento del Lago di Baratz, in Sardegna.

3.4. Classificazione di qualità degli ambienti studiati

Ricordando che nel Lago di Mergozzo non sono state ritrovate macrofite, sulla base dei dati rilevati è stato possibile calcolare il valore delle metriche componenti il MacroIMMI per i restanti quattro laghi naturali piemontesi (Tabella 3.1).

Tabella 3.1 – Valori calcolati delle metriche costituenti il MacroIMMI.

Lago	Score trofico	Diversità	Frequenza sommerse	100 –Freq. esotiche	Profondità di crescita
Viverone	0,429	56,75	93,59	94	7.1
Avigliana P.	0,402	69,55	83,67	100	3.7
Candia	0,537	72,65	30,56	92	3.7
Sirio	0,391	62,41	95,92	100	6.5

Le metriche sono poi state normalizzate, sulla base dei valori di limite di classe pubblicati nel Decreto Ministeriale 260/2010, secondo la seguente formula:

$$v_n = 0,2 + 0,6 * \frac{v_m - v_{\min}}{v_{\max} - v_{\min}}$$

dove:

v_m è il valore misurato della metrica

v_n è il valore normalizzato

v_{\min} è il limite di classe tra la classi di qualità “cattiva” e “scarsa”

v_{\max} è il limite di classe tra la classi di qualità “buona” e “ottima”

I valori normalizzati sono stati poi mediati tra loro per ottenere il valore di MacroIMMI (Tabella 3.2)

Tabella 3.2 – Valori normalizzati delle metriche costituenti MacroIMMI e dell'indice complessivo.

Lago	Score trofico	Diversità	Frequenza sommerse	100 –Freq. esotiche	Profondità di crescita	MacroIMMI
Viverone	0,47	-0,20	1,25	0,74	0,51	0,55
Avigliana P.	0,44	0,19	1,04	0,81	0,30	0,56
Candia	0,60	0,28	-0,06	0,71	0,43	0,29
Sirio	0,43	-0,03	1,29	0,81	0,47	0,60

La lettura della tabella 3.2 mostra che l'indice MacroIMMI è particolarmente severo. Nessuno dei laghi campionati viene classificato in classe "ottima" (indice maggiore di 0,8), e soltanto il Lago Sirio si colloca in classe "buona" (indice maggiore di 0,6). In particolare le condizioni ecologiche attuali del Lago Piccolo di Avigliana, classificato in classe "moderata", avrebbero fatto ipotizzare una classificazione migliore.

Infatti, se è vero che i quattro laghi sono stati tutti soggetto in passato ad elevati carichi di nutrienti, la situazione ambientale del Lago Piccolo di Avigliana dovrebbe essere al momento notevolmente migliore di quella degli altri tre laghi, sia per il divieto di navigazione a motore che minimizza i danni ai popolamenti macrofitici dovuti al moto ondoso causato dai natanti, ma soprattutto in seguito all'arresto ormai ventennale dei trasferimenti di acque del Lago Grande, ricche di nutrienti. Si conferma invece la situazione problematica del Lago di Candia, soggetto da tempo ad una proliferazione di piante galleggianti, che ha già portato in passato alla necessità di interventi di controllo e di biomanipolazione.

Tra le metriche costituenti il MacroIMMI, quella che appare più problematica è la diversità, che fornisce valori poco realistici, risultando perfino più elevata nel Lago di Candia rispetto ai laghi in condizioni ecologiche migliori, come il Sirio e l'Avigliana Piccolo.

In effetti, è noto da tempo nelle letteratura scientifica che la diversità in sé non è un buon indice di qualità, in quanto tende a dare valori elevati per un disturbo antropico limitato, ma anche per condizioni di forte variabilità naturale dei parametri ambientali. I valori più bassi, invece, non si rilevano solo in condizioni di forte disturbo antropico, ma anche in condizioni di equilibrio prossime allo stato naturale del sistema (Grim, 1973).

Per questi motivi, si riformulerà l'indice MacroIMMI con metriche differenti, sostituendo all'indice di diversità un altro indice che meglio rispecchi le condizioni ecologiche dei laghi.

