

Commissione Internazionale  
per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere

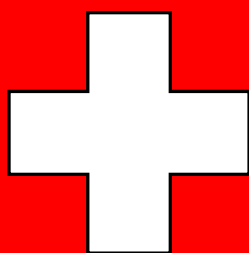
# Ecomorfologia rive delle acque comuni

Programma quinquennale 2008 - 2012

## **Rapporto quinquennale 2008-2012**

*a cura di Stefano Gomarasca, Francesco Elvio e Valeria Roella*

Agenzia Regionale per la Protezione dell' Ambiente  
della Lombardia  
Dipartimento di Varese



Commissione Internazionale  
per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere

# Ecomorfologia rive delle acque comuni

Programma quinquennale 2008 - 2012

## **Rapporto quinquennale 2008-2012**

*a cura di Stefano Gomarasca, Francesco Elvio e Valeria Roella*

Agenzia Regionale per la Protezione dell' Ambiente  
della Lombardia  
Dipartimento di Varese

I dati riportati nel presente volume possono essere utilizzati purché se ne citi la fonte come segue: Gomarasca S., Elvio F., Roella V. (a cura di); A.R.P.A. Lombardia, Dipartimento di Varese. Ecomorfologia rive delle acque comuni: prog. ECO.RIVE. *Programma quinquennale 2008-2012- Rapporto quinquennale 2008-2012*. Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo Svizzere (Ed.): 97 pp.

## RIASSUNTO

La ricerca effettuata nel corso di questi anni ha “fotografato” nel dettaglio la situazione delle rive del lago Maggiore mettendo in luce fattori favorevoli e problemi legati alla fruibilità e allo stato ecologico delle sue coste. Sono stati valutati molti aspetti relativi alle rive, quali il grado di naturalità, quello di urbanizzazione, la pedonabilità e la fruibilità della linea costiera. Nel loro insieme questi caratteri hanno inquadrato il lago come un bacino dove la fruibilità delle rive presenta qualche problema, in alcuni casi legato all’inaccessibilità di tratti di costa troppo “selvaggi”, in altri casi perché troppo antropizzati ed urbanizzati.

L’applicazione di indici di qualità ecologico-funzionale quali IFP e LHS hanno rilevato un livello di compromissione delle rive tendenzialmente elevato con qualche piccola differenza a livello di risultati, dovuta essenzialmente alla struttura e all’organizzazione logica degli stessi indici.

Infine sono stati studiati in dettaglio le macrofite ed i macroinvertebrati bentonici della fascia litorale e sublitorale del lago Maggiore. Nel complesso i risultati mettono in evidenza un buon sviluppo della copertura macrofita con il 68% della linea di costa vegetata e con le 20 specie riscontrate che crescono fino a 10 metri di profondità, con una netta preferenza tra i 2 ed i 6 metri. Alcune specie sono rare e fortemente localizzate, altre sono diffuse in tutto il bacino. La massima concentrazione di vegetazione si ha nella parte meridionale del lago, area ricca in zone umide e canneti, che anche gli altri indici tendono ad inquadrare come le migliori zone del lago. Nel complesso lo sviluppo delle macrofite è favorito da ambienti poco antropizzati, rive poco ripide e substrati tendenzialmente fini, mentre è sfavorita da rive con pendenze rilevanti, substrati rocciosi e dall’urbanizzazione delle coste.

In dieci transeetti, due in Svizzera, quattro in Lombardia e quattro in Piemonte, sono stati campionati ben 7831 macroinvertebrati con una netta dominanza di Chironomidi (5608) e di Oligocheti (791). E’ stato possibile osservare come l’aumento della profondità (da 5 a 25 metri) influenzi la struttura della comunità: i Chironomidi diminuiscono a favore degli Oligocheti che invece aumentano. Infine, l’applicazione degli Indicatori MacroIMMI e BQIES (rispettivamente basati sulle macrofite e sui macroinvertebrati) ha dato risultati che inquadrano il lago Maggiore come un bacino di qualità mediocre, in pieno accordo con gli altri criteri di valutazione utilizzati in questo lavoro (fruibilità, IFP e LHS).

## SUMMARY

The research carried out during these years has "photographed" in detail the situation of the Maggiore Lake shores highlighting favorable factors and problems related to the usability and ecological status of the coasts. We evaluated many aspects of the banks, such as the degree of wildness, of urbanization, the walkability and the coastline usability. Taken together, these characters have framed the lake as a basin where the usability of the banks has some problem, in some cases linked to the inaccessibility of parts of the coast too much "wild", in other cases because they are too much anthropized and urbanized.

The application of ecological-functional quality indices, such as IFP and LHS, have found an elevated level of impairment of the banks, with minor differences in terms of results between the two indices, mainly due to their structure and logical organization.

Finally, macrophytes and benthic macroinvertebrates of the sublittoral and littoral zone of Lake Maggiore have been studied in detail. Overall, the results show a good development of macrophytic coverage with 68% of the coastline vegetated. 20 species are been found growing up to 10 meters deep, with a clear preference between 2 and 6 meters. Some species are rare and highly localized, while others are spread throughout the basin. The maximum concentration of vegetation occurs in the southern part of the lake, an area rich in wetlands and reed beds, which also the other indices tend to frame as the best areas of Maggiore lake. Overall the macrophytes development is favored by little anthropized pressures, not very steep banks and substrates tend to be thin, while it is not favored by the banks with steep slopes, rocky substrates and coast urbanization.

In ten transects, two in Switzerland, four in Piedmont and four in Lombardy, 7831 macroinvertebrates were sampled with a clear dominance of Chironomids (5608) and Oligochaeta (791). We observe that the depth increase (from 5 to 25 meters) affect the structure of the community: the Chironomid decrease in favor of Oligochaeta, that instead increase. Finally, the application of the Indicators MacroIMMI and BQIES (respectively based on macrophytes and macroinvertebrates) gave results that frame the Maggiore lake as a mediocre quality basin, in agreement with the other evaluation criteria used in this work (usability, IFP and LHS).

# INDICE

<b>1</b>	<b>INTRODUZIONE</b>	<b>1</b>
1.1	Prefazione	1
1.2	Inquadramento territoriale	1
<b>2</b>	<b>FRUIBILITA' DELLE RIVE DEL LAGO MAGGIORE</b>	<b>3</b>
2.1	Definizione di riva	3
2.2	Materiali e metodi	4
2.3	Risultati	5
2.3.1	Condizione complessiva del lago Maggiore	5
2.3.2	Lombardia	7
2.3.3	Piemonte	9
2.3.4	Canton Ticino	11
2.3.5	Fruibilità delle rive a livello comunale – parte lombarda	13
2.3.5	Fruibilità delle rive a livello comunale – parte piemontese	15
2.3.5	Fruibilità delle rive a livello comunale – Canton Ticino	18
<b>3.</b>	<b>INDICI PER LA VALUTAZIONE DELLE RIVE</b>	<b>21</b>
3.1	Indice di Funzionalità Perilacuale	21
3.2	Indagini preparatorie	22
3.3	Compilazione della scheda di campo	22
3.4	Calcolo del livello di funzionalità perilacuale	23
3.5	Rilievi e applicazione dell'Indice IFP	23
3.6	Risultati	25
3.6.1	Tipologie di riva con giudizio di funzionalità elevato	25
3.6.2	Tipologie di riva con giudizio di funzionalità buono	26
3.6.3	Tipologie di riva con giudizio di funzionalità mediocre	27
3.6.4	Tipologie di riva con giudizio di funzionalità scarso	28
3.6.5	Tipologie di riva con giudizio di funzionalità pessimo	29
3.6.6	Risultati in sintesi	30
3.1.8	Matrice di confusione	31
<b>4</b>	<b>LAKE HABITAT SURVEY</b>	<b>34</b>
4.1	LHS nel progetto ECO.RIVE	34
4.2	LHMS	35
4.3	LHQA	35
4.4	LHS nella normativa ambientale italiana	35
4.5	Lake –MimAS	36
4.6	Attività	36
4.7	Criteri per l'individuazione degli Hab-Plots	37
4.8	Risultati	38
4.8.1	Rappresentatività del metodo LHS per il lago Maggiore	38
4.8.2	Lake Habitat Survey Summary Report	39
4.8.3	Lake Habitat Modification Score (LHMS)	41
4.8.4	Lake Habitat Quality Assessment (LHQA)	42
4.8.5	Lake -MimAS	42

<b>5</b>	<b>MONITORAGGIO DELLE COMPONENTI BIOLOGICHE</b>	<b>44</b>
5.1	Prefazione	44
5.2	Monitoraggio delle comunità macrofitiche e macroinvertebratiche del lago Maggiore: materiali e metodi	44
5.3	Le macrofite acquatiche	45
5.4	Campionamenti delle macrofite acquatiche	45
5.5	Creazione del database e della cartografia	46
5.6	Macroinvertebrati bentonici	46
5.7	Campionamento dei macroinvertebrati bentonici	46
5.8	Analisi statistiche dei dati	46
5.9	Risultati	46
5.9.1	Macrofite	46
5.9.1.1	Distribuzione delle macrofite lungo la linea di costa	46
5.9.1.2	.Specie riscontrate e loro ecologia	48
5.9.1.3	Distribuzione delle macrofite in base alla batimetria e rapporto con il substrato	48
5.9.1.4	.Affinità delle macrofite ai substrati	49
5.9.1.5	.Inquadramento ecologico delle specie	50
5.9.1.6	.Distribuzione geografico-spaziale delle macrofite	60
5.9.1.7	Struttura e complessità biologica delle popolazioni di macrofite	65
5.9.1.7.1	Biodiversità in base alla profondità	65
5.9.1.7.2	Biodiversità in base ai sottobacini	65
5.9.1.8	Constraints spaziali e complessità strutturale delle popolazioni	68
5.9.1.9	Relazione tra struttura della vegetazione e parametri ambientali della costa	69
5.9.1.10	Correlazione tra i valori di biodiversità e variabili ambientali	70
5.9.1.11	I canneti	71
5.9.1.12	Correlazione tra IFP e valori di biodiversità (Simpson) delle popolazioni macrofitiche	72
5.9.1.13	DUSAF e IFP	73
5.9.1.14	Indici macrofitici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi: MacroIMMI e MTIspecies	77
5.9.2	Macroinvertebrati bentonici	79
5.9.2.1	Campionamento	79
5.9.2.2	Struttura delle comunità dei macroinvertebrati	80
5.9.2.3	Comunità dei macroinvertebrati in relazione alle batimetrie	83
5.9.2.4	Relazioni tra le popolazioni	84
5.9.2.5	La valutazione della qualità ecologica del lago Maggiore tramite l'applicazione dell'indice BQIE	86
5.9.2.5	Applicazione degli indici BQI e BQIES al lago Maggiore	87
<b>6.</b>	<b>CONCLUSIONI</b>	<b>88</b>
<b>7</b>	<b>BIBLIOGRAFIA</b>	<b>93</b>

## 1. INTRODUZIONE

---

### 1.1 Prefazione

Questo volume raccoglie i risultati delle indagini effettuate nel contesto del progetto Eco.Rive dal Dipartimento di A.R.P.A. Varese tra il 2007 ed il 2012.

L'indagine ha messo in luce aspetti fino ad ora poco conosciuti quali: il grado di fruibilità delle rive, il livello di antropizzazione e di naturalità delle sponde, la distribuzione ed il significato ecologico della vegetazione sommersa lungo l'intero perimetro lacustre e di quella dei macroinvertebrati dei principali sottobacini.

Dagli anni 60 ad oggi diversi fattori si sono succeduti nel determinare l'evoluzione e la qualità del lago; alcuni, favorevoli, hanno portato il Verbano a migliorare la qualità delle sue acque, che da meso-eutrofe sono divenute oligotrofe, mentre altri, meno favorevoli, con l'incremento dell'urbanizzazione delle zone costiere, hanno portato alla banalizzazione ecologica del litorale e ad un evidente decremento della biodiversità. Dai dati presentati in questo volume emerge chiaramente come nei prossimi anni diverrà strategico prestare molta attenzione ai processi urbanistici che porteranno ad un maggiore consumo di suolo, con privatizzazioni e sfruttamento delle aree costiere, fattori questi che potranno favorire sempre più la perdita progressiva dell'integrità ecologica per l'intero bacino.

### 1.2 Inquadramento territoriale

Amministrativamente il bacino imbrifero del Lago Maggiore (di circa 6600Km<sup>2</sup>) è compreso tra Piemonte, Lombardia e Canton Ticino. L'80% della superficie lacustre si trova in territorio italiano ed in particolare tra le province di Varese, Novara e del Verbano-Cusio-Ossola. Ha una superficie di 212,5 km<sup>2</sup> di cui 42,6 svizzeri e 169 italiani. La linea di costa è di circa 175 km.

Il principale sviluppo del lago in direzione nord-sud fa sì che il territorio interessato dal bacino sia altamente diversificato a livello morfologico. La parte sud, quasi completamente pianeggiante in corrispondenza dei comuni di Sesto Calende, Castelletto sopra Ticino e Dormelletto Ticino, è caratterizzata da un'intensa attività turistica con una marcata presenza di campeggi, cantieri nautici e aree adibite ad attività balneari. Verso nord il territorio diventa via via collinare, caratterizzato da una maggior pendenza delle rive e da un differente uso del territorio circostante che, nel complesso, si riflette in una minor presenza antropica sul lago rispetto alla parte meridionale. Dai comuni di Laveno in Lombardia e Verbania in Piemonte e procedendo verso nord fino ad arrivare in territorio svizzero, tali peculiarità risultano ancora più accentuate caratterizzando tratti costieri totalmente inaccessibili con rive rocciose praticamente verticali. Questa tipologia di costa è tuttavia riscontrabile anche in alcune aree meridionali del lago, come ad esempio nel comune di Leggiuno, dove è presente un costone roccioso (conosciuto per la presenza dell'eremo di Santa Caterina del Sasso) che si sviluppa per circa due chilometri di lunghezza. I numerosi delta fluviali dei principali immissari del lago sono anch'essi elementi geografici chiave in grado di determinare morfologia e conseguenti livelli di urbanizzazione delle aree prossime a lago. Centri abitati piuttosto consistenti, come ad esempio Maccagno, Cannobio, Cannero, Locarno e Ascona, si sono sviluppati proprio in queste zone. Di particolare rilevanza sono le due piane che si sono originate in corrispondenza dei due immissari maggiori, Ticino e Toce, che oltre a rappresentare aree di importanza naturalistica molto elevata, risultano essere tra le più frequentate a livello turistico per la presenza di numerosi campeggi.



Nel bacino imbrifero del lago Maggiore risiedono in modo stabile oltre 600.000 abitanti. A questi si devono aggiungere circa 10 milioni di turisti/anno che si concentrano pressoché interamente nell'area rivierasca.

Ne consegue che la maggior parte dei 44 comuni che si affacciano sul Verbano presenta una vocazione prettamente turistica che, negli ultimi decenni, ha prodotto un forte sviluppo dell'agglomerato urbano a ridosso della fascia costiera. Passeggiate pedonali, aree portuali, alberghi, nuovi abitativi residenziali, attività commerciali e campeggi rappresentano gli elementi paesaggistici che ormai caratterizzano buona parte del litorale.

Quando il livello di antropizzazione della costa è limitato si incontrano tratti di natura quasi integra alternati ai grandi parchi e giardini delle numerose ville private che, arrivando a lago, non permettono la libera fruizione delle rive.

In tabella 1.2.1 sono riportate le principali caratteristiche morfometriche del lago Maggiore.

Tab. 1.2.1 Caratteristiche morfometriche del lago Maggiore

Quota media del lago	194 m s.l.m.
Area	212,5 km <sup>2</sup>
Perimetro	175 km
Volume	37,502 km <sup>3</sup>
Profondità massima	370 m
Profondità media	176,5 m
Lunghezza del thalweg	66 km
Larghezza media	3,9 km
Larghezza massima	10 km
Indice di sinuosità	3,07
Tempo teorico di rinnovo delle acque	circa 4 anni

Da oltre vent'anni la C.I.P.A.I.S. opera in questo contesto sociale, economico ed ambientale assai articolato e complesso. Annualmente promuove ricerche sulle caratteristiche limnologiche e chimico-fisiche dei laghi di Lugano e Maggiore e sui loro affluenti mettendo in luce un progressivo e costante miglioramento qualitativo delle loro acque. Oggi è possibile affermare che gli obiettivi di qualità previsti dagli accordi C.I.P.A.I.S. sul lago Maggiore siano stati raggiunti. Le acque del Verbano sono infatti passate da una situazione di meso-eutrofia degli anni ottanta ad una condizione tendente all'oligotrofia.

L'aumento di sensibilità e di cultura ambientale degli ultimi decenni ha fatto emergere chiaramente l'idea che per definire lo stato ecologico di un lago non sia sufficiente condurre studi ed interventi limitatamente all'ambiente lacustre. Anche la costa e tutto ciò che con essa è correlato sono elementi chiave per il mantenimento dei delicati equilibri ecologico-sociali che governano il bacino del Maggiore.

La stessa Direttiva Quadro sull'ambiente (recepita dal Dlgs.152/2006) prevede l'analisi delle pressioni esistenti sul bacino imbrifero, la caratterizzazione della qualità dei corpi idrici e delle rive e la correlazione della qualità delle acque con le pressioni antropiche esistenti sul bacino.

Alla luce di queste considerazioni, la C.I.P.A.I.S. ha promosso una serie di ricerche sulla situazione delle sponde e sulle comunità di macrofite e di macroinvertebrati, ambiti utili a fornire ulteriori contributi per la definizione dello stato dei corpi idrici comuni, nonché in grado di dare utili informazioni per programmare opere di miglioramento ecologico del Verbano.

Nel dettaglio, il progetto quinquennale intitolato "Ecomorfologia delle Acque Comuni - ECORIVE" è stato realizzato con l'obiettivo di ampliare il pool degli elementi, biologici e non, aggiungendo la funzionalità ecologica delle rive e il loro grado di accessibilità e

fruibilità, lo studio del macrobenthos e delle macrofite, importanti elementi che contribuiscono a definire le condizioni strutturali e funzionali di un ecosistema acquatico. Per il primo anno (2008/2009) è stato previsto lo svolgimento di attività mirate alla verifica del grado di fruibilità delle rive. Nel secondo anno (2009-2010) sono stati studiati gli aspetti ecologici e quelli legati all'antropizzazione dei territori costieri. Sono quindi stati applicati indici che definiscono la qualità degli ambienti costieri. Tra il 2011 ed in 2012 sono stati studiate le macrofite e i macroinvertebrati del lago.

## 2. FRUIBILITA' DELLE RIVE DEL LAGO MAGGIORE

---

Questa ricerca ha avuto per oggetto la valutazione dello stato di fruibilità delle sponde lacustri, intesa come l'identificazione dei tratti di costa dove l'accesso è pubblico e la riva percorribile. L'obiettivo di questa parte del progetto è stato quello di valutare il grado di difficoltà dell'accesso e quello di fornire uno strumento che permetta di individuare quei tratti di costa dove è possibile ripristinare l'accesso pubblico con lo scopo di migliorare la fruibilità complessiva delle rive.

### 2.1 Definizione di riva

Nell'ambito della ricerca la **riva** è stata intesa come la fascia di transizione tra terraferma e ambiente lacustre. Di norma la linea di confine tra riva/lago è facilmente ed oggettivamente individuabile ma non è così per il limite **riva/area retrostante**. Ciò implica l'impossibilità di attribuire alla riva una estensione standard essendo la sua larghezza variabile in funzione di fattori locali come ad esempio la pendenza, lo stato fisico e l'uso dell'area retrostante.

Per una **determinazione** semplice ed oggettiva del confine tra **riva** e **area retrostante**, e quindi per la determinazione dell'ampiezza della riva, sono stati utilizzati due diversi criteri:

- il primo, riferito alla pendenza, determina il tratto di riva come l'area compresa tra il lago ed il punto in cui si ha un cambiamento netto di pendenza del terreno facendo così coincidere la riva con l'insieme delle due strutture costiere che Tonolli definiva come ripa e spiaggia (Tonolli 1964);

- il secondo riferito all'uso del territorio, interpreta la riva come la zona che parte dal lago e arriva fino alla prima discontinuità incontrata, sia di tipo naturale che artificiale, (es. recinzione, pista ciclabile, muro a lago, parete rocciosa) qualora non sia riscontrabile il cambiamento di pendenza in precedenza descritto (Fig. 2.1.1).

L'area retrostante è la linea di costa che arriva appena dopo la riva e può essere più o meno ampia; la sua larghezza varia da pochi metri (Fig. 2.1.1) ad alcune decine metri.



Figura 2.1.1 Inquadramento della parte di riva e dell'area retrostante. Sia riva che parte retrostante possono avere differenti dimensioni, da poche decine di centimetri ad alcune decine di metri

Questa parte del progetto ha richiesto la raccolta di documentazione relativa a :

- cartografia (digitale e cartacea);
- piani di governo del territorio (a livello comunale, provinciale e regionale/cantonale);
- progetti specifici inerenti la gestione delle aree spondali a livello comunale;
- studi pregressi simili al presente lavoro.

L'analisi dei documenti ha messo in luce come di studi paragonabili a questo non ve ne fossero molti. Gli unici dati disponibili relativi alla valutazione dell'accessibilità e fruibilità delle rive sono quelli forniti dal Dipartimento Territorio del Cantone Ticino, relativi ad uno studio delle sponde svizzere del lago Maggiore e del lago di Lugano intitolato "Rilievo dello stato d'occupazione e delle condizioni ecologiche delle rive dei laghi Ceresio e Verbano" (2003). L'obiettivo di questa indagine era stato quello di individuare procedure per allestire un piano di intervento per il recupero delle rive dei due laghi.

## 2.2 Materiali e metodi

L'articolazione della ricerca ha previsto 4 diverse fasi:

1. raccolta bibliografica e acquisizione di materiale vario;
2. definizione della metodologia da utilizzare e pianificazione dei rilievi in campo;
2. sopralluoghi in campo per la raccolta di dati e di materiale fotografico;
3. elaborazione ed archiviazione dati seguiti dalla stesura della relazione finale.

Nella prima fase sono state individuate le pubblicazioni utili all'organizzazione e preparazione dell'attività sviluppata nei mesi successivi. E' stato inoltre acquisito il materiale cartografico della parte italiana e di quella svizzera nonché tutta la documentazione comunale relativa alla gestione ordinaria e straordinaria delle aree costiere del lago Maggiore.

Nella fase successiva è stata individuata la metodologia da seguire ed è stata elaborata la scheda di campo partendo da quella utilizzata dal Dipartimento Territorio del Canton Ticino nella campagna rilievi. Nella scheda elaborata, oltre che inserire la lunghezza della sezione, è stato previsto l'inserimento di molte informazioni quali ad esempio: conformazione, ampiezza e pendenza della riva, stato di naturalità/antropizzazione (stato fisico), accessibilità e facilità dell'accesso, connessione con il lago, percorribilità, condizioni della vegetazione, elementi d'interesse puntuali, presenza di riserve naturali, caratteri dell'area retrostante.

I sopralluoghi sono stati svolti da terra per l'intero perimetro del lago. I dati relativi alla sponda lombarda sono stati verificati da lago tramite imbarcazione. Il lavoro in campo ha

previsto la rilevazione delle coordinate geografiche del punto d'inizio e di fine di ciascuna sezione, la compilazione della scheda e, dove possibile, l'acquisizione di materiale fotografico.

I dati sono stati archiviati tramite Excel<sup>®</sup> ed è stato realizzato un supporto cartografico con ArcView GIS 3.2.