3.5. Confronto tra la variabilità nel lago e tra laghi

Per valutare la variabilità dell'indice MacroIMMI e delle metriche costituenti, è stato utilizzato un metodo di *re-sampling*, denominato *jackkniving*. In particolare per ogni metrica ed ogni lago, è stata creata una serie di repliche dei dati originali, eliminando di volta in volta uno dei siti studiati. La deviazione standard dei valori assunti da ogni metrica nelle varie repliche fornisce quindi un'indicazione della variabilità della metrica stessa all'interno del lago, con uno sforzo di campionamento simile a quello effettivamente praticato.

I risultati di questo esercizio sono riportati nella figura 3.4, in funzione dello stato trofico del lago, espresso dalla concentrazione media di fosforo totale. I valori medi rappresentati nel grafico sono in buon accordo con i valori riportati nella tabella 3.1.

Dai grafici appare evidente come, nel gruppo di laghi esaminati, tre metriche non siano correlate con lo stato trofico. Come atteso, la diversità diminuisce all'aumentare della concentrazione media di fosforo totale. L'aumento della profondità di crescita nei laghi con maggiore concentrazione di

fosforo è un risultato inatteso, dovuto alla maggiore profondità della cuvetta dei laghi Sirio e di Viverone rispetto ai laghi di Candia e di Avigliana.

In generale si nota come la variabilità all'interno dei singoli laghi sia modesta, sia per le singole metriche che per l'indice composto MacroIMMI.

Il parametro che mostra una maggior dispersione è la frequenza di specie autoctone, in quanto le specie alloctone in due laghi sono assenti, negli altri due sono molto localizzate spazialmente e quindi vi sono differenze notevoli tra le repliche in cui sono stati inclusi o meno i siti in cui si sviluppano queste specie.

In effetti, in Italia le segnalazioni di specie alloctone di ambito lacustre sono caratterizzate da una modesta estensione spaziale nei singoli ambienti, con l'eccezione del Lago di Monterosi, un piccolo lago di origine vulcanica, dove il popolamento di *Nelumbo nucifera* si è esteso a coprire gran parte della superficie lacustre (Scoppola & Avena, 1987). Anche nei laghi campionati per il progetto InHabit, *Nelumbo nucifera* è stata ritrovata in un solo sito, sia nel lago di Candia che in quello di Viverone.

L'analisi della varianza ha mostrato che, per tutte le metriche, la variabilità tra laghi è significativamente ($p < 0.001$) maggiore della variabilità all'interno dei singoli laghi, indicando che le modalità di campionamento sono adatte allo scopo.

La variabilità dell'indice composto è modesta: la deviazione standard massima sia ha nel caso del Lago di Candia, e rappresenta il 12% dell'ampiezza delle classi di qualità, ognuna delle quali copre 0,2 unità dell'indice MacroIMMI. Ne consegue che anche la classificazione dei laghi nelle singole classi di qualità è robusta, anche se l'accuratezza della classificazione, in termini di effettiva qualità ecologica dei singoli ambienti, non può essere valutata con questo metodo.

La mancanza di relazioni tra la metrica basata sugli *scores* trofici e la concentrazione di fosforo totale è data soprattutto dagli alti punteggi assegnati alle specie che popolano il Lago di Candia. Nella valutazione di questi risultati si deve tener conto che il Lago di Candia è soggetto ad un carico di fosforo relativamente elevato e che le concentrazioni piuttosto basse che si rilevano nelle sue acque sono dovute anche all'elevato prelievo da parte delle macrofite. In effetti, lo sfalcio delle macrofite che viene praticato regolarmente in questo lago, ha proprio lo scopo di aumentare il prelievo di questo elemento da parte dei popolamenti vegetali, successivamente asportati, in modo da ridurre i livelli nelle acque. La concentrazione di fosforo misurato non rende quindi conto dell'elevato apporto al lago di questo elemento.

L'indice complessivo MacroIMMI non discrimina le diverse condizioni ecologiche dei laghi, a parte il caso del Lago di Avigliana, dove si registra da tempo un notevole e preoccupante sviluppo dei popolamenti macrofitici.

Si procederà, quindi, nell'ambito delle procedure in corso di valutazione di risultati della classificazione ecologica dei laghi ed alla luce dei nuovi dati provenienti dalla campagna di monitoraggio effettuata dalle Agenzie Regionali, alla riformulazione dell'indice MacroIMMI in modo da aumentarne la risposta alle diverse condizioni ecologiche dei laghi italiani.