## 2.3. Risultati

---

### 2.3.1 Condizione complessiva del lago Maggiore

Lo studio dei circa 170 km di costa ha portato all'identificazione di 867 sezioni, suddivise tra i 44 comuni del lago Maggiore. Il numero minimo di sezioni rilevate è stato di 2 (comune di Besozzo), mentre il numero massimo è stato di 70 (Verbania). Le figure 3.2.1.1, 2.3.1.2, 2.3.1.3 e 2.3.1.4 riportano l'accessibilità, la percorribilità pedonale, lo stato fisico, la condizione delle aree retrostanti della riva del lago Maggiore nel suo complesso. Tali parametri sono espressi come valori percentuali rispetto alla lunghezza totale della linea di costa.

Come visibile in figura 3.1.1 l'accessibilità pubblica della riva è complessivamente garantita per il 43% mentre i tratti privati di costa raggiungono il 34%. La riva fruibile regolamentata attraverso il pagamento dell'ingresso occupa il 10% della sponda mentre il 13% risulta essere completamente inaccessibile.

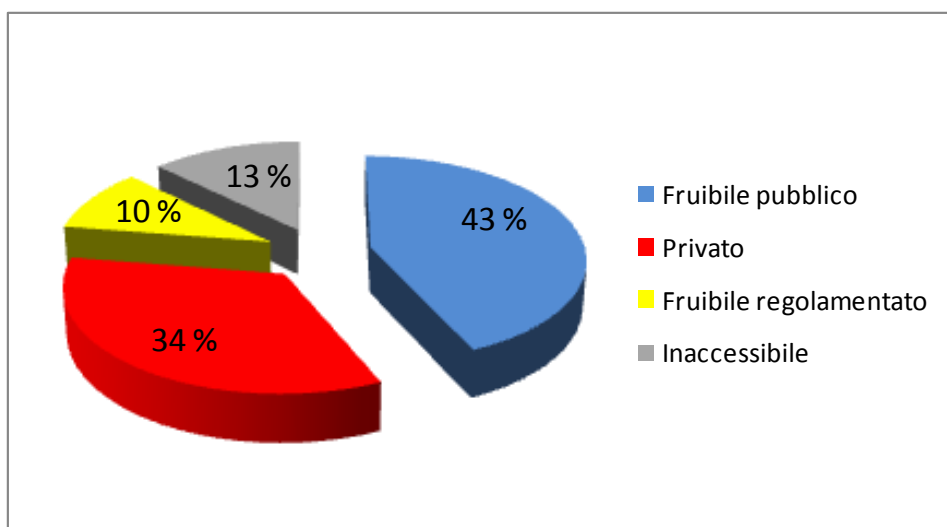


Fig. 2.3.1.1 Accessibilità della riva del lago Maggiore

Per quanto riguarda lo stato fisico (Figura 2.3.1.2), la tipologia di riva maggiormente rappresentata è quella naturale, che occupa il 57% della sponda. Il 4% è rappresentato da tratti di riva seminaturale mentre il 39% della linea di costa è occupato da aree artificializzate con muri a lago, aree portuali ed altro.

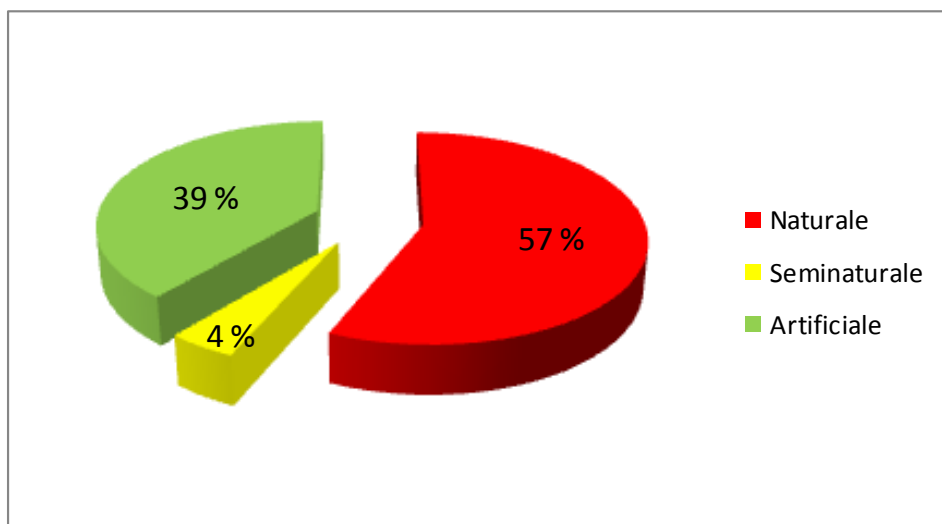


Fig. 2.3.1.2 Stato fisico della riva del lago Maggiore

In figura 2.3.1.3 è riportato il grafico relativo alla percorribilità pedonale della riva che nel complesso risulta possibile per il 50% della lunghezza totale della costa. La parte di sponda non percorribile è riferita ai tratti di riva privata, a quelli completamente non accessibili (aree a canneto e coste a pendenza elevata e di roccia a lago) e ad alcune sezioni accessibili in cui la percorribilità pedonale risulta però interdetta dalla presenza di elementi puntuali che interrompono la continuità della riva (torrenti, brevi tratti di muro o roccia a lago, scivoli di alaggio, etc.).

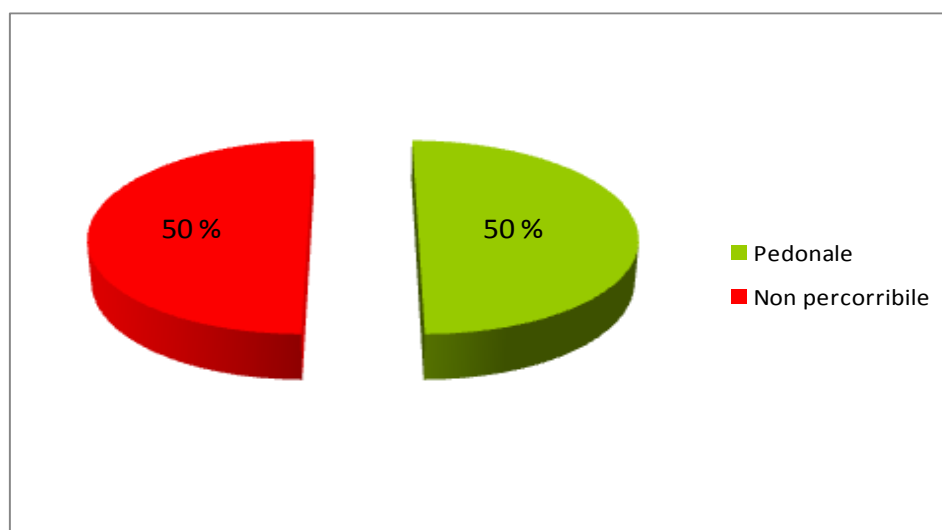


Fig. 2.3.1.3 Percorribilità pedonale della riva del lago Maggiore

Le aree retrostanti, che possono essere più o meno ampie (con larghezza che varia da pochi metri - Fig. 2.1- ad alcune decine metri), risultano essere per lo più urbanizzate con strade, parcheggi, aree residenziali città, paesi e giardini e parchi privati (Fig 2.3.1.4).

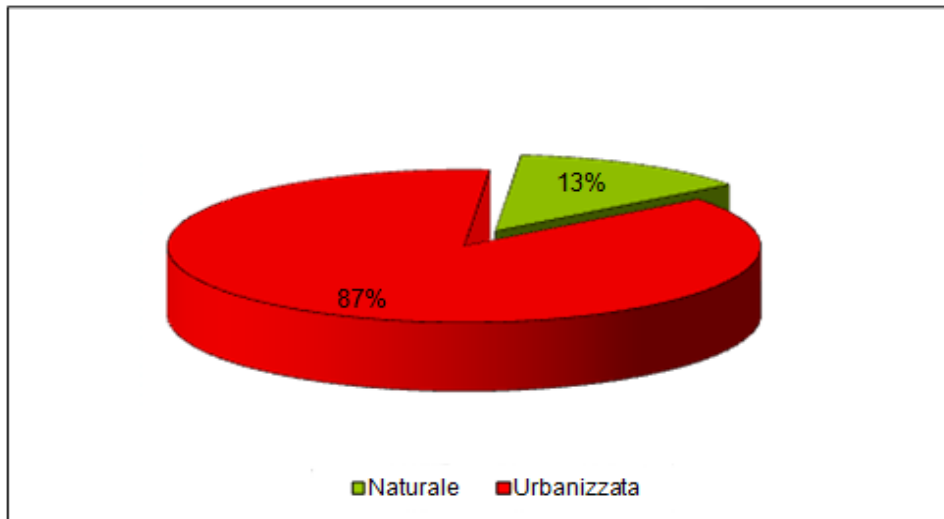


Fig. 2.3.1.4 Caratteri dell'area retrostante alla riva del lago Maggiore

### 2.3.2 Lombardia

La sponda lombarda del lago Maggiore è lunga circa 70 km. A sud parte dal ponte di ferro di Sesto Calende e arriva, a nord, al confine con la Svizzera. I risultati riportati in figura 2.3.2.1 mettono in evidenza come la parte liberamente accessibile sia del 45% mentre il 48% della linea di costa, comprendente privato e zone inaccessibili (coste rocciose ripide e canneti), non è utilizzabile a fini ricreativo-turistici. Il 7 % della costa comprende campeggi e cantieri nautici ed è fruibile solo attraverso accessi regolamentati. Nel complesso la sponda lombarda presenta una fruibilità pedonale del 49% (Fig. 2.3.2.2).

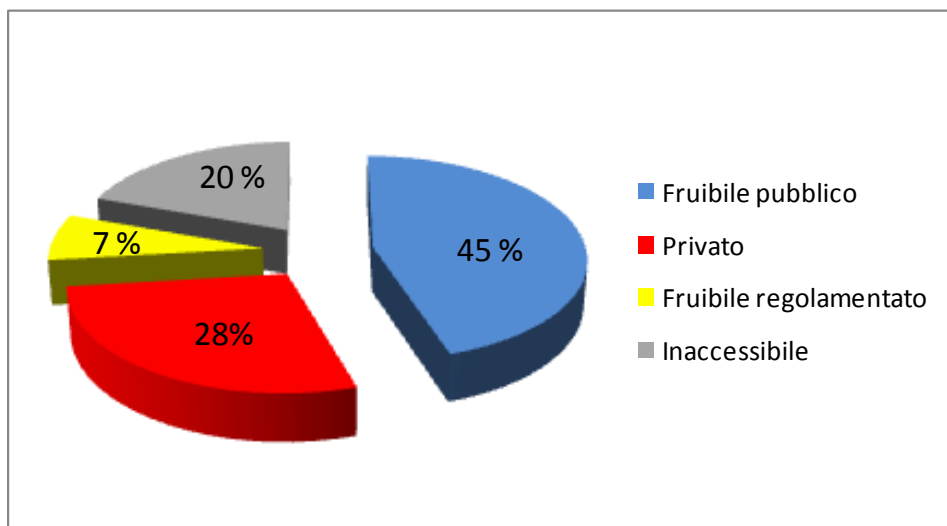


Fig. 2.3.2.1 Accessibilità della riva della sponda lombarda del lago Maggiore

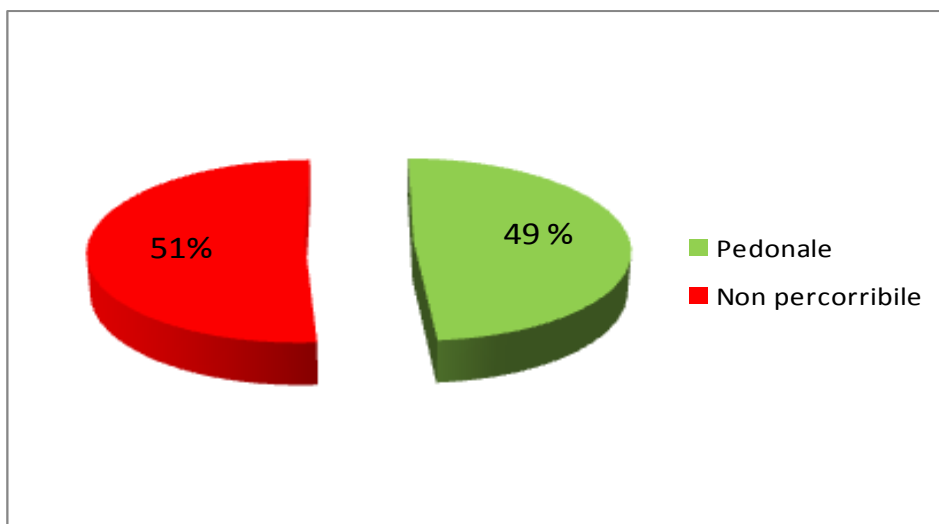


Fig. 2.3.2.2 Percorribilità pedonale della riva lombarda del lago Maggiore

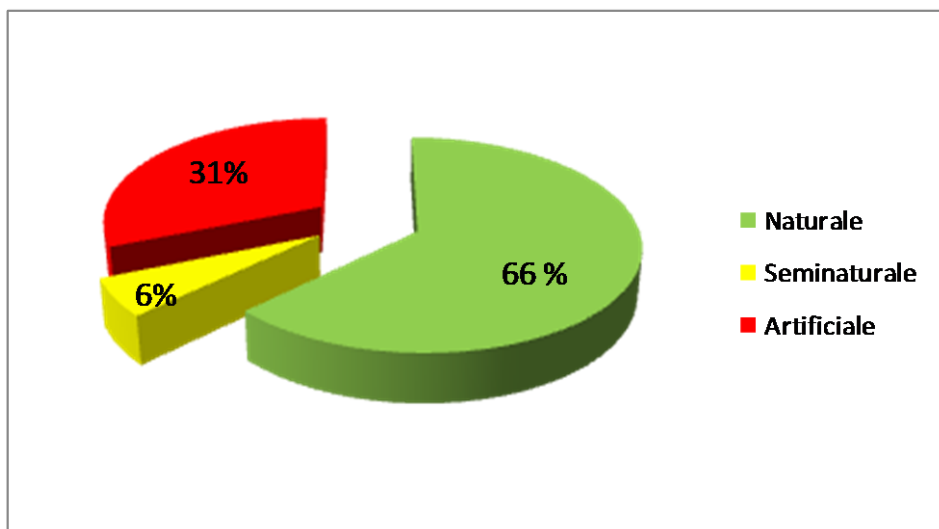


Fig. 2.3.2.3 Stato fisico della riva lombarda del lago Maggiore

Il grafico in figura 2.3.2.3 riporta lo stato fisico della riva della sponda lombarda. Interessante notare come le aree di costa naturale siano dominanti, mentre quelle artificiali o seminaturali sono minoritarie (rispettivamente 31% e 6%).

Per le aree retrostanti la riva (vedere definizione a pag.3), la Lombardia presenta la situazione meno compromessa, con ancora un buon 25% di zone naturali.

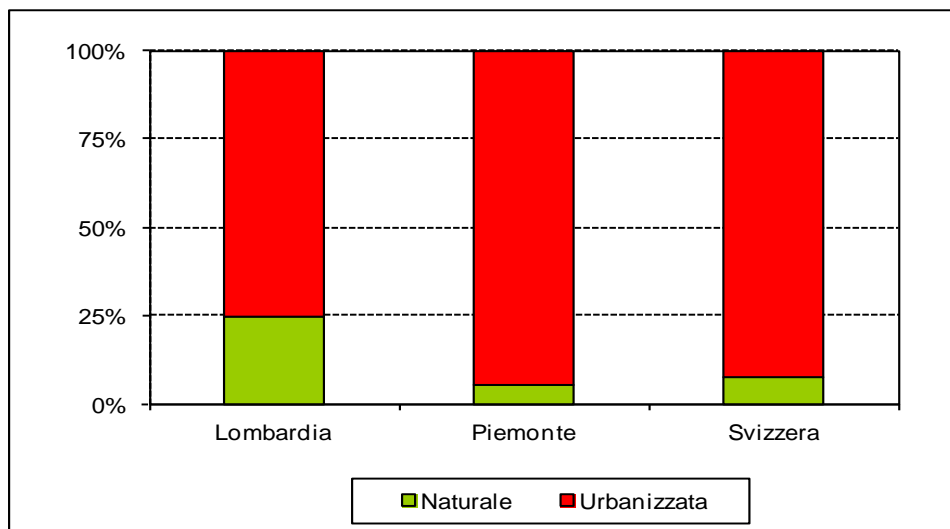


Fig. 2.3.2.4 Caratteri dell'area retrostante alla riva delle aree lombarde, piemontesi e ticinesi del Maggiore

### 2.3.3 Piemonte

La sponda piemontese del lago Maggiore è lunga 74 km. A sud parte dal ponte di ferro di Sesto Calende e arriva, a nord, al confine con la Svizzera. La riva è liberamente fruibile per il 44% mentre il 35% è privato e non utilizzabile a fini ricreativo-turistici. Porti e campeggi occupano il 12% della linea di costa, mentre solo il 9% della riva è inaccessibile perché non raggiungibile a piedi (sono infatti coste rocciose ripide e canneti).

La linea di costa nel suo complesso è percorribile a piedi per più della metà (54%) (Fig. 2.3.3.2).

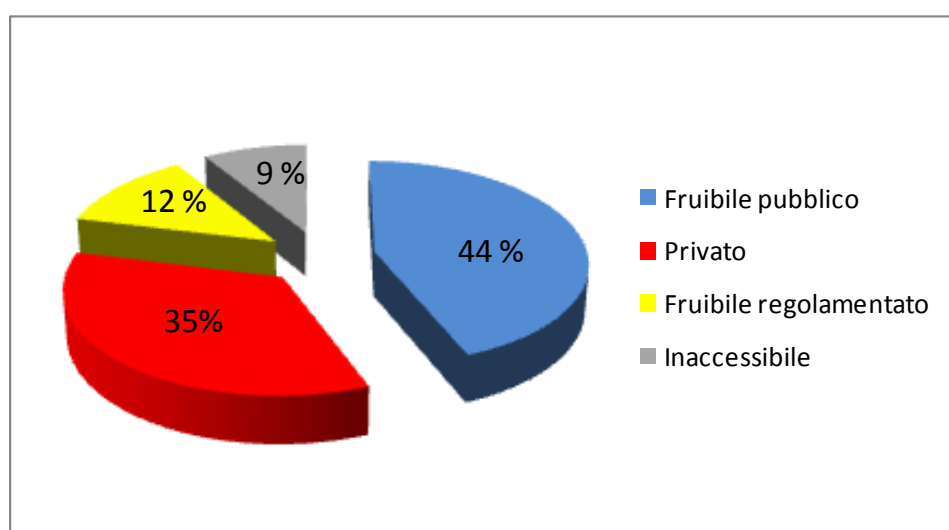


Fig. 2 3.3.1 Accessibilità della riva relativa ai comuni della sponda piemontese del lago Maggiore



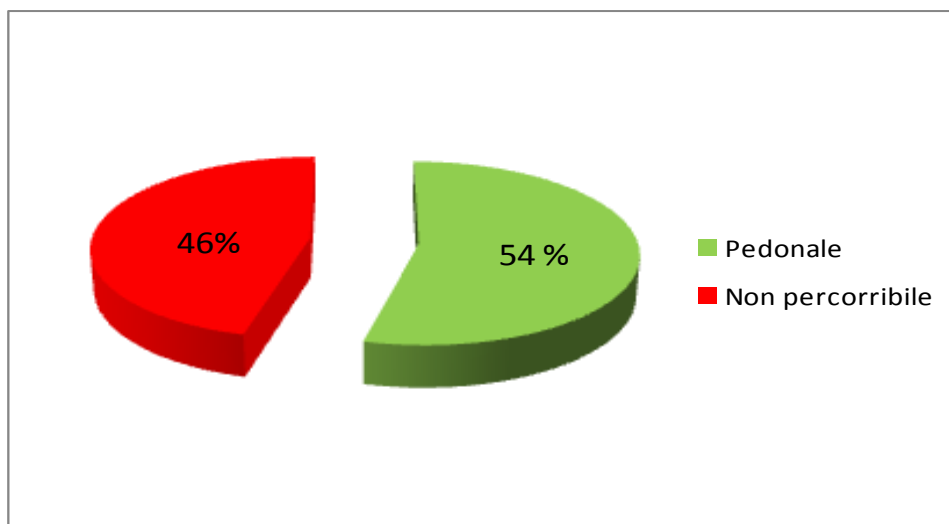


Fig. 2.3.3.2 Percorribilità pedonale della riva piemontese del lago Maggiore

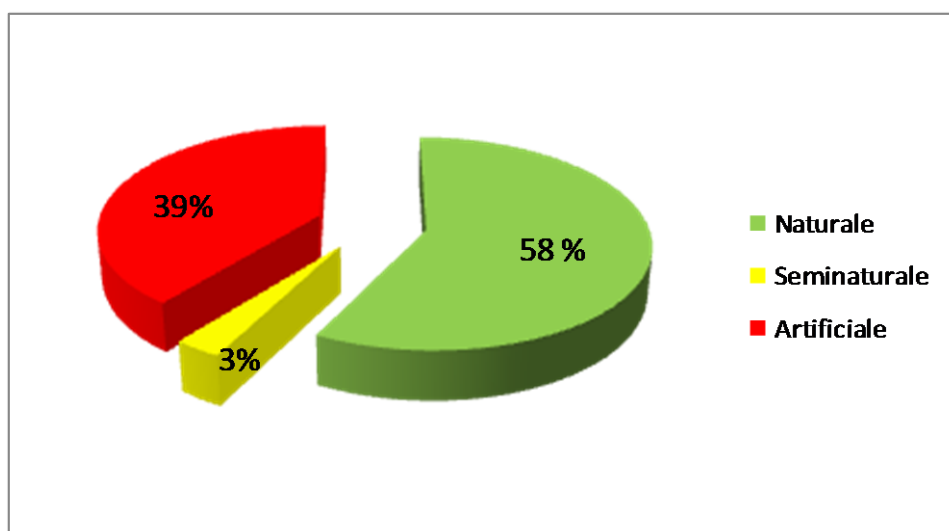


Fig. 2.3.3.3 Stato fisico della riva piemontese del lago Maggiore

Il grafico riportato in figura 2.3.3.3 riporta lo stato fisico della riva piemontese. Sono ben rappresentate aree con un buon livello di naturalità (58%). Anche qui, come in Lombardia, le aree urbanizzate con la costa artificializzata sono parecchie sfiorando il 40%. Per le aree retrostanti la riva (vedere definizione a pag.3) il Piemonte presenta la situazione più compromessa. Le zone naturali rimaste sono limitate al 5%.

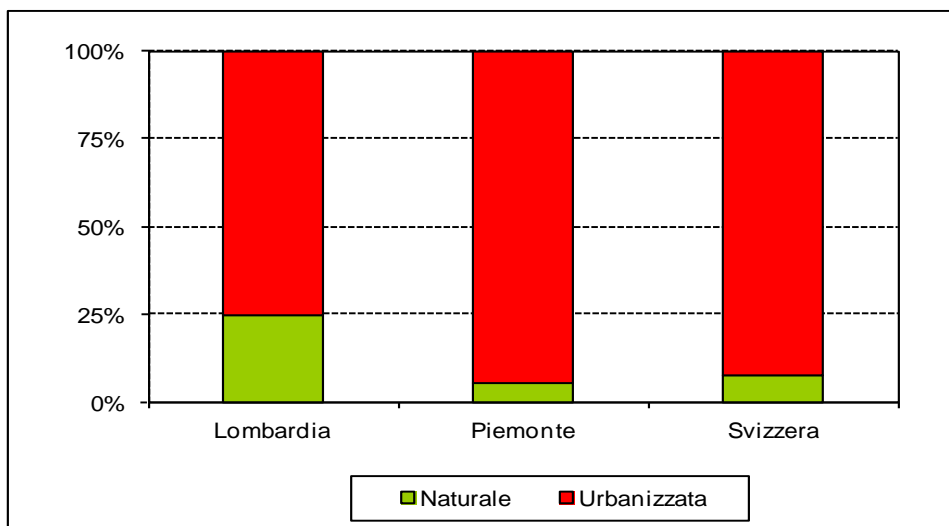


Fig. 2.3.3.4 Caratteri dell'area retrostante alla riva delle aree lombarde, piemontesi e ticinesi del Maggiore

### 2.3.4 Canton Ticino

La riva del lago Maggiore di competenza del Canton Ticino è lunga 33 km e si sviluppa tra i due confini di stato con l'Italia situati nella sponda occidentale presso Brissago ed in quella orientale presso Caviano.

L'accessibilità delle rive presenta valori abbastanza bassi (38%) se confrontati con quelli del territorio italiano, mentre le aree private, con impossibilità di accesso alle rive, risultano essere ben diffuse (45%). Porti e campeggi occupano il 10% della linea di costa, mentre solo il 7% della riva risulta essere non raggiungibile a piedi per la presenza di canneti più o meno ampi o per la presenza di tratti di coste rocciose ripide (Fig. 2.3.4.1).

La percorribilità della linea di costa è la più bassa finora riscontrata. Solo il 44% delle rive è percorribile a piedi (Fig. 2.3.4.2).

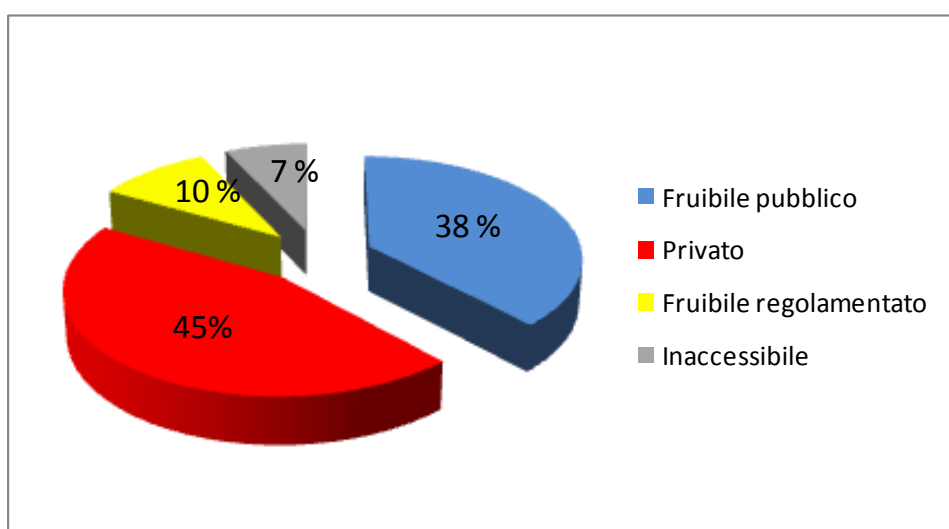


Fig. 2.3.4.1 Accessibilità della riva relativa ai comuni della sponda svizzera del lago Maggiore

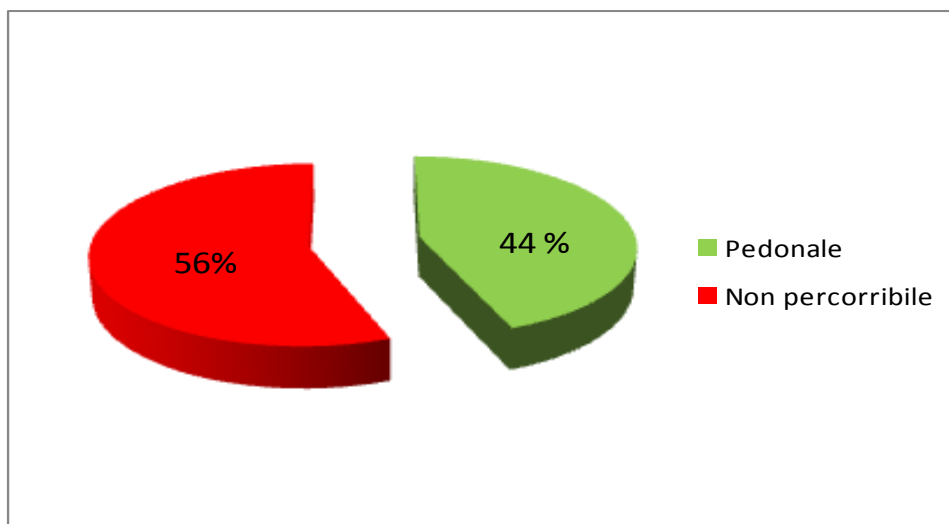


Fig. 2.3.4.2 Percorribilità pedonale della riva ticinese del lago Maggiore

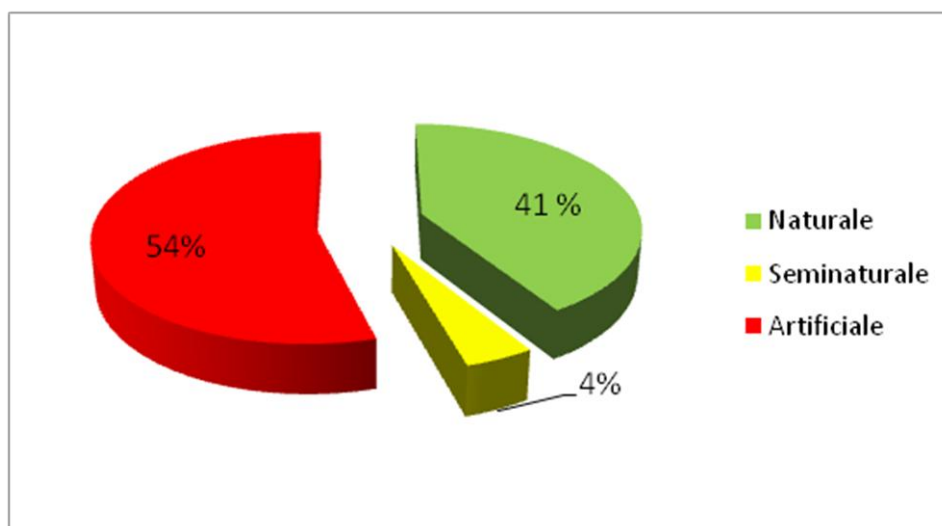


Fig. 3.4.3 Stato fisico della riva ticinese del lago Maggiore

Il grafico in figura 2.3.4.3 riporta i dati sullo stato fisico della riva ticinese. Risulta evidente la massiccia presenza di tratti artificializzati legati alle città svizzere che insistono sul lago. Molte sponde presentano infatti muri a lago. Le aree portuali ed i campeggi rappresentano il 4% della lunghezza totale della sponda ticinese. Le aree naturali sono localizzate soprattutto nella parte più settentrionale del Maggiore, in prossimità delle Bolle di Magadino. Per le zone retrostanti la riva (vedere definizione a pag.3), il territorio ticinese presenta una situazione intermedia tra Piemonte e Lombardia. Le aree naturali rimaste sono anche qui poche, tuttavia sono superiori a quelle piemontesi (8% contro il 5%).

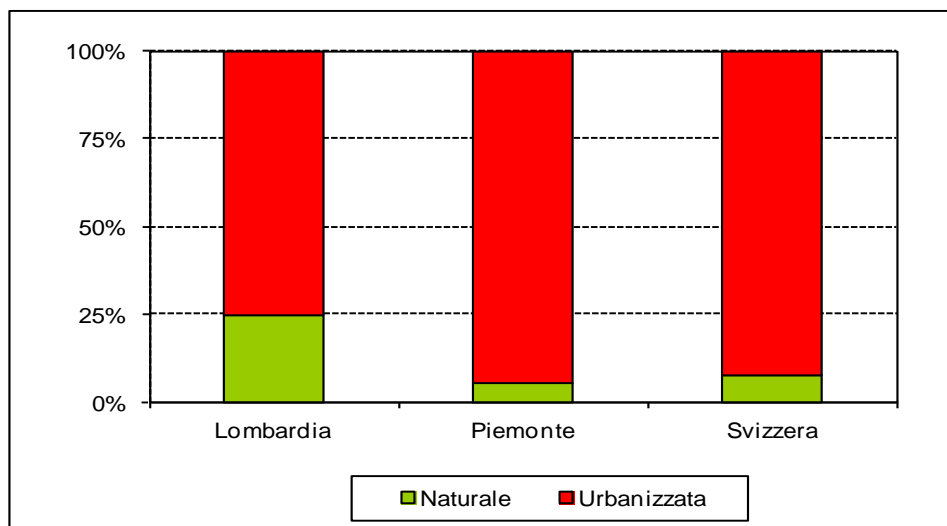


Fig. 2.3.4.5 Caratteri dell'area retrostante alla riva delle aree lombarde, piemontesi e ticinesi del Maggiore

### 2.3.5 Fruibilità delle rive a livello comunale – parte lombarda

Per la costa lombarda i valori di accessibilità minore (15%) sono stati riscontrati nel comune di Besozzo, mentre hanno raggiunto valori altissimi (96%) nel territorio di Germignaga (Fig. 2.3.5.1). Le zone di costa completamente private risultano presenti in tutto il territorio lombardo, con un massimo di copertura nei comuni di Laveno e Brezzo di Bedero, dove supera il 50% e con il minimo nei territori di Brebbia, Besozzo e Germignaga (Fig. 2.3.5.1). I comuni maggiormente interessati da tratti di riva inaccessibile sono Besozzo, dove l'85% della sponda è occupato da canneto, e Leggiano, dove il 50% della linea di costa è rappresentato da scogliere verticali (Fig. 2.3.5.1).

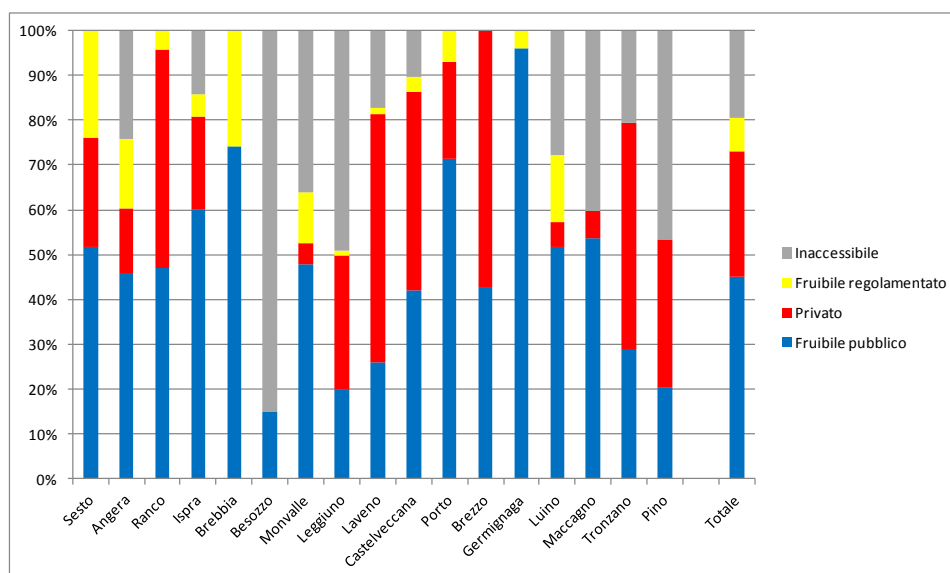


Fig. 2.3.5.1 Accessibilità della riva nei comuni della sponda lombarda del lago Maggiore.

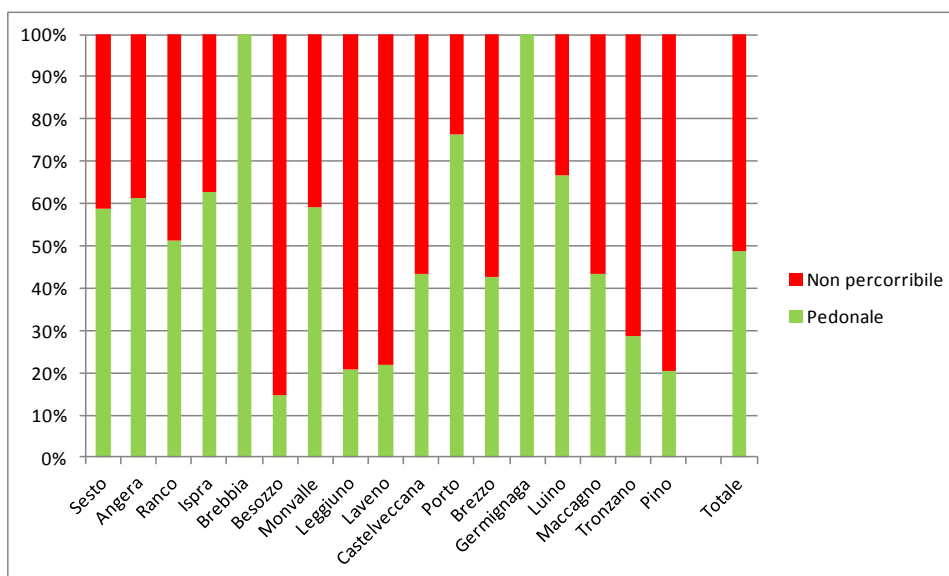


Fig. 2.3.5.2 Percorribilità pedonale delle rive dei comuni della sponda lombarda del lago Maggiore

Due comuni, quello di Brebbia e quello di Germignaga presentano una riva completamente percorribile, mentre nel resto del territorio i tratti di costa non percorribili a piedi variano dal 25% di Porto all'85% di Besozzo (Fig 2.3.5.2). In alcuni casi l'assenza di percorribilità è dovuta a fattori antropici, in altri casi è causata dalla presenza di canneti, paludi o scogliere ripide.

Gli ambiti naturali sono ben rappresentati. Il valore massimo è stato riscontrato nel comune di Besozzo in cui tutta la sponda risulta naturale (Fig. 2.3.5.3). I comuni con una naturalità della costa inferiore al 50% sono solamente Laveno, Luino e Brezzo di Bedero (Fig. 2.3.5.3). La parte artificiale è rappresentata in buona parte da tratti di muro a lago che occupano circa il 20% della sponda e sono la seconda tipologia di riva maggiormente rappresentata. Si concentrano principalmente nelle aree a fronte dei centri abitati, dove affiancano i tratti di passeggiata a lago, e nelle zone private occupate dai giardini delle ville costruite a ridosso del lago. I comuni di Laveno e di Brezzo di Bedero presentano le percentuali più alte di artificialità (Fig. 2.3.5.3).

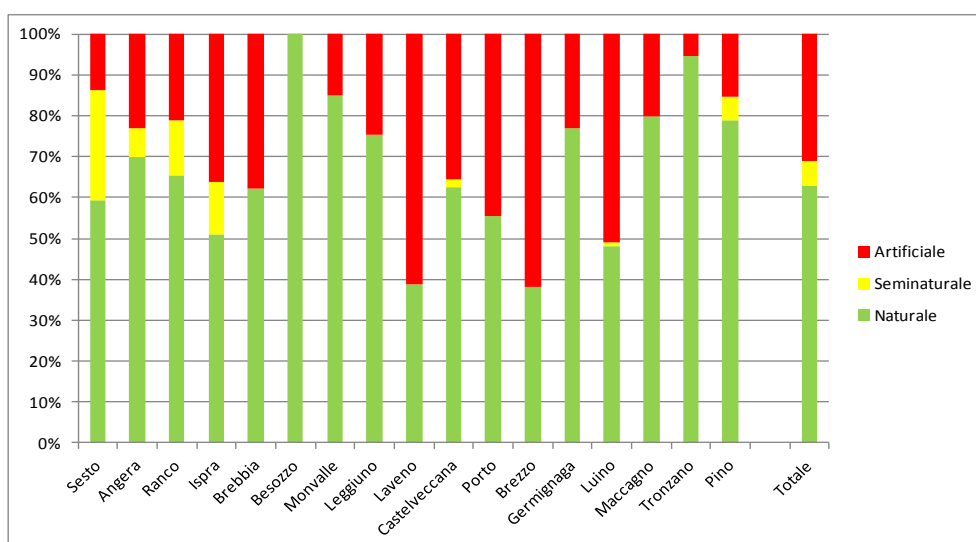


Fig. 2.3.5.3 Stato fisico relativo alla rive dei comuni della sponda lombarda del lago Maggiore.

Le aree retrostanti (vedere definizione a pag.3) le rive dei territori di Porto, Brezzo, Germignaga, Tronzano e Pino sono completamente urbanizzate (Fig. 2.3.5.4). Nei comuni di Ranco e di Luino la percentuale di aree retrostanti naturali è molto bassa mentre supera il 25% nelle rimanenti amministrazioni. Brebbia, Besozzo, Leggiano e Monvalle presentano più del 50% delle aree retrostanti non urbanizzate (Fig. 2.3.5.4).

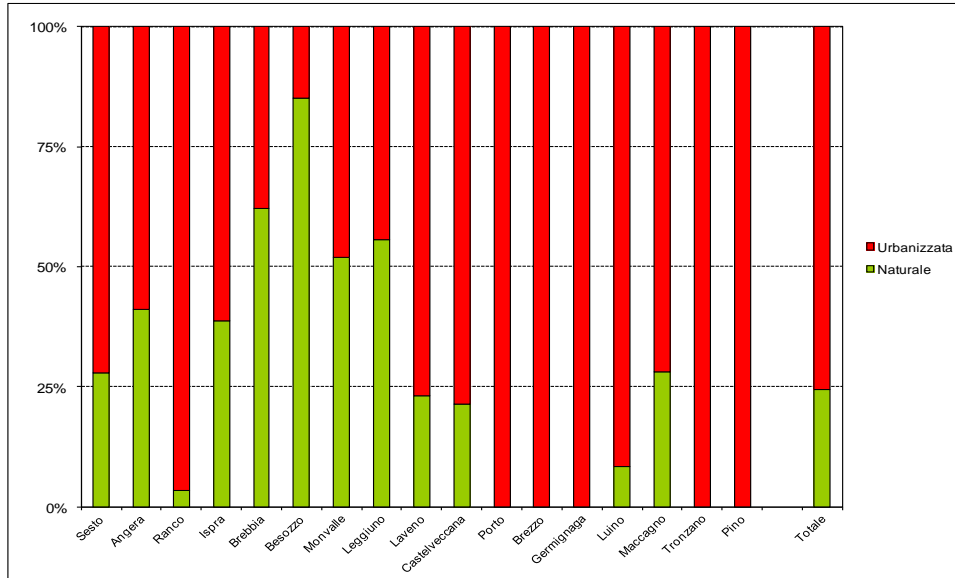


Fig. 2.3.5.4 Caratteri dell'area retrostante la riva dei comuni della sponda lombarda

### 2.3.6 Fruibilità delle rive a livello comunale – parte piemontese

La riva risulta pubblicamente accessibile per il 44%. I comuni di Cannobio e Meina presentano il valore minimo (23%) mentre Arona ha il tratto di costa accessibile più vasto (66%). Il 35% è occupato da riva privata e il comune di Meina è quello maggiormente interessato da questa tipologia di riva con una percentuale che sfiora il 70%. La costa fruibile privata, caratterizzata essenzialmente dalla presenza di campeggi e cantieri nautici, raggiunge valori importanti nel comune di Castelletto sopra Ticino dove interessa il 37% della costa. L'inaccessibilità della riva interessa solamente il 20% della sponda piemontese e come per la parte lombarda è relativa alle aree umide con presenza di canneto o a coste rocciose con elevata pendenza. I comuni maggiormente interessati da questa tipologia di riva sono quello di Cannobio, dove il 29% della sponda è rappresentata da roccia verticale a lago, e quello di Verbania, dove più del 20% di costa è occupata da paludi e da canneto.

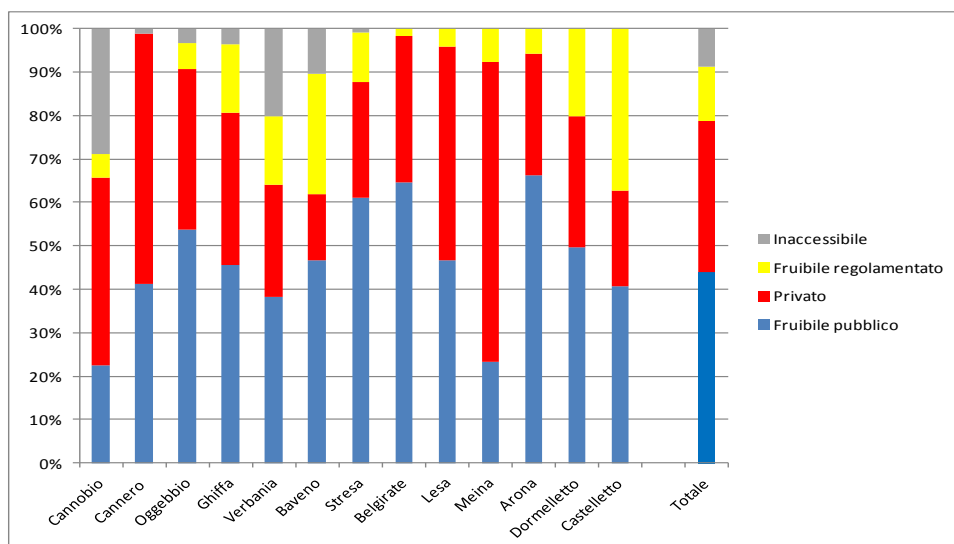


Fig. 2.3.6.1 Accessibilità della riva nei comuni della sponda piemontese del lago Maggiore

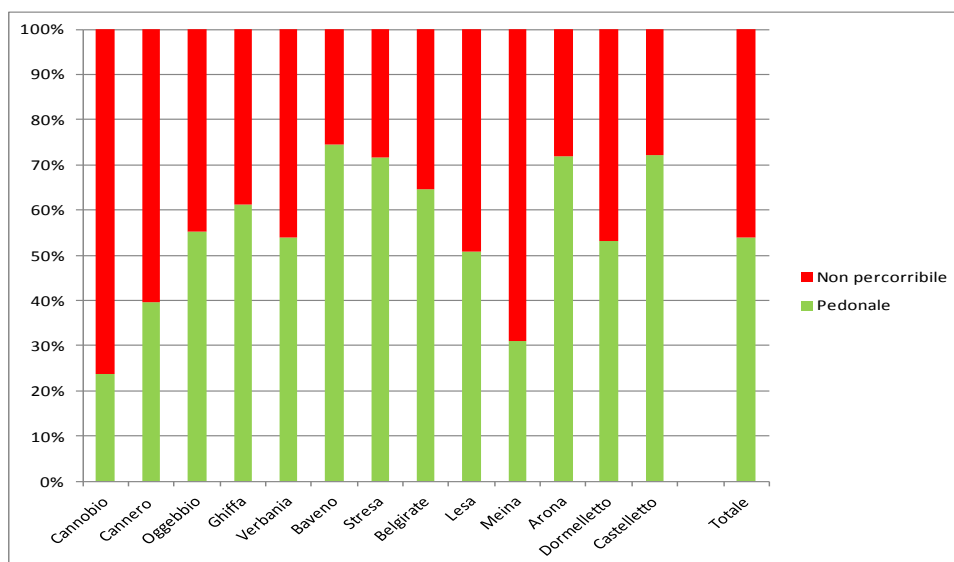


Fig. 2.3.6.2 Percorribilità pedonale delle rive dei comuni della sponda piemontese del lago Maggiore

Il livello di percorribilità della costa (Fig. 2.3.6.2) è complessivamente discreto (supera infatti il 50%). Le rive dei comuni di Comabbio e Meina sono quelle meno fruibili, mentre quelle maggiormente pedonabili sono a Baveno, Stresa, Arona e a Castelletto.