3.6. Valutazione della correttezza dello sforzo di campionamento

Il protocollo di campionamento attualmente in uso in Italia richiede espressamente la valutazione della presenza di siti omogenei, anche di piccola estensione lineare, attraverso il campionamento di un solo transetto. Nei diversi laghi esaminati nell'ambito di questo progetto, l'estensione lineare minima dei siti campionati è risultata piuttosto modesta, compresa tra 9 e 24 metri.

Si è quindi voluto valutare se sia effettivamente necessario campionare tutti i siti, oppure se sia possibile ridurre in modo significativo lo sforzo di campionamento, riducendo il numero di siti e transetti campionati.

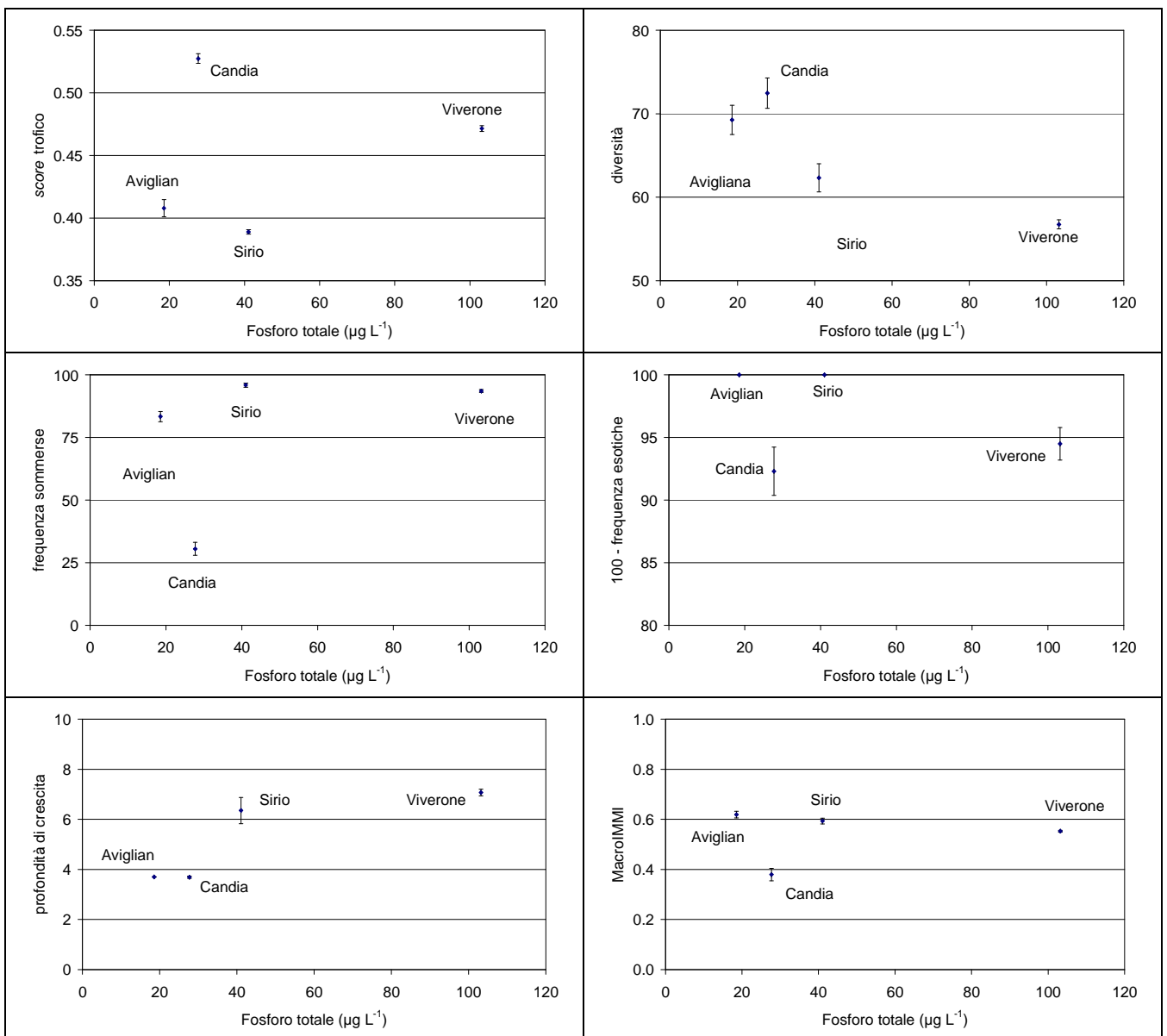


Fig. 3.4 – Valore medio e deviazione standard delle diverse metriche stimate attraverso l'esercizio di jackkniving, in funzione dello stato trofico del lago, espresso dalla concentrazione media di fosforo totale.