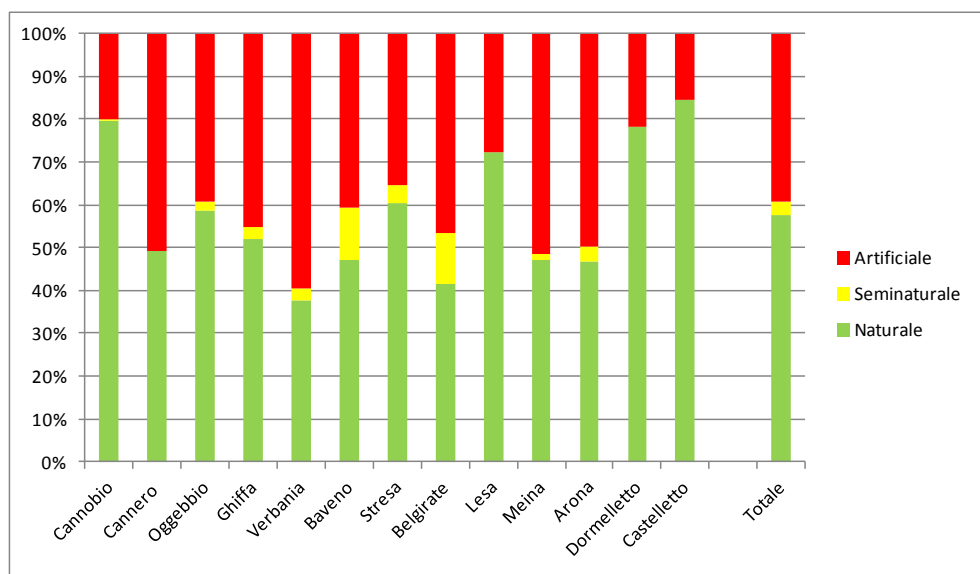


Fig. 2.3.6.3 Stato fisico relativo alla rive dei comuni della sponda piemontese del lago Maggiore

Il grafico di figura 2.3.6.3 riporta il livello di antropizzazione delle sponde piemontesi. Le aree con buona naturalità sono complessivamente ben rappresentate con un valore percentuale complessivo del 58% che raggiunge il suo massimo nel comune di Castelletto sopra Ticino in cui l'85% della sponda risulta essere naturale. Il comune con la minor percentuale di naturalità della costa, pari al 38%, è quello di Verbania. I tratti artificializzati sono caratterizzati molto spesso dalla presenza di muri a lago. Questi si concentrano principalmente nelle aree urbane, spesso legati alle passeggiate a lago o ai porti, e a confine dei grandi giardini delle ville presenti lungo la costa. Le aree seminaturali occupano complessivamente piccoli tratti di costa. Belgirate è il comune dove questa tipologia di riva è più diffusa.

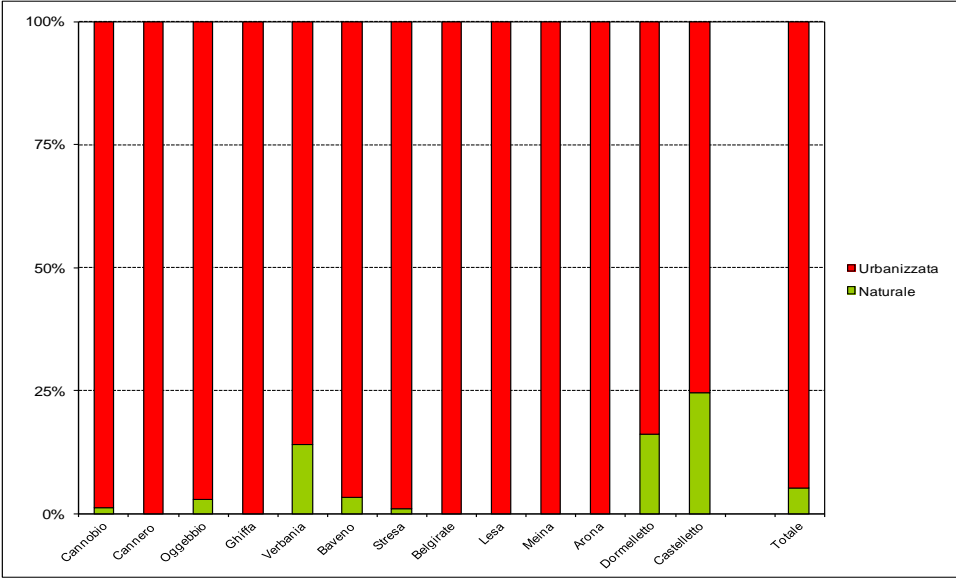


Fig. 2.3.6.4 Caratteri dell'area retrostante la riva dei comuni della sponda piemontese

Il livello di urbanizzazione nelle aree retrostanti la riva (vedere definizione a pag.3) è molto intenso (Fig 2.3.6.4). Pochi comuni presentano ancora consistenti tratti di ambiente naturale (comuni di Verbania, Dormelletto, Castelletto) (Fig 2.3.6.4).



### 2.3.7 Fruibilità delle rive a livello comunale –Canton Ticino

In figura 2.3.7.1 è riportata l'accessibilità della riva, in percentuale rispetto alla lunghezza totale della costa comunale, relativa ad ognuno dei 14 comuni che interessano la costa svizzera del lago Maggiore. Come visibile dal grafico, l'accessibilità della riva presenta valori minimi nel comune di S. Abbondio (8%). Il valore massimo si ritrova invece nel comune di Muralto dove l'intero tratto di costa, seppur di soli 800 metri, risulta essere liberamente accessibile al pubblico. La riva privata occupa il 45% della costa con percentuali decisamente elevate nei comuni di S. Abbondio (92%) e di Ronco sopra Ascona (84%). I comuni di Muralto, Tenero e Locarno non presentano invece alcun tratto di riva privata. La riva fruibile regolamentata, rappresentata in prevalenza da campeggi e cantieri nautici, occupa il 10% della lunghezza totale della costa ed è presente solo in 7 dei 14 comuni censiti. Nel comune di Tenero tale tipologia di riva risulta essere la più rappresentata, con le aree a lago occupate dai campeggi che si sviluppano per oltre il 50% della sponda comunale. Solo il 7% delle sponde risulta essere completamente inaccessibile ed è rappresentata da aree umide a canneto (Bolle di Magadino) e da brevi tratti di scogliera ripida localizzata in massima parte nei comuni di Piazzogna e San Nazzaro.

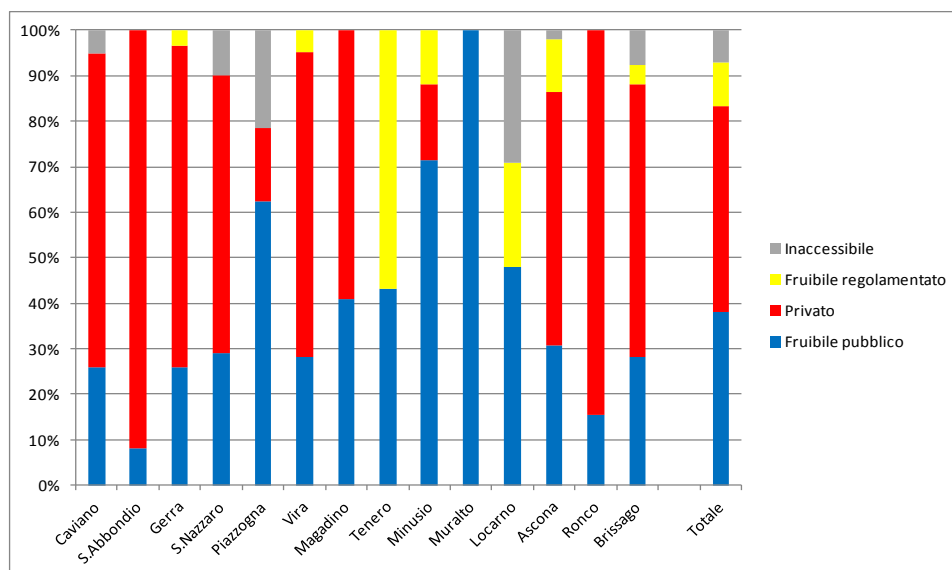


Fig. 2.3.7.1 Accessibilità della riva nei comuni della sponda ticinese del lago Maggiore.

La pedonabilità delle coste ticinesi presenta livelli di fruibilità alquanto vari. Vi sono comuni come quelli di Muralto e di Munisio che presentano coste percorribili per più dell'80% mentre altri, come quelli di S. Abbondio, Caviano e Ronco sono caratterizzati da rive non fruibili per oltre il 70% (Fig. 2.3.7.2)

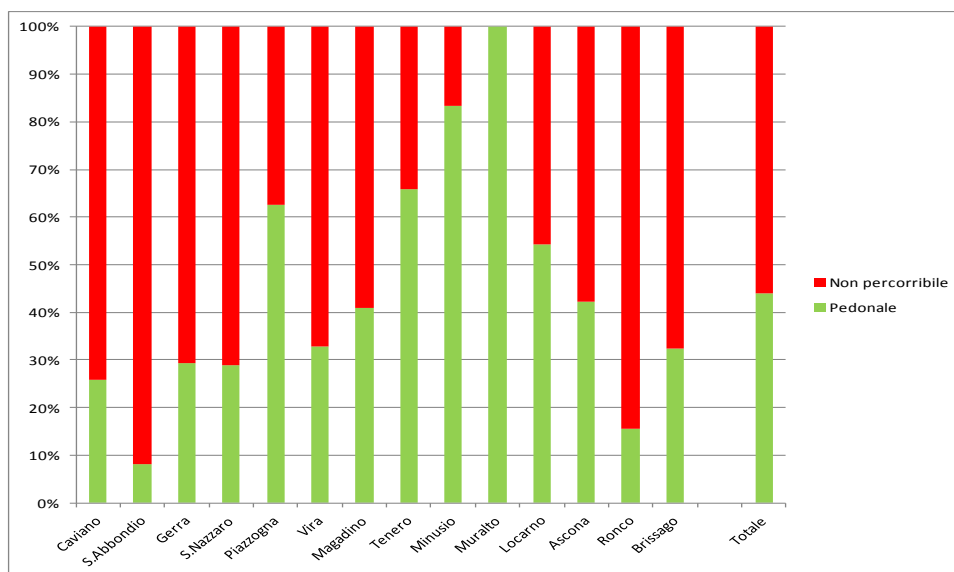


Fig. 2.3.7.2 Percorribilità pedonale delle rive dei comuni della sponda ticinese del lago Maggiore

Il grafico in figura 2.3.7.3 riporta lo stato fisico della sponda ticinese. Risulta evidente l'importanza dei tratti artificiali rappresentati per la maggior parte dei casi da muri a lago. In 7 dei 14 comuni censiti la parte di riva artificiale occupa più del 50% della lunghezza della linea di costa comunale. Le linee di coste che presentano buoni livelli di naturalità arrivano complessivamente al 41% della lunghezza totale. Le rive del comune di Tenero presentano valori di naturalità prossimi al 90%. Questa tipologia di riva è invece totalmente assente nel comune di Muralto. In misura ancora minore sono rappresentati i tratti di costa seminaturali presenti solo in cinque comuni su quattordici.

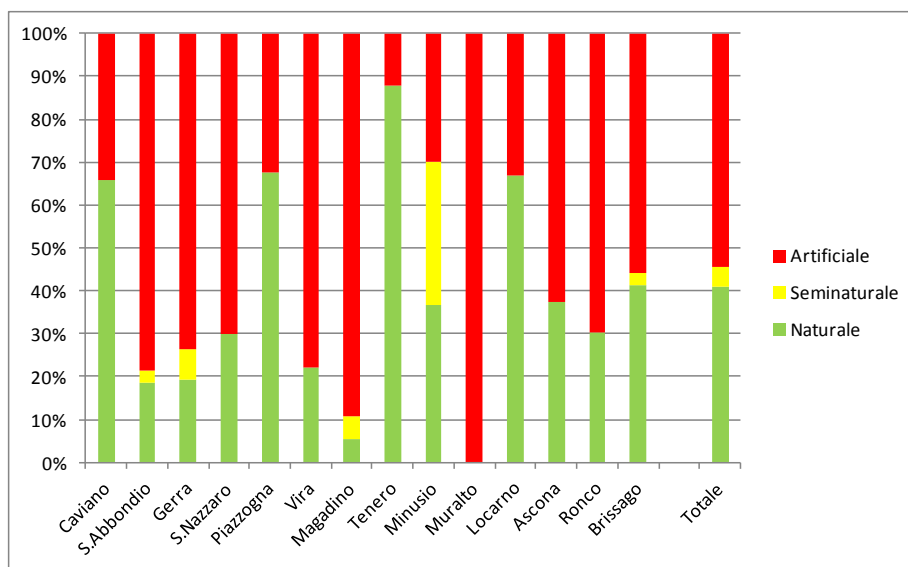


Fig. 2.3.7.3 Stato fisico relativo alla rive dei comuni della sponda ticinese del lago Maggiore

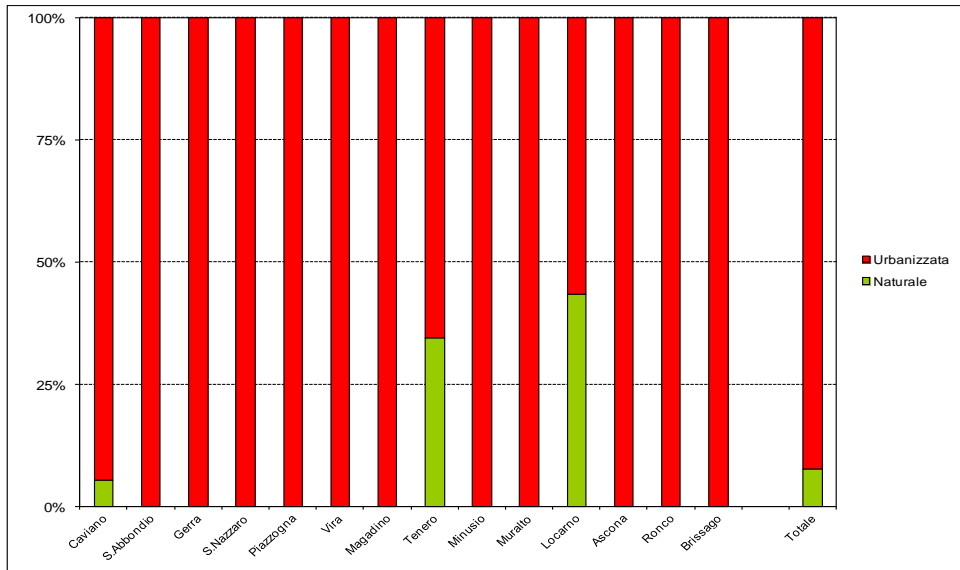


Fig. 2.3.7.5 Caratteri dell'area retrostante la riva dei comuni della sponda ticinese

Le aree retrostanti la riva (vedere definizione a pag.3) sono in genere completamente urbanizzate. Solo nei comuni di Caviano, Tenero e Locarno è presente una certa quota di territorio naturale (Fig. 2.3.7.4)

### 3 INDICI PER LA VALUTAZIONE ECOLOGICA DELLE RIVE

---

Per una valutazione ecologico-funzionale della fascia perilacuale non esiste in letteratura un unico metodo che risponda in modo olistico a questa richiesta. È stata pertanto decisa l'applicazione di due indici in grado di sintetizzare in pochi valori la grande complessità ecologica, paesaggistica e funzionale delle rive lacustri (entrambi nati e sviluppati come risposta a quanto richiesto dalla Direttiva europea 2000/60/CE). Il primo, chiamato Indice di Funzionalità Perilacuale (IFP) è un indice pesato per l'analisi degli aspetti ecologico-funzionali, mentre il secondo (l'LHS) per l'interpretazione degli aspetti idromorfologici. Lo studio della costa e l'applicazione dei due indici sono stati organizzati su due anni, 2009 per l'IFP e 2010 per il LHS.

#### 3.1 Indice di Funzionalità Perilacuale

L'Indice di Funzionalità Perilacuale (IFP) è stato sviluppato in Italia da un gruppo di lavoro istituito nel 2004 da APAT (Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici), coordinato da APPA Trento (Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente). Sviluppato per stimare la funzionalità delle fasce perilacuali, l'IFP è ispirato all'interrelazione esistente tra i comparti biotici ed abiotici e propone un modello di valutazione funzionale dell'ecosistema nel suo complesso. L'applicazione dell'IFP prevede la compilazione di due schede: la prima contiene delle informazioni generali (aspetti topografici, morfologici, climatici, etc.), riferite a tutto il lago e al suo bacino; la seconda viene compilata durante la fase di rilevazione in campo, ed è effettuata per ogni singolo tratto omogeneo in cui è suddivisa la fascia perilacuale. In questa seconda scheda vengono rilevati parametri ecologici quali tipologia, ampiezza, continuità ed eventuali interruzioni della vegetazione perilacuale, parametri socio-economici, quali l'uso del territorio, presenza di infrastrutture (strade, ferrovie, strutture recettive e turistiche, etc.) ed altri descrittori strutturali della costa (pendenza, concavità, artificialità della riva, etc.). A ogni parametro rilevato viene attribuito un peso numerico. Inserendo i valori in un modello di tipo "classification tree" (albero binario che classifica osservazioni multivariate), si ottiene un livello di funzionalità per ogni tratto di riva (da I, elevato, a V, pessimo) (Tab 3.1.1).

Tab. 3.1.1 Livelli di funzionalità e relativo giudizio e colore di riferimento

LIVELLO DI FUNZIONALITA'	GIUDIZIO DI FUNZIONALITA'	COLORE E SIMBOLOGIA
I	Elevato	
II	Buono	
III	Mediocre	
IV	Scadente	
V	Pessimo	

I risultati ottenuti possono essere riportati su di una mappa di funzionalità della fascia perilacuale, dove ad ogni livello di funzionalità vengono associati un colore ed una simbologia convenzionale.

Il metodo IFP può rappresentare un utile strumento per classificare la funzionalità ecologica delle sponde lacustri con l'obiettivo di integrare le indicazioni ottenute con gli strumenti pianificatori che definiscono il futuro dei nostri territori.

### **3.2 Indagini preparatorie**

L'applicazione dell'indice IFP prevede la compilazione di una scheda alquanto articolata e dettagliata.

Per poter avere un quadro definito del territorio che si va ad analizzare, ancor prima di utilizzare le schede, deve essere eseguito "a tavolino" uno studio dell'ambiente lacustre in esame mediante l'analisi di immagini satellitari, di ortofoto e di carte geografiche tipo C.T.R., preferibilmente in scala 1:10.000, 1:5.000.

### **3.3 Compilazione della scheda di campo**

La compilazione è stata eseguita per ogni singolo tratto omogeneo; ogni volta che si osservava una variazione significativa di uno o più parametri da rilevare veniva compilata una nuova scheda. Nella scheda standard riportata sono analizzati molti parametri legati al paesaggio, alla sua integrità, alla presenza di infrastrutture ed alla qualità della vegetazione.

Di seguito vengono sinteticamente presentati i parametri presenti nella scheda:

#### **PARTE RELATIVA ALLA VEGETAZIONE**

- a) Valutazione della vegetazione potenziale**
- b) Ampiezza della fascia vegetata**
- c) Copertura e composizione della vegetazione perilacuale**  
(si fa riferimento alla fascia perilacuale propriamente detta)
- d) Vegetazione igrofila e non igrofila**
- e) Presenza di specie esotiche**
- f) Eterogeneità della vegetazione arborea**
- g) Continuità della fascia vegetata**

#### **CARATTERI DELLA STAZIONE E PAESAGGIO**

- a) Interruzioni della fascia perilacuale**
- b) Tipologia delle interruzioni**
- c) Uso prevalente del territorio**
- d) Presenza di infrastrutture (strade)**
- e) Pendenza media della fascia perilacuale emersa**
- f) Confronto tra le pendenze delle aree emerse e quelle sommerse**
- g) Concavità del profilo della riva**
- h) Convessità del profilo della riva**
- i) Complessità del profilo della riva**
- j) Artificializzazione delle rive**
- k) Cementificazione delle rive**
- l) Presenza di apparente canalizzazione "run-off" di acque verso il lago**
- m) Giudizio personale**

(DDeve essere formulato in base all'impressione immediata dell'operatore secondo una logica ecologico-funzionale)

Attraverso molteplici applicazioni dell'Indice IFP e altrettante analisi statistiche dei risultati è stato messo in evidenza che alcuni parametri sono molto importanti nel descrivere la funzionalità ecologica delle rive, altri sono correlati con questi in modo più o meno stretto e di conseguenza divengono meno strategici nel calcolo IFP. I parametri fondamentali e pertanto immessi nel calcolo dell'albero di classificazione (*classification tree*) sono: a) copertura e composizione della vegetazione perilacuale (soprattutto per quella erbacea); b) vegetazione igrofila e non igrofila; c) eterogeneità della vegetazione arborea; d) interruzioni della fascia perilacuale; e) presenza di infrastrutture, essenzialmente strade; f) artificializzazione delle rive; g) cementificazione delle rive; h) concavità del profilo della riva. Valutazione della vegetazione potenziale e dell'artificializzazione delle rive sono parametri importanti, ma che vengono utilizzati a fine indagine per un'analisi conclusiva e più approfondita della fascia perilacuale. E' importante inoltre sottolineare che le informazioni relative ai descrittori che non concorrono a definire il valore dell'indice (non comprese nel *classification tree*) risultano comunque utili in quanto costituiscono un database delle caratteristiche morfologiche ed ecologiche delle zone perilacuali, alcune delle quali corrispondono agli elementi qualitativi richiesti per la classificazione dello stato ecologico dei laghi (Direttiva 2000/60/CE).

Nella figura 3.3.1 è rappresentato il *classification tree* modello. Nelle foglie di quest'ultimo, come pure nei suoi nodi, sono riportate le probabilità di assegnazione a ciascuna delle classi di funzionalità stimata, che sono indicate con un numero da 1 (eccellente) a 5 (pessima). La classe di assegnazione più probabile è di volta in volta quella riportata su fondo grigio nella tabella contenuta in ciascuna foglia o nodo.

Per procedere alla classificazione del tratto del lago in analisi si deve entrare nell'albero a livello base (in alto) e, via via, verificare livello dopo livello, l'appartenenza ad una o all'altra classe ed il relativo punteggio.

### **3.4 Calcolo del livello di funzionalità perilacuale**

L'inserimento dei dati delle 485 schede dei rilievi nell'apposito software IFP da origine ad un *classification tree*, che esprime come output il livello di funzionalità e la probabilità di assegnazione a ciascuno dei livelli funzionali.

### **3.5 Rilievi e applicazione dell'Indice IFP**

Per l'applicazione dell'Indice di Funzionalità Perilacuale il lavoro ha previsto 4 diverse fasi:

1. fase di studio delle immagini satellitari, delle ortofoto e della cartografia;
2. sopralluoghi in campo e compilazione delle schede;
3. digitalizzazione dei risultati (database e G.I.S.);
4. analisi e interpretazione dei risultati;

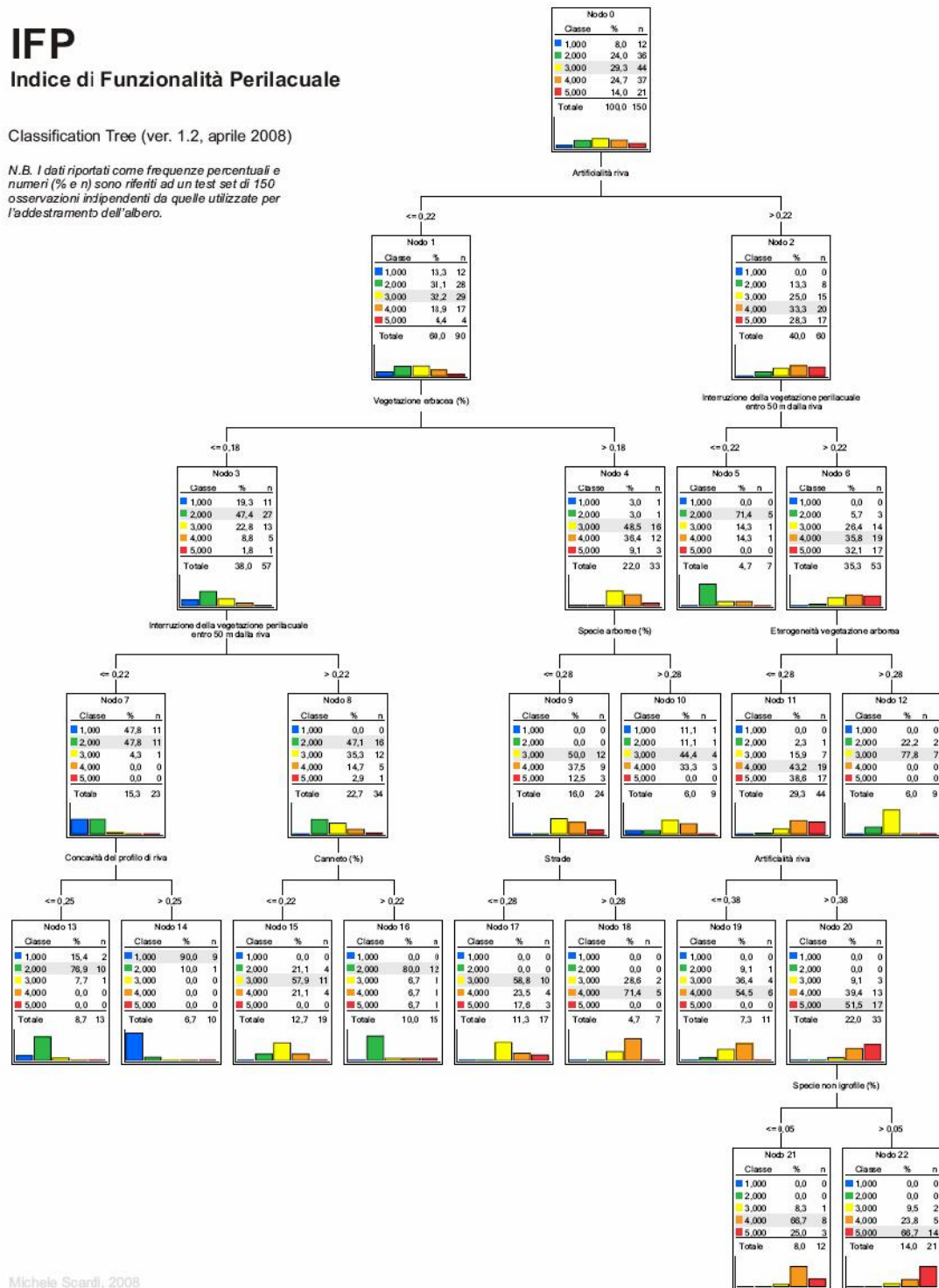
Le prime tre attività sono state effettuate lavorando ogni volta per piccoli comparti di lago (tra i 20 e i 30 km di sviluppo costiero).

# IFP

## Indice di Funzionalità Perilacuale

Classification Tree (ver. 1.2, aprile 2008)

*N.B. I dati riportati come frequenze percentuali e numeri (% e n) sono riferiti ad un test set di 150 osservazioni indipendenti da quelle utilizzate per l'addestramento dell'albero.*



Michele Scardi, 2008

Fig. 3.3.1 Classification tree per la determinazione dei livelli di funzionalità perilacuale

### 3.6 Risultati

L'applicazione dell'Indice di Funzionalità Perilacuale sul lago Maggiore ha portato alla definizione e valutazione di 484 tratti di costa omogenei lungo i circa 177 km di riva osservati. La lunghezza media dei tratti di sponda considerati è stata di 370 m con un massimo di 2184 metri per una sezione a Luino e un minimo di 47 metri per una sezione a Maccagno. Il valore di funzionalità per ciascun tratto è stato valutato dal software proposto seguendo "rami" differenti del dendrogramma ad albero. Di seguito vengono analizzati e descritti i passaggi logici che portano all'attribuzione delle diverse classi di qualità.

#### 3.6.1 Tipologie di riva con giudizio di funzionalità elevato

I tratti di riva con giudizio ELEVATO raggiungono nel complesso una lunghezza di 12,6 km con una presenza percentuale in percentuale del 7,1 sul totale. Come già specificato in precedenza il *classification tree* è il percorso utilizzato dal software dedicato per attribuire ad ogni singolo tratto di riva il giudizio di funzionalità attraverso la valutazione critica dei parametri più significativi raccolti nella scheda di campo. Nella figura 3.6.1.1 è riportato il percorso del *classification tree* necessario per attribuire ad una sezione il giudizio ELEVATO.

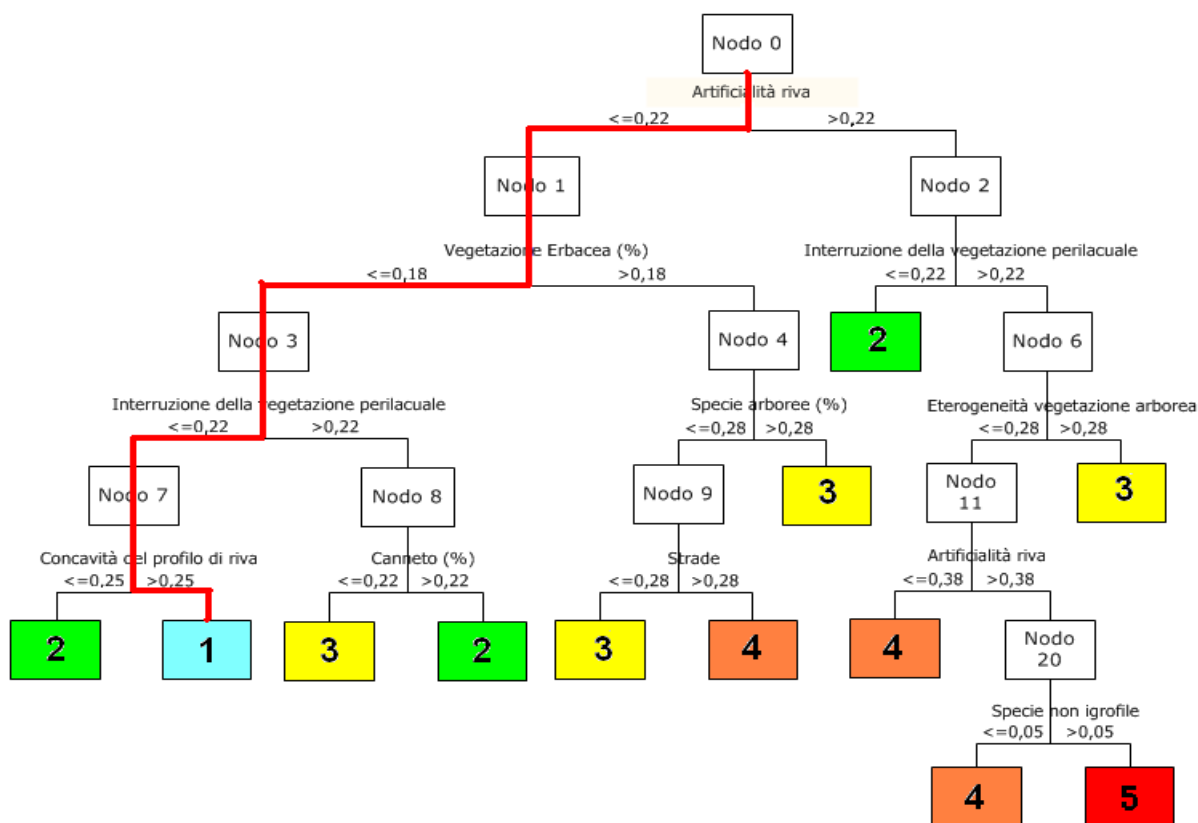


Fig. 3.6.1.1 *Classification tree*, in rosso viene identificato il percorso necessario per arrivare ad un giudizio di funzionalità elevato

Dal percorso evidenziato in figura 3.6.1.1 risulta evidente come la possibilità di ricadere in un giudizio di funzionalità *elevato* sia strettamente legata a soli quattro parametri raccolti della scheda di campo.

La prima voce utile è la "cementificazione della riva" che deve avere valore inferiore al 22%. Il successivo bivio consente di proseguire verso la classe 1 solamente se la copertura erbacea è inferiore al 18% (ciò significa che vi è molta copertura arborea-arbustiva). A questo punto il



percorso richiede l'assenza di interruzioni della fascia perilacuale che devono essere inferiore al 22%. L'ultimo bivio permette di arrivare a un giudizio elevato solamente con una concavità della riva superiore al 25%.

Quest'ultimo bivio risulta essere, per quanto riguarda il lago Maggiore, molto restrittivo e penalizzante per molti tratti di costa che, pur con assenza di concavità, presentano una naturalità molto complessa ed articolata capace di garantire livelli di funzionalità decisamente elevati.

### 3.6.2 Tipologie di riva con giudizio di funzionalità buono

I tratti di riva con giudizio BUONO raggiungono nel complesso una lunghezza di 7,7 km con una presenza percentuale del 4,4% risultando essere la classe meno rappresentata sul lago Maggiore. Nella figura 3.6.2.1 sono riportati i 3 percorsi del *classification tree* necessari per attribuire ad una sezione il giudizio BUONO.

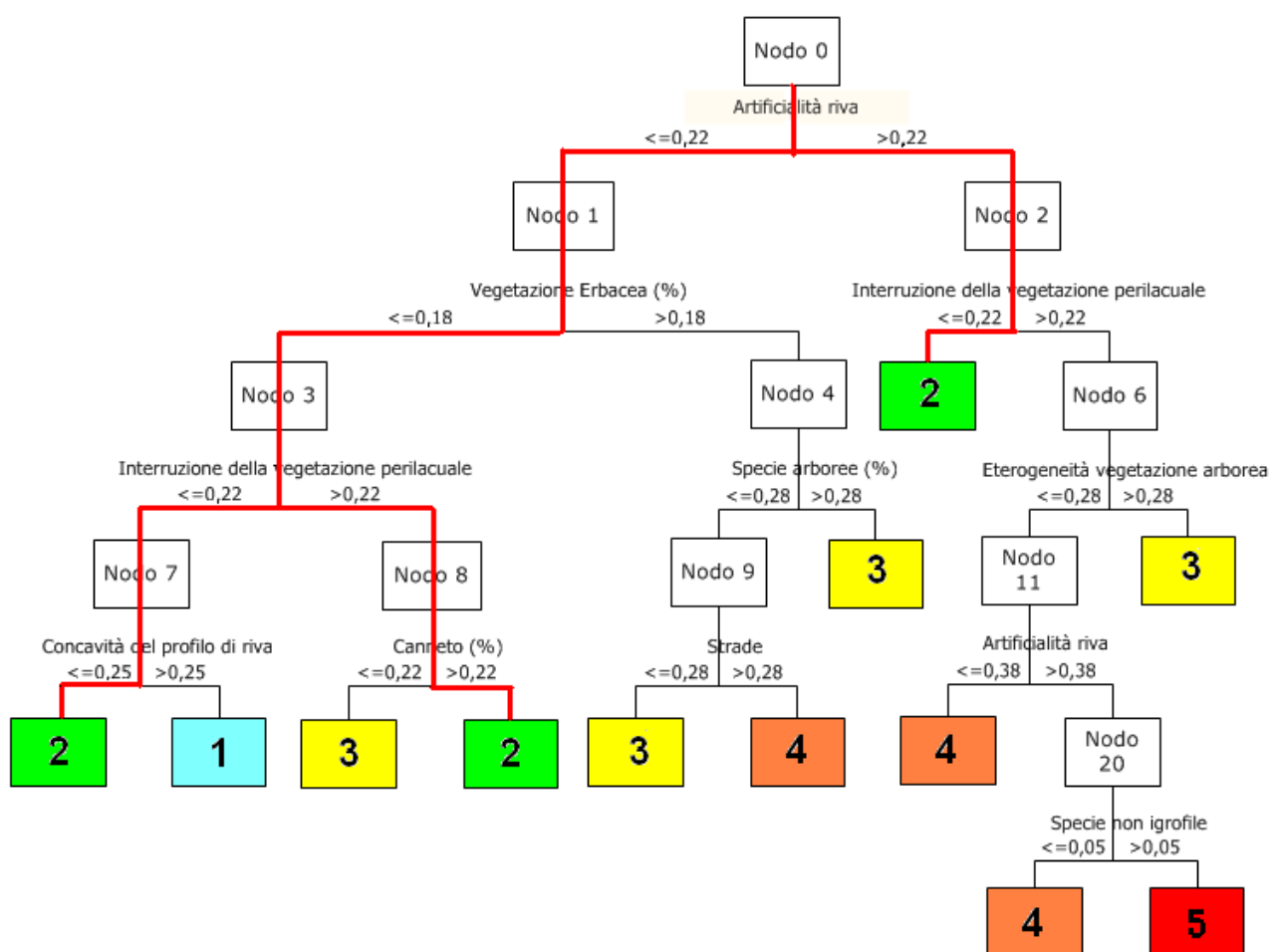


Fig. 3.6.2.1 *Classification tree*, in rosso sono segnati i percorsi necessari per arrivare ad un giudizio di funzionalità buono

L'ingresso nel *classification tree* dalla voce "riva artificiale - cementificazione della riva" non risulta essere determinante in quanto, in ogni caso, si può proseguire verso le "foglie" con classe 2. Tuttavia se la sezione avrà un'artificialità della riva superiore al 22% dovrà, per ricevere un giudizio di funzionalità buono, avere obbligatoriamente un'interruzione della fascia perilacuale vegetata inferiore al 22%. Nel caso di cementificazione della sponda inferiore al valore soglia, la discriminante diventerà invece la copertura erbacea della fascia

perilacuale che dovrà essere inferiore al 18%. I successivi parametri di interesse per la determinazione di un giudizio BUONO sono la concavità del profilo della riva e la copertura a canneto. Nel primo caso si avrà una funzionalità di classe 2 con una concavità inferiore al 25%, nel secondo caso occorrerà avere una copertura a canneto superiore al 22%. Per quanto riguarda il Lago Maggiore non sono state riscontrate sezioni di classe 2 con una cementificazione della riva superiore al 22% (percorso a destra in figura 3.6.2.1). In tutti i casi di artificialità elevata i tratti considerati sono stati ordinati in classi di giudizio inferiori al BUONO.

### 3.6.3 Tipologie di riva con giudizio di funzionalità mediocre

I tratti di riva con giudizio MEDIOCRE raggiungono nel complesso una lunghezza di 68,3 km ed una percentuale del 38,5% risultando pertanto la seconda classe più rappresentata dell'intero bacino. In figura 4.6.3 sono riportati i percorsi del *classification tree* che portano ad un giudizio MEDIOCRE.

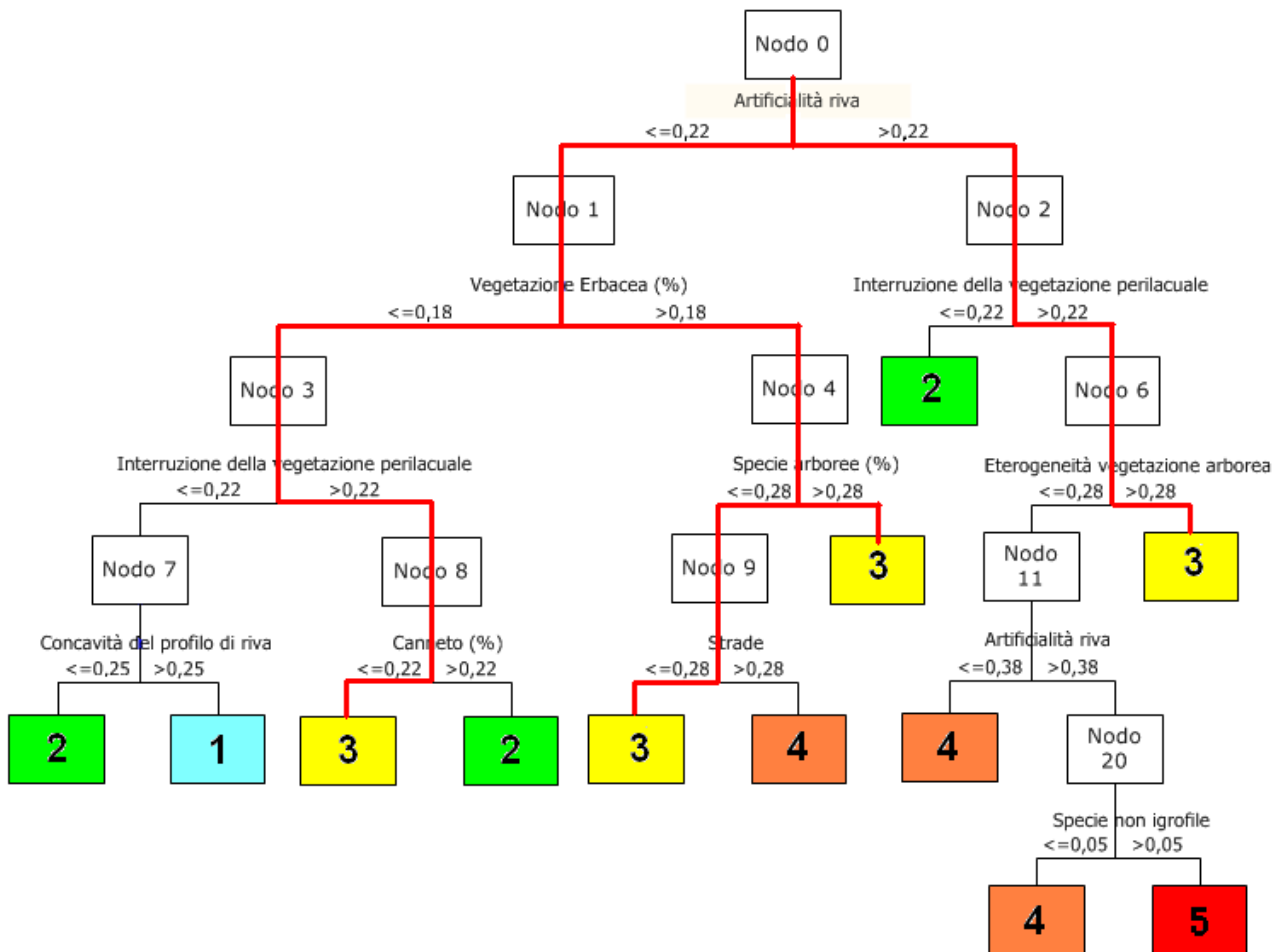


Fig. 3.6.3.1 *Classification tree*, in rosso sono segnati i percorsi che conducono ad un giudizio di funzionalità mediocre

Nel *classification tree*, 4 delle 12 foglie riportano un giudizio di funzionalità MEDIOCRE pertanto le tipologie di riva riconducibili alla classe 3 sono piuttosto diversificate tra loro. Nel caso di una cementificazione della riva superiore al 22% (primo nodo) la sezione cadrà in classe 3 qualora presenti un'interruzione della fascia perilacuale superiore al 22% e un'eterogeneità della vegetazione arborea ed arbustiva superiore al 28%. Nel caso questa

risultati inferiore, il giudizio potrà essere solamente più basso (classe 4 o 5). Gli altri 3 percorsi che riconducono ad un giudizio di funzionalità mediocre iniziano con il parametro “cementificazione della riva” che deve essere inferiore al 22%. Se al nodo successivo la copertura erbacea è inferiore al 18% (percorso che potrebbe portare in classi 1 e 2) si ottiene un giudizio mediocre solo con un’interruzione della vegetazione perilacuale maggiore del 22% e contemporaneamente una copertura a canneto minore del 22%. Se la vegetazione erbacea è inferiore al 18%, la sezione cade in classe 3 qualora la copertura di specie arboree risulti superiore al 28% o in caso contrario, passando quindi al nodo successivo, con presenza di strade inferiori al 28%. L’elevato numero di sezioni (205) che hanno ricevuto giudizio mediocre mettono in evidenza la grande varietà di situazioni che possono essere ricondotte ad un medesimo giudizio sintetico finale.

### 3.6.4 Tipologie di riva con giudizio di funzionalità scarso

I tratti di riva con giudizio SCARSO raggiungono nel complesso una lunghezza di 17,5 km ed una percentuale del 9,8%. Nella figura 3.6.4.1 sono riportati i percorsi del *classification tree* necessari per attribuire a una sezione il giudizio SCARSO.