Per questa valutazione, è stato utilizzato un altro metodo di *re-sampling*, denominato *bootstrapping*. In particolare per ogni metrica ed ogni lago, è stata creata una serie di 30 repliche dei dati originali, selezionando in modo casuale il 50% dei siti campionati. La deviazione standard dei valori assunti da ogni metrica nelle varie repliche fornisce quindi un'indicazione della variabilità della metrica stessa all'interno del lago, se si riducesse del 50% lo sforzo di campionamento.

I risultati di questo esercizio sono riportati nella figura 3.5, sempre in funzione dello stato trofico del lago, espresso dalla concentrazione media di fosforo totale. I valori medi rappresentati nel grafico sono anche in questo caso in buon accordo con i valori riportati nella tabella 3.1.

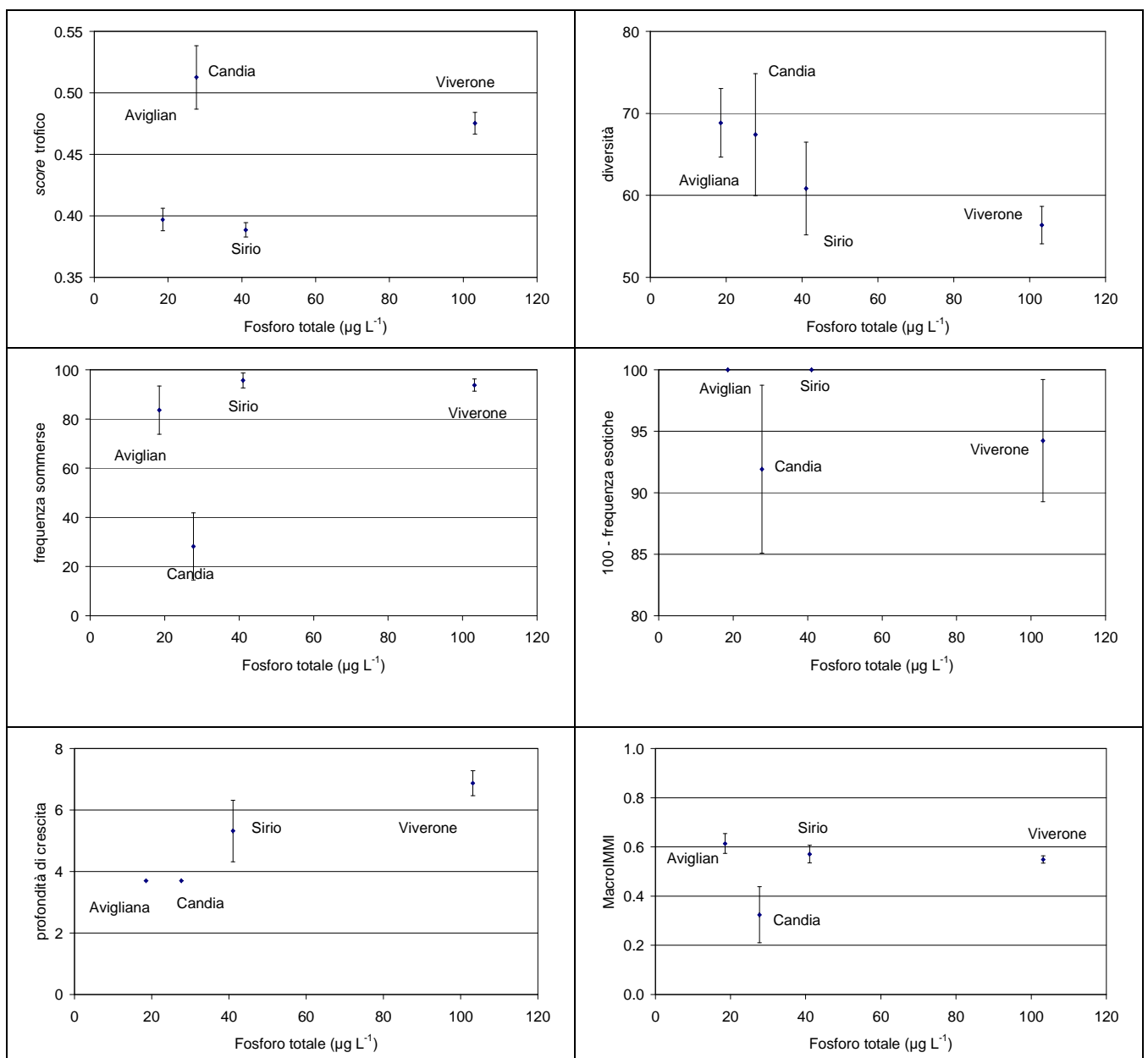


Fig. 3.5 – Valore medio e deviazione standard delle diverse metriche stimate attraverso l'esercizio di bootstrapping, in funzione dello stato trofico del lago, espresso dalla concentrazione media di fosforo totale.

Tuttavia un confronto tra le figure 3.4 e 3.5 mostra chiaramente come, riducendo lo sforzo di campionamento, la variabilità all'interno dei singoli laghi, aumenti in modo considerevole.

Le deviazioni standard diventano rilevanti per tutte le metriche considerate, con la parziale eccezione della massima profondità di crescita che, soprattutto per i laghi poco profondi risulta relativamente omogenea tra i siti, e di conseguenza anche per l'indice combinato.

In particolare, nel Lago di Candia, la variabilità dell'indice composto sarebbe molto elevata, con una deviazione standard superiore alla metà dell'ampiezza di una classe di qualità, inficiando quindi la classificazione ecologica del lago.

4. Conclusioni

I risultati dell'attività di campagna e l'analisi dei dati ottenuti dai campionamenti di fitoplancton e macrofite mettono in luce che:

1. Per entrambi gli elementi di qualità, è stato possibile applicare i protocolli di campionamento e classificare quasi tutti i laghi naturali piemontesi, ad eccezione del Lago di Mergozzo in cui non sono stati ritrovati popolamenti macrofitici e, limitatamente al fitoplancton, i due invasi piemontesi d'alta quota e gli invasi sardi nei quali non era stato completato il ciclo annuale di raccolta dei campioni;