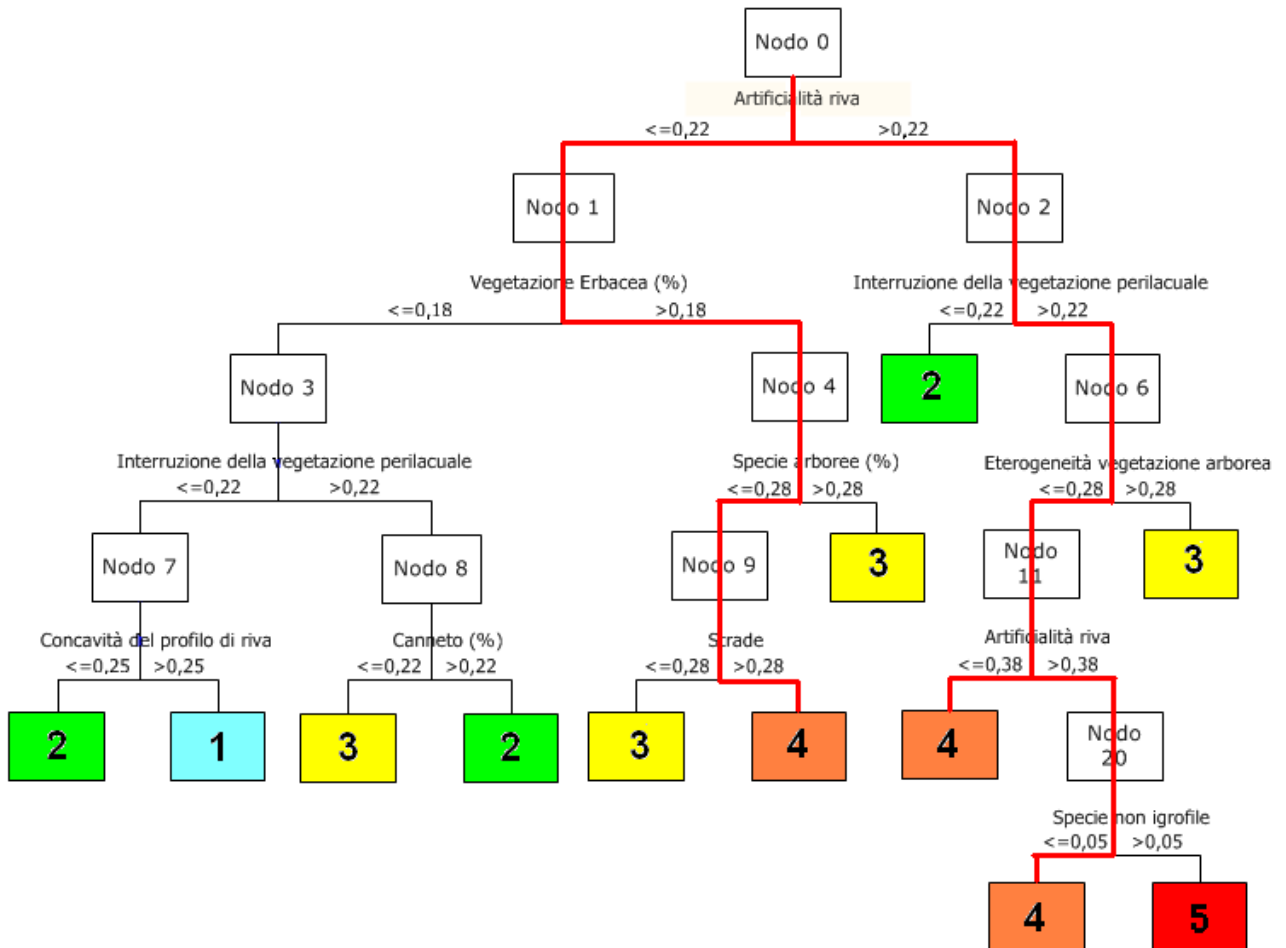


Fig. 3.6.4.1 *Classification tree*, in rosso sono segnati i percorsi che conducono ad un giudizio di funzionalità scarso

Dai percorsi evidenziati si nota come sia possibile arrivare ad un giudizio di funzionalità scarso indipendentemente dalla presenza e abbondanza di aree cementificate lungo la riva. Ciò vuol dire che anche in situazioni di quasi completa naturalità della fascia perilacuale si

può ottenere un giudizio negativo qualora i parametri vegetazione erbacea, specie arboree e presenza di strade non diano risposte tali da rimandare la sezione in esame a classi superiori alla quarta. I valori soglia di questi tre nodi sono visibili nel percorso di sinistra del *classification tree*. Se la cementificazione della riva è superiore al 22% si ottiene un giudizio di funzionalità SCARSO avendo un'interruzione della fascia perilacuale maggiore del 22%, un'eterogeneità della vegetazione inferiore al 28% e, di nuovo, una cementificazione della sponda inferiore in questo caso al 38%. L'ultima foglia di classe 4 (in basso a destra) non ha avuto, per il lago Maggiore, un riscontro sul campo. Tutte le sezioni arrivate al nodo precedente con una cementificazione della riva superiore al 38% sono infine arrivate a un giudizio pessimo (classe 5).

### 3.6.5 Tipologie di riva con giudizio di funzionalità pessimo

I tratti di riva con giudizio PESSIMO raggiungono nel complesso una lunghezza di 71,4 k ed una percentuale del 40,2%, risultando la classe di funzionalità più rappresentata sul lago Maggiore. Nella figura 3.6.5.1 è evidenziato il percorso del *classification tree* necessario per attribuire a una sezione il giudizio PESSIMO.

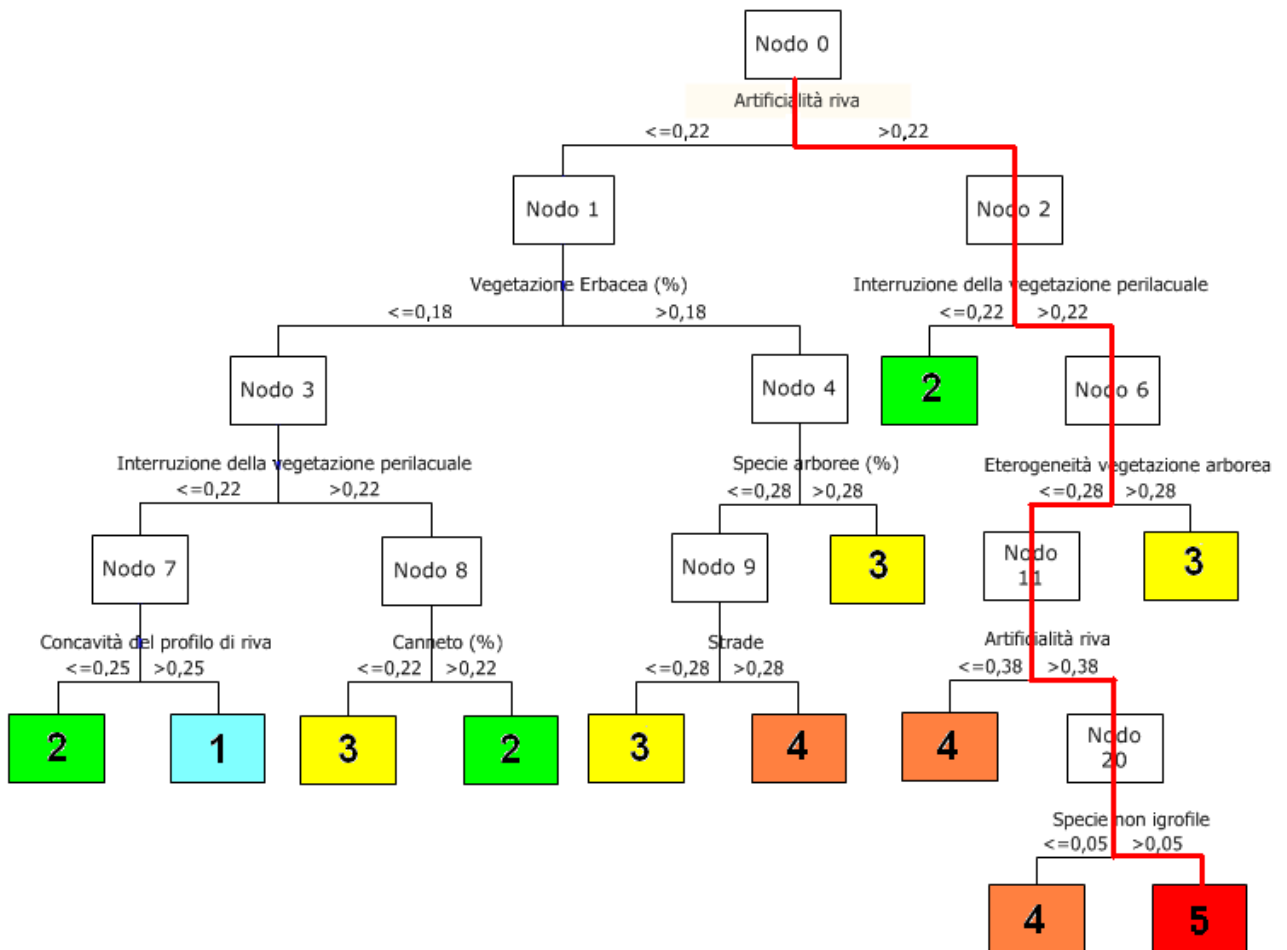


Fig. 3.6.5.1 *Classification tree*, in rosso è evidenziato il percorso che conduce a un giudizio di funzionalità pessimo

L'unico percorso possibile per attribuire ad una sezione un giudizio di funzionalità PESSIMO è quello in cui i parametri di interesse risultano essere la cementificazione della riva, l'interruzione della fascia perilacuale, l'eterogeneità della vegetazione e l'assenza di specie

igrofile (visualizzata come “presenza di specie NON igrofile”). La quasi totalità delle sezioni di classe 5 censite sul Maggiore presentano i seguenti valori:

- a) cementificazione riva: 1
- b) interruzione fascia perilacuale: 1
- c) eterogeneità vegetazione: 0
- d) specie non igrofile: 1

Ciò sta a indicare che, mediamente, i tratti di riva con giudizio PESSIMO sono aree completamente artificializzate in cui la presenza di opere di ingegneria classica (muri a lago, porti, rive costruite) alterano completamente la morfologia naturale della linea di costa. Questo dato conferma quanto già evidenziato nella parte di progetto relativo alla FRUIBILITA' DELLE RIVE, in cui la valutazione dello stato fisico della sponda ha dato come risultato la presenza di circa 70 km tra muri a lago, rive artificiali e aree portuali lungo l'intero perimetro del lago.

### 3.6.6 Risultati in sintesi

In tabella 3.6.6.1 sono riportati i dati risultati dall'applicazione dell'IFP sull'intero lago Maggiore. I dati presentati illustrano le frequenze di presenza, il numero di sezioni e le lunghezze di riva interessate, attribuibili alle 5 classi IFP di funzionalità.

Tab. 3.6.6.1 Percentuali di presenza e lunghezza di costa interessata dalle diverse classi di funzionalità

CLASSE	N° SEZIONI	KM DI COSTA	%	GIUDIZIO
1	23	12,62	7,1	ELEVATO
2	22	7,744	4,4	BUONO
3	205	68,344	38,5	MEDIOCRE
4	54	17,479	9,8	SCARSO
5	180	71,394	40,2	PESSIMO

Come è visibile nel grafico di figura 3.6.6.1 la classe di funzionalità perilacuale maggiormente rappresentata è la quinta, corrispondente ad un giudizio PESSIMO. Tale classe funzionale caratterizza il 40,2 % della costa del lago facendo sì che l'intero bacino sia attribuito alla classe qualitativa più bassa. La seconda tipologia più frequente è la terza (giudizio MEDIOCRE) che caratterizza il 38,5% della costa del Verbano. Il 9,8% della riva è rappresentato dalla classe di funzionalità 4 corrispondente ad giudizio SCARSO. Le due classi di maggior pregio risultano decisamente poco rappresentate lungo le coste del lago con una percentuale del 4,4% per il giudizio BUONO e del 7,1% per quello ELEVATO.

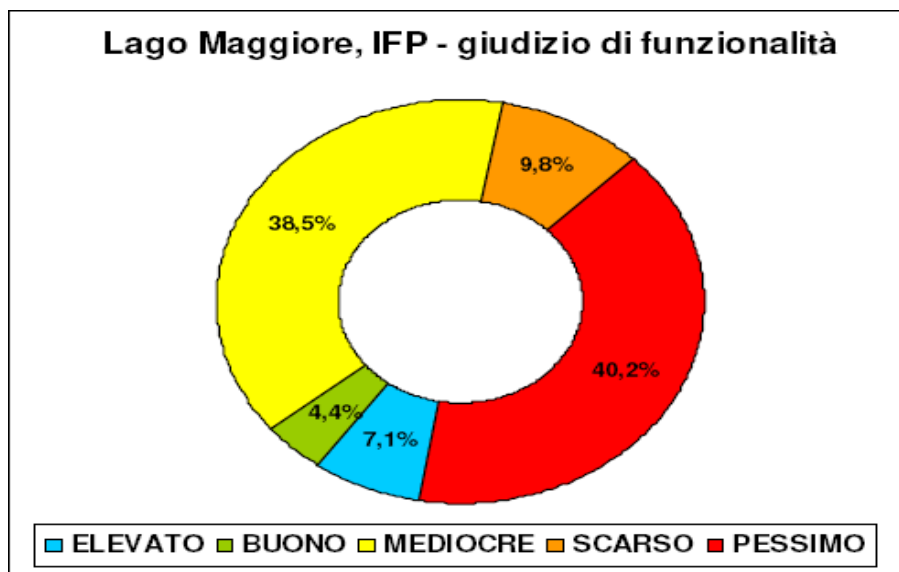


Fig. 3.6.6.1 Percentuali di presenza dei giudizi di funzionalità della riva del lago Maggiore

### 3.6.7 Matrice di confusione

In conclusione può essere utile mettere a confronto i giudizi di funzionalità attribuiti in campo dagli operatori (giudizio personale) con quelli reali ottenuti utilizzando il software dedicato. Tale valutazione può essere facilmente effettuata utilizzando la matrice di confusione riportata nella tabella 3.6.7.1

Tab. 3.6.7.1 Matrice di confusione delle classi di giudizio attribuite dagli operatori e dal software di calcolo alle sezioni

		CLASSE OPERATORE					TOT
		1	2	3	4	5	
CLASSE METODO	1	16	6	1			23
	2	9	9	4			22
	3	2	21	86	74	22	205
	4		1	9	24	20	54
	5				12	168	180
TOT		27	37	100	110	210	303

Nelle colonne sono inseriti i numeri di sezioni attribuite ai 5 giudizi di funzionalità da parte degli operatori mentre nelle righe sono stati inseriti i numeri delle sezioni relative ai 5 giudizi effettivi calcolati dal software. Ad esempio: l'operatore ha attribuito 27 sezioni alla classe 1 mentre con il software sono ricadute in questa classe solamente 23 sezioni. Le restanti sono state valutate dal programma di calcolo come classe 2 (9 sezioni) e classe 3 (2 sezioni). Le sezioni inserite lungo la diagonale gialla sono quelle che hanno ottenuto il medesimo giudizio di funzionalità sia dall'operatore che dal software. Su un totale di 484 sezioni valutate, 303 hanno ricevuto un giudizio in linea tra operatore e software con un'accuratezza pari al 63% (fig. 3.6.7.1). Il 32% delle sezioni ha riportato una discordanza di giudizio tra operatore e

metodo di una sola classe (+1 o -1) mentre il restante 5% delle sezioni ha riportato una discordanza di giudizio di due classi (+2 o -2).

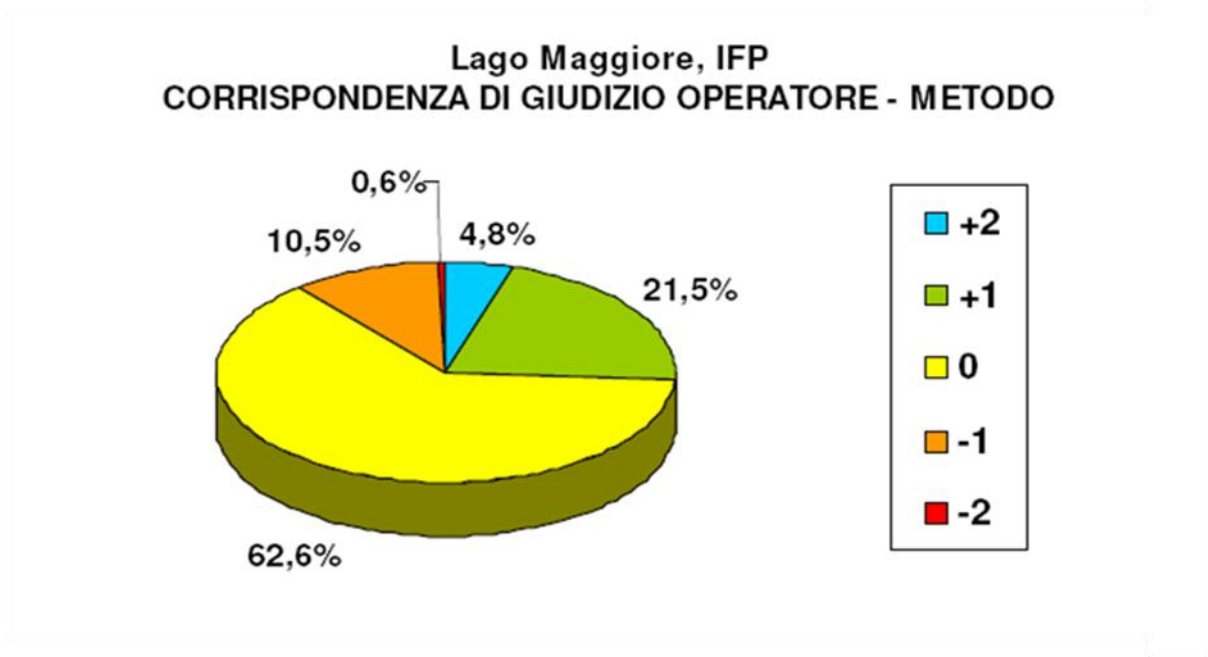


Fig. 3.6.7.1 Grafico delle discordanze di giudizio tra operatore e programma di calcolo

Si riporta di seguito la rappresentazione cartografica dei giudizi di funzionalità ottenuti complessivamente (Fig. 3.6.7.2)

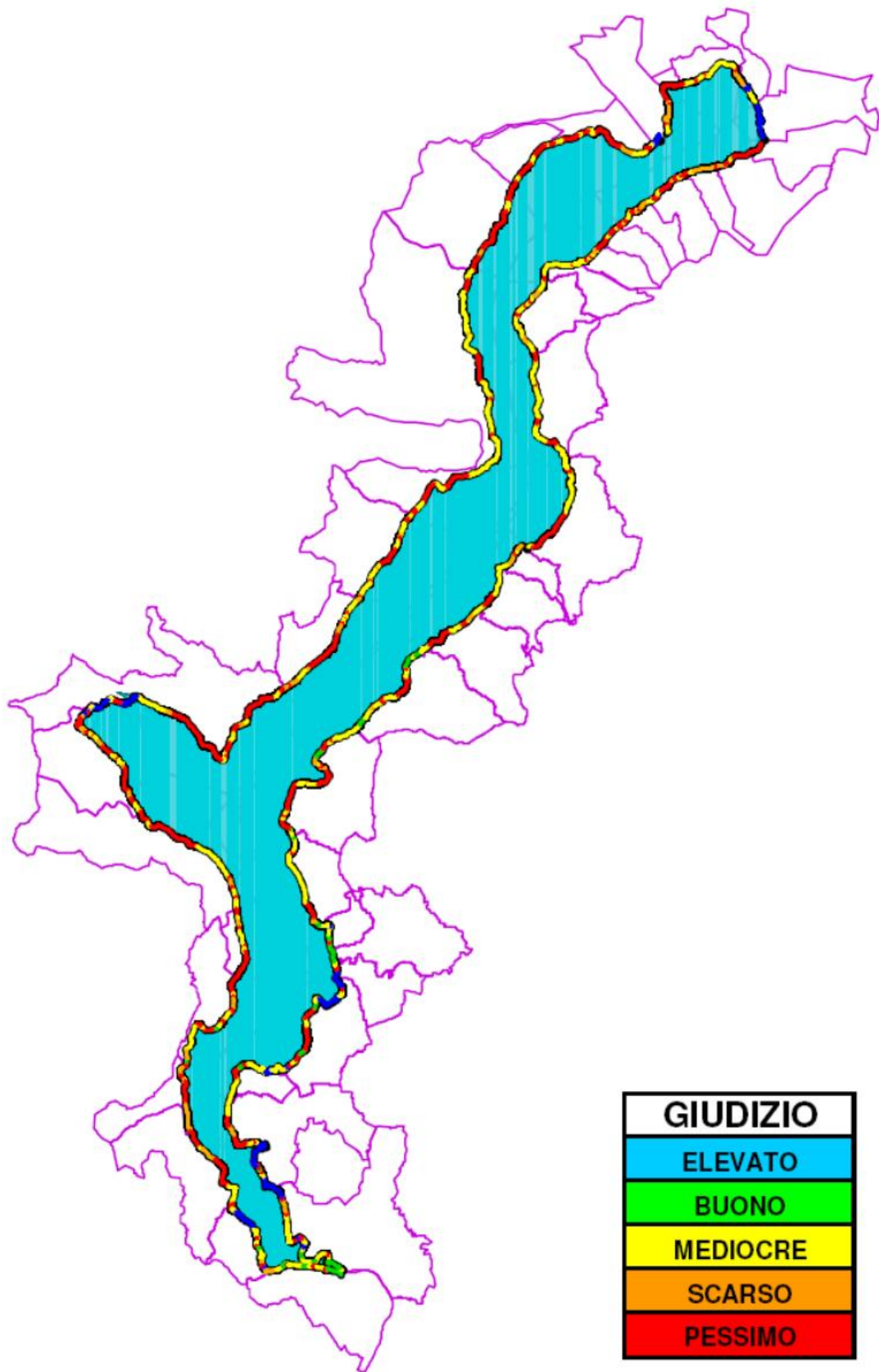


Fig. 3.6.7.2 Mappa IFP del lago Maggiore



## 4 LAKE HABITAT SURVEY

---

Ad oggi non esiste una metodologia standardizzata e intervalidata a livello di GIG Alpino o Mediterraneo che sia in grado di definire la qualità idromorfologica dei laghi e degli invasi italiani mettendo in relazione le pressioni e gli impatti abiotici con la qualità ecologica derivata dagli elementi di qualità biologica. A livello comunitario l'IFP non è applicabile dato che tale metodo non è mai stato intercalibrato con gli altri Paesi membri afferenti ai GIG condivisi dall'Italia.

In sede Europea si sta procedendo a valutare con campagne di intercalibrazione un indice realizzato dallo Scotland & Northern Ireland Forum For Environmental Research.

Il metodo, chiamato "Lake Habitat Survey (LHS)", nasce per la valutazione idromorfologica dei laghi a seguito dell'esperienza del River Habitat Survey (o CARAVAGGIO, per quanto riguarda il contesto italiano), ampiamente sperimentato e intervalidato, ormai definito come metodica CEN, per l'analisi idromorfologica dei fiumi europei.

L'LHS viene applicato tra luglio e settembre, quando si ha la massima presenza di macrofite e di maggiore stratificazione termica. Il metodo prevede la raccolta e la combinazione dei dati presi durante le indagini di campo con quelli ottenuti tramite la raccolta preventiva di informazioni base. L'applicazione in campo del metodo è preferibilmente condotta dall'acqua tramite un'imbarcazione, ma è anche possibile procedere percorrendo a piedi il perimetro del lago. La raccolta delle informazioni in campo deve essere eseguita da particolari postazioni denominate "Hab-Plot". Per laghi la cui superficie è compresa tra gli 0.3 km<sup>2</sup> e i 14 km<sup>2</sup> 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 particolari. Per laghi con superficie superiore ai 14 km<sup>2</sup> si deve prevedere l'individuazione di oltre 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 registrati, in un'apposita sezione, 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.

Durante l'applicazione del metodo mediante l'utilizzo di una barca, devono essere registrate anche altri dati quali: la trasparenza, l'ossigeno disciolto e la temperatura a diverse profondità, nel periodo di massima stratificazione e nel punto più profondo del lago.

L'applicazione del LHS ad un corpo idrico lacustre, sia esso un lago o un invaso, 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.

### 4.1 LHS nel progetto ECORIVE

Uno degli obiettivi del progetto ECORIVE è stato quello di produrre un valore di sintesi in grado di esprimere la complessità ecologica, morfologica e funzionale del lago Maggiore. L'applicazione dell'LHS ha consentito il calcolo di due valori sintetici: il *Lake Habitat Modification Score* e il *Lake Habitat Quality Assesment*.

## 4.2 LHMS

Il *Lake Habitat Modification Score* è un indice di alterazione morfologica che consente di dare un giudizio sintetico sulla qualità morfologica dell'area di sponda del lago indagato.

In particolare il giudizio finale è il risultato dalla valutazione delle seguenti caratteristiche:

- a) percentuale della linea di costa in cui sono presenti opere di ingegneria classica o strutture di rinforzo della sponda;
- b) percentuale della zona costiera soggetta ad uso intensivo;
- c) pressioni esistenti nel lago (navigazione, pesca, estrazione di sedimenti, ...);
- d) presenza di alterazioni idrologiche;
- e) regime di erosione-sedimentazione;
- f) presenza di specie aliene (animali e vegetali).

Il giudizio finale è un valore numerico compreso tra 0 e 42 elaborato seguendo la procedura descritta nel documento "SNIFFER, 2006. *Development of a technique for lake habitat survey (LHS): phase 2.*". Valori bassi indicano un'alterazione minima delle condizioni morfologiche naturali della linea di costa del lago indagato, viceversa valori alti sono sintomo di un'area di sponda soggetta a pressioni antropiche elevate.

## 4.3 LHQA

Il *Lake Habitat Quality Assessment* è il secondo indice previsto dall'applicazione del LHS e può essere considerato complementare al LHMS in quanto focalizzato non più sulle alterazioni presenti ma sulla naturalità e diversità degli habitat costieri lacustri. Anche in questo caso l'elaborazione del valore finale passa attraverso l'attribuzione delle caratteristiche ambientali della stazione a classi di qualità legate a biodiversità, biocomplexità ed estensione delle aree naturali nell'ambito della zona ripariale (dalla sommità della riva fino a una distanza di 15 metri verso l'interno), della linea di costa, della zona litorale ed infine dell'intero lago.

## 4.4 Il LHS nella normativa ambientale italiana

La parte terza del D. Lgs. 152/2006, che ha recepito le indicazioni relative alla valutazione dello stato di qualità dei corpi idrici della WFD 2000/60, prevede per i laghi (e anche per i corsi d'acqua) una classificazione dello stato ecologico basata sulla valutazione degli elementi di qualità biologica (per i laghi fitoplancton, macrofite e fauna ittica). È prevista inoltre una valutazione degli elementi di qualità fisico-chimica a sostegno degli elementi biologici e, qualora il corpo idrico sia stato classificato come ELEVATO, una valutazione degli elementi di qualità idromorfologica (livello e parametri morfologici) per confermare lo stato di qualità ecologica o declassare a buono il giudizio complessivo del bacino in esame.

Il Lake Habitat Survey è stato scelto come metodo al quale fare riferimento per la valutazione dei parametri morfologici previsti per "la classificazione dei corpi idrici lacustri naturali o regolati.

In particolare la scelta è caduta sul *Lake Habitat Modification Score* (LHMS), metodo che da come risultato un valore numerico calcolato tramite software dedicato dopo l'inserimento dei dati raccolti sia a tavolino che in campo attraverso la compilazione delle schede previste dall'applicazione dell'LHS. L'LHMS permette di avere un giudizio di sintesi sul livello di alterazione morfologica della linea di costa, dell'area di sponda e della zona litorale. Il risultato finale è un valore numerico che si ottiene calcolando il livello di scostamento del

risultato ottenuto con quello di *riferimento* corrispondente ad una situazione inalterata dove le pressioni antropiche sono inesistenti o comunque presenti in maniera minima (Tab.4.4.1).

Tab. 4.4.1 Classificazione dei parametri morfologici sulla base dei punteggi LHMS secondo il D. Lgs. 152/2006.

Punteggio	Classificazione
LHMS $\leq$ 2	Stato ELEVATO
2 < LHMS $\leq$ 4	Stato BUONO

#### 4.5 Lake-MImAS

A supporto del Lake Habitat Survey è stato sviluppato un ulteriore indice, il Lake *Morphological Impact Assessment System* (Lake-MImAS) in grado di valutare la capacità di un corpo idrico lacustre di rispondere a pressioni antropiche gravanti sul bacino stesso senza che questo abbia ripercussioni sul proprio stato ecologico.

Il risultato finale corrisponde alla capacità, da parte di un lago, di assorbire gli impatti insistenti sul bacino valutati al momento dell'applicazione del LHS.

In base alle richieste della WFD 2000/60 questo metodo è stato sviluppato in modo tale da dare paragonare il risultato ottenuto con quello tipico di una situazione inalterata. Sono stati pertanto definiti dei limiti (valori in percentuale) relativi alla capacità di risposta dei bacini alle alterazioni delle condizioni morfologiche (MCLs – Morphological Condition Limits) Se vengono superati questi limiti si rischierà di andare incontro ad un progressivo deterioramento delle condizioni ecologiche e morfologiche lacustri. Questi limiti consentono di classificare i laghi in 5 classi. Tali classi rispettano la capacità di risposta dei bacini agli impatti antropici. Il risultato finale è riferito a due diverse zone del bacino, zona pelagica/profonda e zona di riva (Tab. 4.5.1).

Tabella 4.5.1 Limiti (percentuali) che delimitano le classi di qualità del Lake-MImAS

ZONE	STATO QUALITATIVO				
	ELEVATO	BUONO	DISCRETO	SUFFICIENTE	CATTIVO
PELAGICA/ PROFONDA	0 - 5%	6 - 15%	16 - 30%	31 - 45%	> 45
ZONA DI RIVA	0 - 5%	6 - 15%	16 - 30%	31 - 45%	> 45

#### 4.6 Attività

Per l'applicazione del'LHS la ricerca è stata organizzata in 5 diverse fasi:

1. raccolta delle informazioni base da inserire nella scheda: in questa prima parte del lavoro sono state raccolte informazioni generali (geografiche e geologiche) relative al lago e al suo bacino imbrifero.
2. calcolo del numero di punti (Hab-Plots) equidistanti tra loro e localizzazione di questi lungo la linea di costa a livello cartografico;
3. fase di studio a tavolino delle ortofoto e della cartografia: utilizzando le foto aeree e le carte tecniche, si è proceduto ad una prima visualizzazione del territorio in esame. Tale approccio è utile soprattutto quando vi sono Bank Top piuttosto alti rispetto alla quota lago tale per cui sono difficilmente osservabili dalla barca le zone retrostanti la riva (Fig 4.6.1).
4. uscita in campo per la raccolta dati (compilazione scheda); durante le uscite, effettuate in barca, si procede alla compilazione della scheda relativa al singolo Hab-Plot. La parte di scheda per la raccolta dei dati tra due stazioni consecutive viene compilata al raggiungimento

dell’Hab-Plot successivo, dopo aver percorso il tratto interessato a velocità adeguata e quanto più possibile sottocosta.

5. digitalizzazione dei risultati e analisi dei risultati: Una volta inseriti i dati generali e quelli relativi a tutti i 40 Hab-Plots rilevati in campo si procede al calcolo, mediante software in dotazione, degli indici LHMS e LHQA



Figura 4.6.1 Esempio di Bank Top, rappresentato dal muro, che impedisce una visione della fascia riparia dalla barca.

#### 4.7 Criteri per l’individuazione degli Hab-Plots

Dato che il lago Maggiore presenta uno sviluppo costiero di circa 170 km è stato calcolato che il numero di Hab-Plots ottimale dovesse essere di 40 unità. Tale valore è stato ottenuto applicando la procedura descritta nel Report CNR-ISE, relativo ai parametri idromorfologici, (M. Ciampittiello, 2011) in cui viene consigliato, per laghi di superficie superiore a 14 km<sup>2</sup> di mantenere tra due diverse stazioni di monitoraggio (Hab-Plots) una distanza inferiore ai 4,5 km. La decisione di utilizzare 40 stazioni di rilievo è stata supportata anche da quanto pubblicato dal rapporto SNIFFER “*Development of a technique for Lake Habitat Survey: Phase 2*” (2006).

Se il numero di Hab-Plots viene calcolato correttamente i punti di rilievo devono rappresentare tutte le condizioni ecologiche presenti nel bacino, sia come tipologia, sia come percentuale di copertura delle singole tipologie sul totale.

## 4.8 Risultati

### 4.8.1 Rappresentatività del metodo LHS per il lago Maggiore

Il Verbano è stato il primo lago italiano di grandi dimensioni al quale è stato applicato il LHS. Data la superficie sono stati individuati ben 40 Hab-Plots, in modo tale da poter rappresentare in modo completo e diversificato tutte le tipologie di riva presenti rimanendo il più vicino possibile alla realtà.

Per verificare se la scelta delle posizione e del numero degli Hab fosse coerente con la diversità di paesaggio della costa sono stati confrontati i punti di monitoraggio ed i valori IFP e quelli relativi alla fruibilità.

Relativamente ai dati relativi alla fruibilità delle rive è stato possibile valutare la percentuale di Hab-Plots ricadenti in aree di sponda di tipo naturale, seminaturale e artificiale.

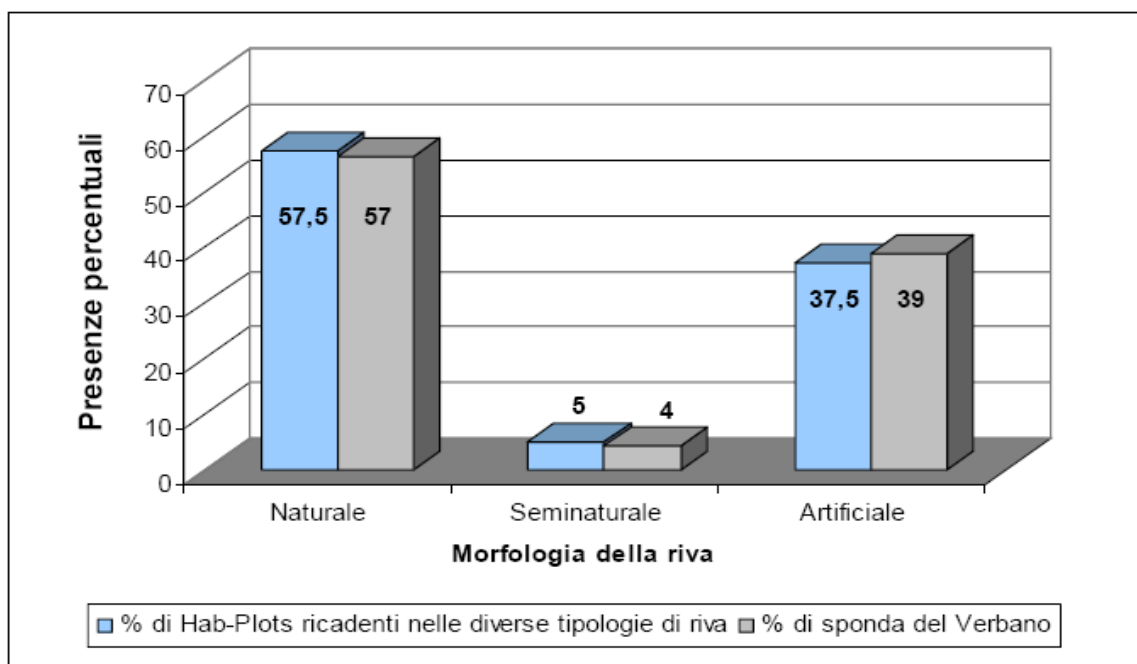


Fig. 4.8.1.1 Rappresentatività percentuale degli Hab-Plots del lago Maggiore (azzurro) nei confronti delle tipologie di riva valutate nel progetto “Fruibilità delle rive” (in grigio)

Il grafico in figura 4.8.1.1 mette in evidenza che i 40 Hab-Plots, posizionati in maniera equidistante tra loro a partire da un punto casuale lungo il perimetro del lago, rispecchiano piuttosto bene quelle che sono le tipologie di riva riscontrabili sul Verbano. Infatti 23 dei 40 Hab-Plots sono posizionati in tratti di riva naturale, con una percentuale del 57,5% praticamente identica a quella rilevata nel corso della ricerca inerente la “Fruibilità delle rive” (cap.2) per questo tipo di costa. Allo stesso modo le percentuali dei tratti di riva seminaturali e artificiali e le percentuali di Hab-Plots ricadenti in queste aree è molto simile (2 Hab- Plots su 40 in zona seminaturale e 15 su 40 in zona artificiale).

Un ulteriore confronto è stato fatto per valutare la rappresentatività degli Hab-Plots nei confronti delle aree ad elevata naturalità dove sono presenti zone a canneto (17,8 % della costa in base ai risultati relativi alla “Fruibilità”). Le stazioni di rilievo posizionate in tali aree sono 7 su 40 totali, pari ad una percentuale del 17,5 % equivalente, e quindi decisamente rappresentativa, a quella rilevata nel progetto “Fruibilità delle rive”.

Coerentemente con i metodi utilizzati per la parte morfologica-strutturale della riva è stato preso in considerazione l’aspetto ecologico-funzionale sulla base dei risultati dell’Indice di

Funzionalità Perilacuale (IFP). Anche in questo caso è stata valutata la rappresentatività dei 40 Hab-Plots relativamente alle classi di funzionalità della riva.

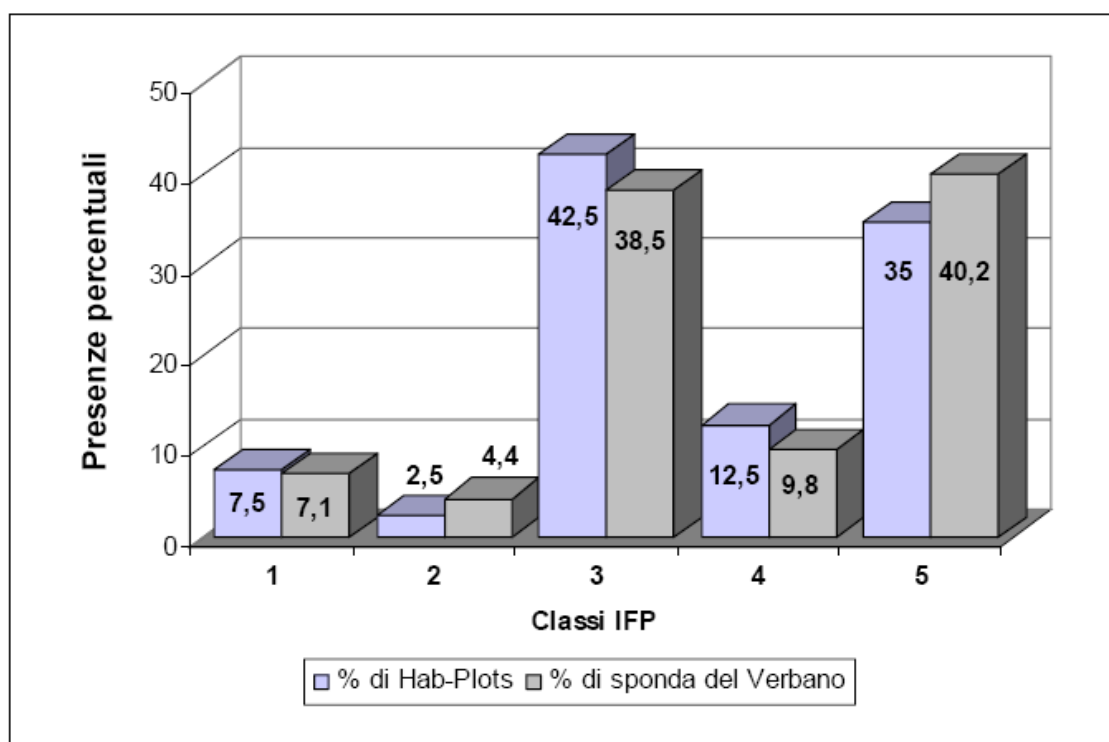


Fig. 4.8.1.2 Rappresentatività percentuale degli Hab-Plots del lago Maggiore nei confronti delle classi di funzionalità della riva ottenute dall'applicazione dell'IFP nel 2009.

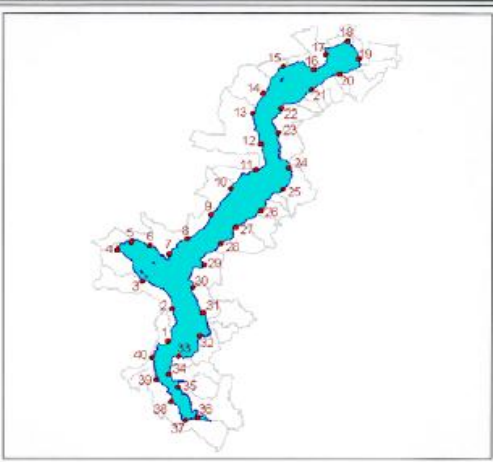
Dal grafico di figura 4.8.1.2 si deduce che i 40 Hab-Plots sono distribuiti tra le cinque classi di funzionalità valutate dall'IFP in modo piuttosto rappresentativo, rispettando le percentuali di presenza valutate nel corso dell'applicazione dell'IFP. Ad esempio il 7,1% della riva del Verbano ha ottenuto un giudizio IFP elevato (classe 1) e 3 Hab-plots su 40 (7,5%) ricadono in tratti di sponda con questo giudizio.

In base a quanto riportato nel protocollo SNIFFER del 2006, e a quanto valutato attraverso il confronto tra localizzazione degli Hab e i dati acquisiti nel corso degli studi di Fruibilità delle rive e dall'applicazione dell'IFP, è possibile affermare che nel complesso il numero di 40 stazioni di monitoraggio per il lago Maggiore, e dunque più in generale per laghi di simile sviluppo costiero, sembra essere sufficiente e ben rappresentativo delle varie caratteristiche ecologico-paesaggistico-strutturale riscontrabili nel Verbano ed utili all'applicazione del metodo LHS.

#### 4.8.2 Lake Habitat Survey Summary Report

Il risultato finale dell'applicazione del Lake Habitat Survey ad un lago è il Summary Report, elaborato automaticamente alla fine dell'inserimento dei dati dal software dedicato. Il Report relativo al lago Maggiore è riportato di seguito in figura 4.8.2.1.

LAKE INFORMATION			
LHS ID	3		
Name of lake:	Maggiore		
Country:			
UK Lakes code WBID	0		
Date last surveyed:	23-giu-10		
Hab-Plots:	40		
Principle use:	AM		
Hydrological Regime Class:	NAT RAISE		
Lake surface area (km2)	212,5	Lake perimeter (m)	170
Catchment area (km2)	6599	Maximum depth (m)	370
Lake altitude (m)	193	Mean Depth (m):	176,5
Total surface area of reservoirs in upstream catchment (%)	0,23		
Summary estimate of overall intensity of pressures:	3		



Lake Perimeter Bank Construction Pressures and Land Uses % (whole numbers)							
Impoundments:	0	Moorings (high density):	23	Residential:	38	Tilled land:	0
Hard Engineering:	0	Outfalls and Intakes:	4.7	Roads or railways:	7	Imp grassland:	0
Hard open:	3	Land Claim:	0	Parks and gardens:	5	Soil poaching:	0
Hard closed:	46	Dumping:	0.03	Camping and caravans:	5	Orchard:	0
Soft Engineering:	0	Sediment Extraction:	0	Educational recreation:	0	Causeways :	0
Flow and sediment control:	0.03	Recreational beaches:	4	Quarrying or mining:	1	Macrophyte manipulation:	
Piled Structures:	0	Erosion:	11	Coniferous plantations:	0	Recreational Pressures:	10
Floating and tethered structures:	4.44	Commercial activities:	26	Coniferous logging:	0	Riparian Vegetation Loss:	15

Lake Site Activities/Pressures (presence)			
<input type="checkbox"/> Bridges	<input type="checkbox"/> Angling	<input type="checkbox"/> Litter	<input type="checkbox"/> Introduced species
<input type="checkbox"/> Causeways	<input type="checkbox"/> Angling from boat	<input type="checkbox"/> Wildfowling	<input checked="" type="checkbox"/> Macrophyte control
<input checked="" type="checkbox"/> Fish cages	<input type="checkbox"/> Angling from shore	<input type="checkbox"/> Surface films	<input checked="" type="checkbox"/> Powerlines
<input checked="" type="checkbox"/> Commercial Fishing	<input type="checkbox"/> Non-motor boat activities	<input type="checkbox"/> Liming	<input checked="" type="checkbox"/> Non-boat recreation/swimming
<input checked="" type="checkbox"/> Navigation	<input checked="" type="checkbox"/> Motor boat activities	<input checked="" type="checkbox"/> Dumping	<input type="checkbox"/> Military activities
<input type="checkbox"/> Sediment Extraction	Other pressures (specify):		
<input type="checkbox"/> Fish stocking			

Wetland and Other Habitats % (whole numbers)			Geomorphology		
Emergent reed-bed:	7	Rough grassland:	0	Vegetated islands (non-deltaic):	1
Wet Woodland:	0	Other:	5	Unvegetated islands (non-deltaic):	
Bog:	0	Broadleaf/mixed woodland:	0	Aggrading vegetated deltaic deposit:	2
Fen or marsh:	0	Coniferous woodland:	7	Stable vegetated islands (deltaic):	1
Floating veg mats:	0	Moorland/heath:	0	Deltaic unvegetated gravel bars:	1
Open water:	0	Rock, scree or dunes:	0	Deltaic unvegetated fines bars:	1

LHMS		LHQA	
LHMS Score	32	LHQA	80
Shore zone modification	6	Riparian score	12
Shore zone intensive use	8	Shore score	12
In-lake pressures	8	Littoral score	25
Hydrology	6	Whole lake score	31
Sediment regime	0		
Introduced species	4		

Fig. 4.8.2.1 Lake Habitat Survey Summary Report relativo al lago Maggiore.

La parte iniziale del Report, chiamata “LAKE INFORMATION”, riporta le informazioni principali relative al lago in esame, così come sono state inserite nel database dall’operatore.

Nella successiva parte vengono riportate tutte le informazioni raccolte nei singoli Hab-Plots e quelle relative all'intero lago, rielaborate dal software per poi essere utilizzate nel calcolo finale dei due indici sintetici presenti nella parte bassa del Report, LHMS e LHQA. Per entrambi sono riportati sia il valore complessivo che le metriche.

#### 4.8.3 Lake Habitat Modification Score (LHMS)

Il valore LHMS per il lago Maggiore è risultato pari a 32. È importante notare che un lago totalmente inalterato avrebbe valore 0 e uno completamente antropizzato potrebbe raggiungere un valore massimo di 42 e che il LHMS è appunto calcolato come scostamento da una situazione inalterata. In base a quanto detto il valore LHMS di 32 non può assolutamente essere considerato positivo per il Verbano. Le 6 metriche riportate nel Report, che sommate formano l'indice finale, mostrano quali sono le caratteristiche che più influenzano in maniera negativa la formulazione di un giudizio relativo allo stato morfologico del lago Maggiore (Tab. 4.8.3.1).

Tab. 4.8.3.1 Valori delle singole metriche che compongono il LHMS confrontate con i valori massimi possibili.

<b>METRICA</b>	<b>VALORE LAGO MAGGIORE</b>	<b>VALORE MASSIMO</b>
Modificazione della costa	<b>6</b>	<b>8</b>
Uso intensivo della costa	<b>8</b>	<b>8</b>
Pressioni nel lago	<b>8</b>	<b>8</b>
Idrologia	<b>6</b>	<b>8</b>
Regime di sedimentazione	<b>0</b>	<b>6</b>
Specie alloctone	<b>4</b>	<b>4</b>
<b><i>LHMS</i></b>	<b>32</b>	<b>42</b>

Dal confronto tra i valori ottenuti per il lago Maggiore e quelli massimi, si nota come l'uso intensivo della zona di riva e le attività antropiche strettamente legate all'ambiente acquatico, e su di esso direttamente impattanti, siano le principali criticità che portano a una situazione di forte disturbo delle caratteristiche ecologico-morfologiche naturalmente esistenti sul lago. Come già dimostrato nelle ricerche relative alla "Fruibilità delle rive" e all'applicazione dell'IFP, effettuate nel biennio 2008 – 2009, anche la modificazione della linea di costa riveste estrema importanza, in senso negativo, nella formulazione finale del LHMS. La presenza di specie non autoctone, con particolare riferimento alle specie vegetali presenti lungo le rive, è un altro fattore chiave nella valutazione negativa dello stato ecologico e morfologico del Verbano. Il regime idrologico risulta essere un altro elemento importante nel giudizio complessivo di un lago e nel caso del Maggiore tale aspetto pesa sia in relazione alle normali fluttuazioni stagionali del livello del lago, legate alle condizioni meteo-climatiche, sia per quel che riguarda la gestione e regolazione della diga della Miorina, che deve adeguarsi a necessità e utenze cui il fiume Ticino deve dare risposta. I regimi di erosione e sedimentazione non comportano invece risposte dirette legate alla formulazione del LHMS, probabilmente per le notevoli dimensioni areali del bacino che consentono di tamponare situazioni di criticità legate a questi due fenomeni.