2. nell'unico lago naturale sardo, il Lago di Baratz, il campionamento è stato possibile, ma non la classificazione, poiché, per quanto riguarda le macrofite, i popolamenti sono dominati da una specie non presente nella lista dei pesi trofici riportata da Oggioni et al. (2011), mentre, per quanto riguarda il fitoplancton non erano disponibili i 6 campioni stagionali previsti dal D.Lgs. 260/2010;
3. i protocolli di campionamento sono risultati adatti a permettere una stima precisa delle metriche utilizzate per la valutazione della qualità ecologiche dei laghi;
4. le metriche utilizzate per il fitoplancton hanno mostrato una buona correlazione con il gradiente di fosforo totale, rivelandosi adeguate per valutare l'impatto dell'eutrofizzazione, mentre la formulazione generale dell'indice macrofitico potrebbe necessitare di una ridefinizione per meglio cogliere le differenze di qualità ecologica tra i laghi.
5. la variabilità delle metriche fitoplanctoniche lungo il gradiente trofico è risultata più significativa rispetto a quella spiegata dalle fluttuazioni stagionali, dimostrando la robustezza degli indicatori rispetto alle fluttuazioni naturali della composizione dei popolamenti;
6. le associazioni fitoplanctoniche rilevano un grande stabilità negli schemi di successione interannuali e questo certamente minimizza le possibili variazioni delle metriche a seguito di fluttuazioni su ampia scala temporale, dovute a cause naturali;
7. nel caso delle macrofite, una riduzione significativa dello sforzo di campionamento non pare possibile senza compromettere la qualità della classificazione, mentre, per quanto riguarda il fitoplancton, sarebbe accettabile ridurre il numero dei prelievi annuali da 6 a 4 senza compromettere il risultato della classificazione, fermo restando che la scelta dei periodi di campionamento rispecchi la stagionalità, poiché prelievi di fitoplancton concentrati in una sola stagione determinano una maggiore incertezza nella classificazione.

5. Bibliografia

- Cardoso, A.C. and Free, G. 2008. Incorporating invasive alien species into ecological assessment in the context of Water Framework Directive. *Acquatic Invasions*. 3 (4): 361-366.
- Carvalho, L., Phillips, G., Maberly, S.C. & Clarke, R. 2006. Chlorophyll and Phosphorus Classifications for UK Lakes, SNIFFER, Edinburgh, Environment Agency, Project WFD38, Final report, 81 pp.
- Celesti-Grapow L., Pretto, F., Brundu, G., Carli, E. and Blasi, C. 2009. *Plant invasion in Italy - an overview*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Direzione Protezione della Natura. Palombi & Partner Srl, Roma.
- CIS. 2004. *Overview of common Intercalibration types. Working Group 2.A, Ecological Status (ECOSTAT)*. Final version, 23 April 2004. 38 pp.
- Grime, J.P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242: 344–347
- Hering, D., Birk, S., Solheim, A.L., Moe, J., Carvalho, L., Borja, A., Hendriksen, P., Krause-Jensen, D., Lauridsen, T., Sondergaard, M., Pont, D., Johnson, R., Kolada, A., Porst, G., Marba, N., Noges, P., Ott, I., Marques, J.C., Irvine, K. and Basset, A. 2010. Deliverable 2.2-2: Guidelines for indicator development. WISER Project (Water bodies in Europe: Integrative Systems to assess Ecological status and Recovery). Collaborative Project (large-scale integrating project), Grant Agreement 226273, Theme 6: Environment (including Climate Change). 22 pp. <http://www.wiser.eu/results/deliverables/>
- Lakes Intercalibration Expert. (non pubbl.). *Draft Report from Macrophyte Group*. Lakes Intercalibration Expert Workshop. Ispra (VA) 26-27 October 2006.
- Marchetto, A., Lugliè, A., Padedda, B.M., Mariani, M.A., Sechi, N., Salmaso, N., Morabito, G., Buzzi, F., Simona, M., Garibaldi, L., Oggioni, A., Bolpagni, R., Rossaro, B., Boggero, A., Lencioni, V., Marziali, L., Volta, P. & Ciampittiello, M. 2011. Indici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi. *Report CNR-ISE*, 03.11: 164 pp.
- Mischke, U., Thackeray, S., Dunbar, M., McDonald, C., Carvalho, L., de Hoyo, S. C., Jarvinen, M., Laplace-Treytore, C., Morabito, G., Skjelbred, B., Lyche Solheim, A., Brierley, B. and Dudley, B. 2012. Deliverable D3.1-4: Guidance document on sampling, analysis and counting standards for phytoplankton in lakes. WISER Project (Water bodies in Europe: Integrative Systems to assess Ecological status and Recovery). Collaborative Project (large-scale integrating project), Grant Agreement 226273, Theme 6: Environment (including Climate Change). 51 pp. <http://www.wiser.eu/results/deliverables/>.
- Morabito G., Ruggiu, D., Panzani, P. 2002. Recent dynamics (1995-1999) of the phytoplankton assemblages in Lago Maggiore as a basic tool for defining association patterns in the Italian deep lakes. *J.Limnol.*, 61(1): 129-145.
- Oggioni, A., Buzzi, F. & Bolpagni, R.. 2011. Indici macrofitici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi: MacroIMMI e MTISpecies. *Report CNR-ISE*, 03-11: 52-82.
- Pignatti, S. 1982. *La Flora d'Italia*. (3 vol). Edagricole, Bologna.

- Reynolds, C.S. 1984. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Freshwat. Biol.*, 14: 111-142.
- Scoppola A, Avena G (1987) Indagini ecologico-faunistiche sulle zone umide del Lazio. 3: Variazioni cenologiche indotte da *Nelumbo nucifera* sulle comunità vegetali del Lago di Monterosi. *Annali di Botanica*, 45: 145-156.
- Seip, K.L. & Reynolds, C.S.. 1995. Phytoplankton functional attributes along trophic gradient and season. *Limnol. Oceanogr.*, 40(3): 589-597.
- Sollazzo, C., Scanu, G., Aste, F., Belli, M., Balzamo, S., Bernabei, S., Cadoni, F., Martone, C., Morabito, G., Oggioni, A., Tartari, G., Legnani, E., Buraschi, E., Buzzi, F., Pozzi, S., Garibaldi, L. & Salmaso, N. 2008. *Protocollo di campionamento di macrofite acquatiche in ambiente lacustre*. Ispra, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. Metodi Biologici per le Acque parte I:1-16.
- Stoddard, J.L., Herlihy, A.T., Peck, D.V., Hughes, R.M., Whittier, T.R., Tarquinio, E. 2008. A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. *Journal of the North American Benthological Society* 27: 878-891.