Facendo riferimento alla legislazione ambientale italiana, il valore LHMS ottenuto per il Verbano è molto al di sotto del limite di classe buono, compreso tra 2 e 4, indicato per la valutazione delle condizioni morfologiche di un corpo idrico lacustre al fine della classificazione secondo le direttive del Dlgs. 152/2006.

#### 4.8.4 Lake Habitat Quality Assessment (LHQA)

Il valore del LHQA per il lago Maggiore è risultato pari a 80 su un punteggio totale possibile di 104. In questo caso valori alti indicano una qualità idromorfologica elevata e più nello specifico una buona qualità degli habitat naturali lacustri presenti in maniera ampia e diversificata nelle tre zone studiate dal metodo: ripariale, di sponda e litorale.

L'indice finale, presentato nel Report, è la sommatoria di 4 diversi valori relativi alle 3 aree sopra dette (ripariale, di sponda, litorale) più un valore complessivo relativo all'intero sistema lacustre.

Confrontando i valori per le singole aree con quelli massimi ottenibili è possibile valutare quali siano le criticità o le caratteristiche positive che portano alla creazione dell'indice finale (Tab. 4.8.4.1).

Tab. 4.8.4.1 Scomposizione del LHQA nei valori relativi alle aree considerate confrontati con i massimi possibili.

ZONA CONSIDERATA	VALORE LAGO MAGGIORE	VALORE MASSIMO
Zona riparia	12	20
Riva esposta	12	24
Zona litorale	25	34
Intero lago	31	36
<b>LHQA</b>	<b>80</b>	<b>104</b>

Sia per la zona ripariale, valutata dal limite del bank top per 15 metri verso l'entroterra, che per la linea di costa, i punteggi assegnati non sono molto elevati, confermando quanto già visto nel LHMS come disturbo alla normale naturalità e biodiversità della sponda. Al contrario la zona litorale del lago Maggiore riporta un valore di 25, su un totale possibile di 34, indicando una buona condizione, intesa come presenza e diversità, degli habitat lacustri.

Nel complesso la valutazione sulla naturalità, diversità e complessità del sistema lacustre risulta essere piuttosto elevata e un valore finale così positivo è principalmente dovuto alla componente litorale che si mantiene in buone condizioni, probabilmente anche in questo caso per il fatto che un ambiente così vasto come il Verbano riesce ad assorbire e mitigare gli impatti derivanti dalle pressioni esistenti solo all'interno della cuvetta lacustre, risentendone invece in maniera più critica nelle fasce costiera e ripariale.

#### 4.8.5 Lake – MimAS

I dati estrapolati dal LHS hanno consentito, attraverso il Lake MImAS, di valutare la capacità utilizzata fino ad ora dal Verbano per rispondere e tamponare le pressioni antropiche incidenti su di esso. Il programma di calcolo è sviluppato in modo da pesare le varie pressioni rilevate

in maniera differente per 6 diverse tipologie di lago in base ad alcalinità e profondità (Tab. 4.8.5.1).

Tab. 4.8.5.1 Tipologie di lago considerate dal Lake-MImAS.

SIGLA	TIPOLOGIA
P/L-S	Poco profondi a bassa alcalinità
P/L-D	Profondi a bassa alcalinità
M-S	Poco profondi a media alcalinità
M-D	Profondi a media alcalinità
HA/M-S	Poco profondi ad elevata alcalinità
HA/M-D	Profondi ad elevata alcalinità

In base a questa classificazione il lago Maggiore rientra nella categoria dei laghi a bassa alcalinità e profondi (P/L-D). Nella tabella 4.8.5.2 sono riportati i pesi attribuiti dal programma di calcolo alle singole pressioni considerate che consentono, in maniera automatica, il calcolo finale delle percentuali di capacità utilizzate dal Verbano in riferimento sia alla zona pelagica che alla zona di costa.

Tab. 4.8.5.2 Calcolo del Lake-MImAS per il lago Maggiore.

<b>Zona pelagica</b>	<b>16,2%</b>	<b>FAIL</b>
<b>Zona costiera</b>	<b>29,5%</b>	<b>FAIL</b>

Per entrambe le zone considerate le percentuali di capacità di assimilazione di alterazioni morfologiche senza rischio di subire variazioni della qualità ecologica utilizzate risultano superiori al 15%. In base alla tabella 4.5.1, che indica i limiti di classe relativi al Lake-MImAS, il lago Maggiore non raggiunge uno stato di qualità buona e non raggiunge pertanto gli obiettivi di qualità fissati dalla WFD 2000/60. Tuttavia per quanto riguarda la zona pelagica, il limite del 15% è superato di poco e ciò sta ad indicare ancora una volta che comunque le dimensioni del lago Maggiore garantiscono, nonostante la presenza di forti pressioni anche all'interno del lago, una capacità di tamponare e mitigare gli impatti piuttosto buona. In altre parole un lago di dimensione poco inferiore a quelle del Verbano, ma con le medesime pressioni antropiche, avrebbe una perdita di capacità sicuramente molto più elevata per quanto riguarda la zona pelagica.

La zona di costa presenta invece un valore decisamente più alto confermando la criticità della fascia ripariale già messa in luce dal LHQA e dal LHMS.

## 5 MONITORAGGIO DELLE COMPONENTI BIOLOGICHE

---

### 5.1 Prefazione

Da alcune decine di anni gli studi ecologici effettuati su ambienti lacustri europei ed americani considerano la componente biologica come elemento fondamentale per la definizione della qualità delle acque. Le componenti storicamente studiate, anche sul lago Maggiore, sono state per molti anni quelle legate al comparto planctonico, rispettivamente al fitoplancton e allo zooplancton, modelli ecologicamente significativi per la loro veloce risposta a fonti di inquinamento legate a fenomeni quali l'eutrofizzazione. A questi due parametri, soprattutto dopo il recepimento a livello nazionale della normativa 2000/60 CE, sono stati aggiunti altri gruppi di organismi viventi considerati strategici a livello di bioindicazione: la vegetazione acquatica (macrofite acquatiche), i macroinvertebrati bentonici e la fauna ittica. Il loro utilizzo è mediato dal fatto che questi organismi rispondono, modificando struttura e composizione delle popolazioni, alle modificazioni indotte da fattori di origine antropica come la cementificazione delle zone costiere e gli inquinamenti puntuali o diffusi (Directive 2000/60/CE; D.M. 260/2010, CIS 2003; Dlgs. 152/2006; Lakes Intercalibration Expert 2006).

Partendo da questi presupposti, nell'ultima fase del progetto sono state effettuate due campagne di studio, la prima sui macroinvertebrati, la seconda sulla vegetazione macrofita acquatica del lago Maggiore.

Le macrofite sono state studiate nel lago Maggiore a partire dal 1904, in particolar modo nella baia di Lugano e nell'ambito della Baia di Pallanza (Schröter, C. & E. Wilczek. 1904, Gomme & Muntau, 1975; Guilizzoni & Galanti, 1989; Guilizzoni et al. 1989). Nel 1981 l'Università di Ginevra organizzò poi una campagna di studi nella parte elvetica del Verbano (Lachavanne & Perfetta, 1981). Nel complesso le ricerche effettuate evidenziarono la presenza di una comunità di piante acquatiche ben strutturata, con 41 taxa distribuiti su buona parte del perimetro lacustre. Negli anni '80, l'ISE CNR organizzò una serie di ricerche sull'ecofisiologia di *Trapa natans* e di *Phragmites australis* (Guilizzoni & Galanti, 1989; Guilizzoni, 1991). Un ulteriore aggiornamento sulla distribuzione della macrofite in numerosi laghi italiani della Pianura Padana, incluso il Maggiore, fu eseguito alla fine degli anni '90 da Ludovisi et al. (2004). Per ultimo, nel 2010, fu realizzato un censimento dal CNR ISE sul Bacino Borromeo del Verbano (Oggioni 2010).

Ricerche molto datate, ma non per questo meno interessanti, sono recuperabili anche per macroinvertebrati bentonici e sono essenzialmente focalizzate sugli ambienti litorali, sublitorali e profondi (De Marchi M., 1910, Ramazzotti G., 1947, Bonacina C. et al., 1985, Nocentini A.M., 1986, Nocentini A.M., 1992). Alcuni di questi studi furono focalizzati su parecchi taxa (Nocentini A.M., 1963), altri si concentrarono più su gruppi sistematici specifici (Brinkhurst R.O., 1963, Della Croce N., 1955, Moretti G.P., 1955, Mirolli M., 1958, Mirolli, M., 1961).

### 5.2 Monitoraggio delle comunità macrofite e macrobentoniche del lago Maggiore: materiali e metodi

La raccolta dei dati e dei campioni di macrofite e macroinvertebrati bentonici è stata attuata in linea con quanto proposto da APAT in "Protocolli di Campionamento - *Metodi biologici per le acque - Parte I*" 2007 e successive revisioni. (Autori vari scaricabile dal sito ISPRA: [www.isprambiente.gov.it](http://www.isprambiente.gov.it)).

### 5.3 Le macrofite acquatiche

Le macrofite acquatiche considerate nei contesti lacustri sono muschi, epatiche, pteridofite, angiosperme erbacee ed alghe macroscopiche appartenenti al gruppo delle Characeae. Sono considerate ottimi indicatori di qualità ambientale, in quanto sono molto sensibili ai livelli dei nutrienti, ai fitofarmaci ed alle componenti idromorfologiche del biotopo (batimetria, qualità del substrato) (Melzer, A. 1999, Kohler A. & Schneider S. 2003). Presentano inoltre una mobilità limitata e vivono a lungo, caratteristiche che permettono di determinare lo stato trofico sito-specifico, nonché gli effetti cumulativi di vari fattori di stress nel corso del tempo (Melzer, A. 1999, Kohler, A. & Schneider S. 2003).

### 5.4 Campionamento delle macrofite acquatiche

La metodica individuata ha previsto due fasi:

- la mappatura (come estensione) delle aree omogenee a livello floristico/vegetativo attraverso l'analisi delle comunità vegetali lungo l'intera linea di costa;
- la valutazione puntuale degli assetti vegetazionali attraverso la determinazione delle specie (Pignatti, S., 1992, Bazzichelli G. & Abdelahad N., 2009) e la valutazione delle loro rispettive coperture.

La valutazione puntuale della vegetazione è stata fatta attraverso il rilievo della vegetazione. La metodica seguita è stata quella proposta da APAT: la barca viene posizionata lungo un transetto che segue la batimetria del lago e viene ancorata ogni volta che la profondità aumenta di un metro. Dalla barca, ancorata, con l'utilizzo di telecamere subacquee e con l'ausilio di subacquei sono stati analizzati le caratteristiche dei substrati e valutate le coperture della vegetazione nel suo complesso e a livello di singola specie. Inoltre, per ciascun transetto, attraverso l'utilizzo di una scheda, sono state rilevate le caratteristiche delle rive ed i livelli di antropizzazione della costa secondo il seguente schema:

VEGETAZIONE LINEA DI COSTA								
bosco	arbusti	alberi arbusti	erba alta	canneti cariceti	paludi	prati pascoli	orti giardini	aree NO veg

USO SUOLO della linea di costa						
tess urbano	t. urb ville	parchi urb, aree sport	aree portuali	strade, parcheggi	zone coltivate	pista ciclab.
zone industriali	campeggi	naturale	spiagge	isola	hotel	

TIPOOGIA DI ARGINI						
pietre massi	muri	naturale	sotto muri	artific cement	roccia	sciv a laggio

CARATTERISTICHE PARTICOLARI						
accum legname	scarichi inquin	afflussi	emissario	scaricatori	darsene	pontili sbarco

TIPOLOGIA ZONA COSTIERA		
rive ripide	rive piatte	muri

SPECIE ELOFITICHE PRESENTI							
Phragmites	Salix alba	Populus nig.	Alnus glut.	Salix cine.	Robinia	Typha	Phalaris arun.

SUBSTRATI: presenza per ciascun metro di profondità							
ROCCIA	MASSI	CIOTTOLI	GHIAIA	SABBIA	LIMO	DETR VEGET	ARTIFICIALE

## **5.5 Creazione del database e della cartografia**

Il complesso dei dati ottenuti è stato inserito nei database di ArcView GIS 10<sup>®</sup> e di Quantum GIS 1.8 (open source software; <http://www.qgis.org/>). In questo modo è stato possibile ottenere una cartografia “interattiva” da cui poter estrarre, in qualsiasi momento, i dati necessari per le successive elaborazioni.

## **5.6 Macroinvertebrati bentonici**

I macroinvertebrati bentonici comprendono diversi gruppi di invertebrati acquatici, larve di insetti, anellidi, irudinei, molluschi, crostacei, che vivono a contatto con il substrato (benthos) e presentano dimensioni comprese tra 1 mm e qualche centimetro. Sono considerati da tempo uno degli elementi chiave per la valutazione biologica della qualità delle acque. Occupano tutti i livelli trofici (dai detritivori, ai fitofagi, ai predatori). Le comunità sono costituite da specie a differente valenza ecologica in grado di rispondere attraverso efficaci strategie adattative alle differenti tipologie di stress ambientali.

## **5.7 Campionamento dei macroinvertebrati bentonici**

I campionamenti sono stati eseguiti prelevando tre aliquote di fondale, mediante benna Ekman, nell’ambito delle fasce litorale e sublitorale, evitando quella profonda perché meno correlata alle pressioni costiere. I campioni sono stati inizialmente setacciati per eliminare i substrati fini quindi, con l’ausilio di stereomicroscopi, sono stati isolati e puliti gli animali. I campioni, conservati in formaldeide al 4% o in etanolo al 50%, sono stati determinati con l’ausilio di stereo microscopi o di microscopi. Oligocheti e Chironomidi sono stati montati su vetrini portaoggetti con FAURE.

Testi utilizzati per il riconoscimento a diversi gradi tassonomici dei macroinvertebrati: Ferrarese U. & Rossaro B. 1981; Rossaro B. 1982; Ferrarese U. 1983; Sansoni G. 1988; Campaioli S., Ghetti P.F., Minelli A., Ruffo S. 1994; Nocentini A. 1985; Campaioli S., Ghetti P.F., Minelli A., Ruffo S. 1999; Lencioni V., Marziali L., Rossaro B. 2007, Tarmo Timm 2009.

## **5.8 Analisi statistiche dei dati**

I dati sono stati rielaborati a livello statistico utilizzando i programmi SPSS 20.0<sup>®</sup> e PAST (open source software - <http://folk.uio.no/ohammer/past/>)

## **5.9 Risultati**

### **5.9.1 Macrofite**

#### **5.9.1.1 Distribuzione delle macrofite lungo la linea di costa**

Il lavoro di campo condotto lungo tutto il perimetro del lago, isole comprese, eseguito entro la fascia dei 15 metri di profondità, ha messo in evidenza la presenza di 87 aree prive di vegetazione (55 km di estensione) e 199 transetti vegetati (120 km) separabili tra loro per omologia nella tipologia e nella copertura vegetale (Fig. 5.9.1.1.1).

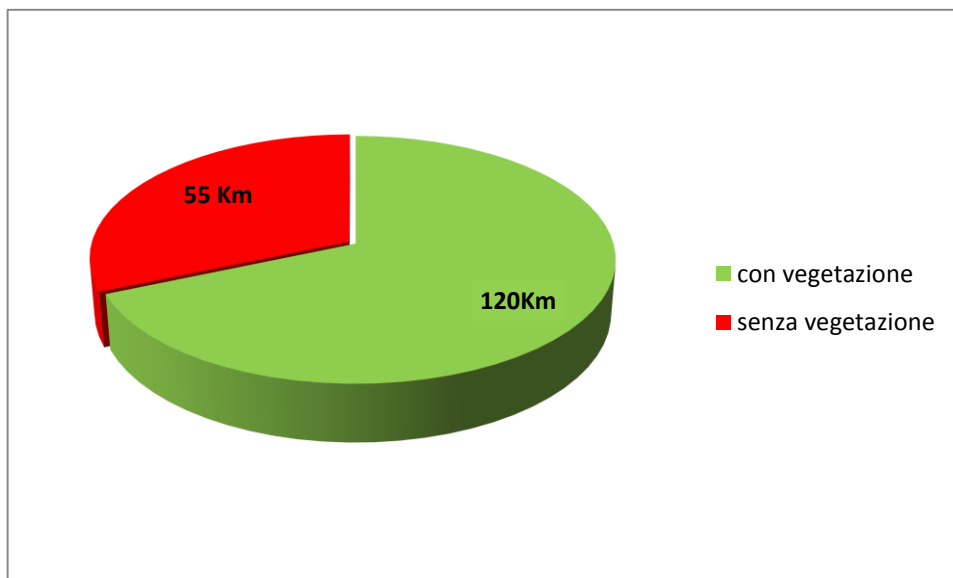


Figura 5.9.1.1.1 Chilometri di linea di costa con e senza vegetazione macrofitica

Lungo i 120 km di costa vegetata si evidenzia come la copertura non risulti ovunque paragonabile. E' possibile procedere ad un suo inquadramento mediante l'individuazione di quattro classi: alta copertura (dall'80% al 40%), copertura discreta (dal 40% al 15%), copertura media (dal 15% al 5%), bassa copertura (inferiore al 5%).

I risultati, riportati nella figura 5.9.1.1.2, ottenuti raccogliendo in 4 classi le distanze chilometriche dei 199 transetti, mettono in evidenza come circa la metà della linea di costa vegetata sia caratterizzata da una buona copertura macrofitica, mentre il 29,2% dei tratti di sponda, corrispondenti a circa 35 km totali, presentano coperture assai ridotte (dallo 0,5 al 5%).

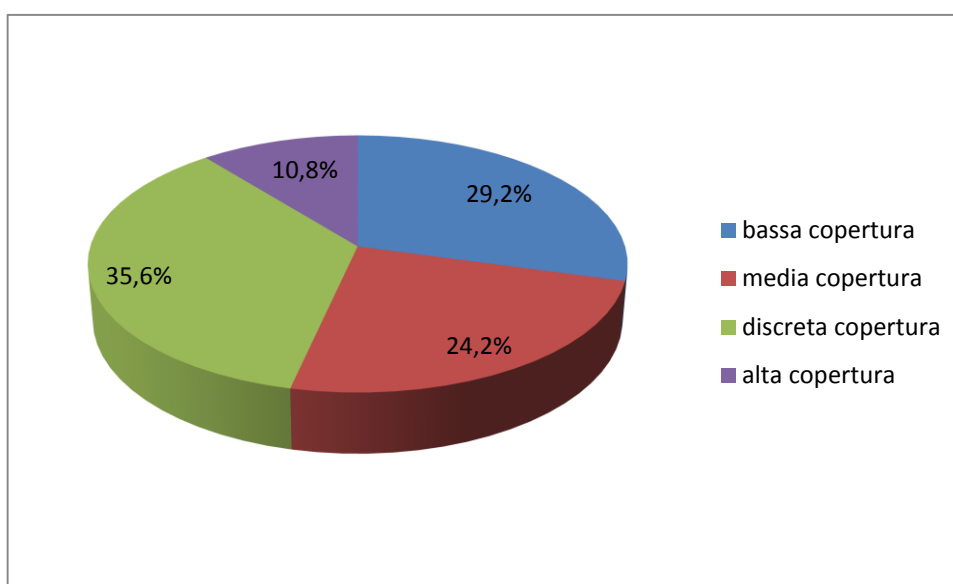


Figura 5.9.1.1.2 Classi di copertura (calcolata come chilometri coperti) della vegetazione macrofitica

### 5.9.1.2 Specie riscontrate e loro ecologia

Le specie osservate e studiate nel bacino del lago Maggiore sono complessivamente 20: 17 fanerofite e 3 caroficee.

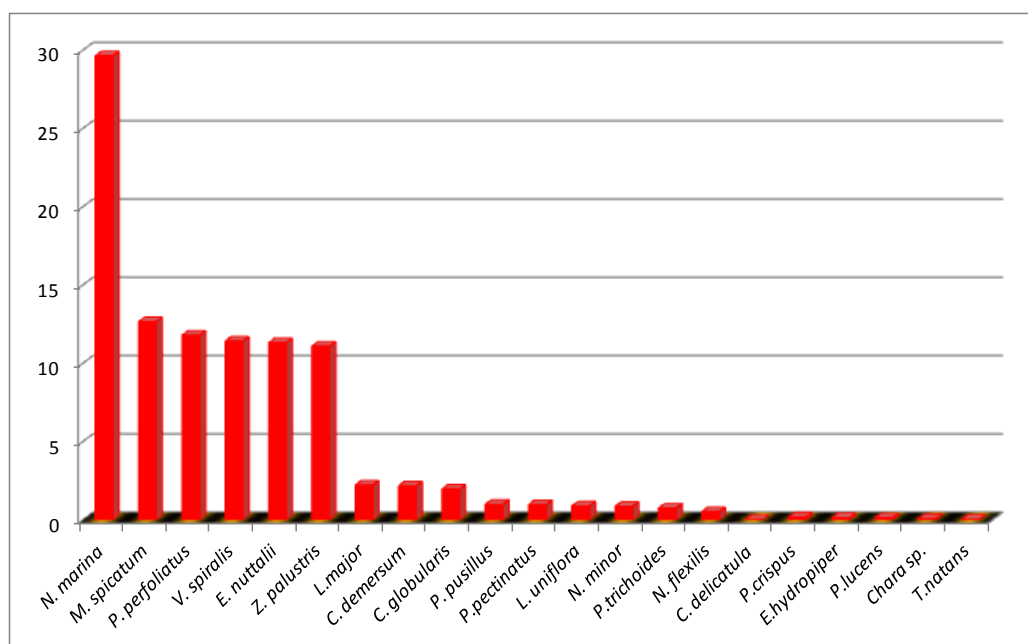


Figura 5.9.1.2.1) Coperture totali delle 20 specie riscontrate nel lago Maggiore

I dati rilevati evidenziano che le specie di macrofite riscontrate nel Verbano presentano differenti livelli di copertura: *Najas marina* L., *Myriophyllum spicatum* L., *Potamogeton perfoliatus* L., *Vallisneria spiralis* L., *Elodea nuttallii* (Planch.) H.St.John e *Zanichellia palustris* L. sono le specie macrofitiche più comuni.

*Lagarosiphon major* (Planch.) H.St.John, *Ceratophyllum demersum* L., *Chara globularis*, *Potamogeton pusillus* L., *Potamogeton pectinatus* L., *Littorella uniflora* L., *Najas minor* All. e *Potamogeton trichoides* Cham et Sch. sono presenti con popolazioni relativamente ampie, sebbene localizzate, mentre *Potamogeton crispus* L., *Elatine hydropiper* L., *Potamogeton lucens* L., *Trapa natans* L. e le tre specie di Characeae: *Chara globularis* J.L.Thuiller, *Nitella flexilis* (L.) C.Agardh e *Chara delicatula* A.N. Desvaux costituiscono rare piccole popolazioni nell'ambito del bacino (Fig. 5.9.1.2.1).

### 5.9.1.3 Distribuzione delle macrofite in base alla batimetria e rapporto con il substrato

Ciascuna delle macrofite riscontrate presenta caratteri ecologici peculiari che sono stati dedotti analizzando la distribuzione della specie in base alla profondità e al tipo di substrato. Nel complesso i risultati mettono in evidenza che le specie macrofitiche presenti nel lago Maggiore si distribuiscono "normalmente", descrivendo un andamento di tipo gaussiano (Fig. 5.9.1.3.1). Nella maggior parte dei casi questa distribuzione segue il gradiente batimetrico. Per alcuni taxa, riconducibili per lo più alle specie più rare (vedere paragrafo 5.9.1.2), tale distribuzione non è però completamente rappresentativa della realtà dato il numero limitato di dati.

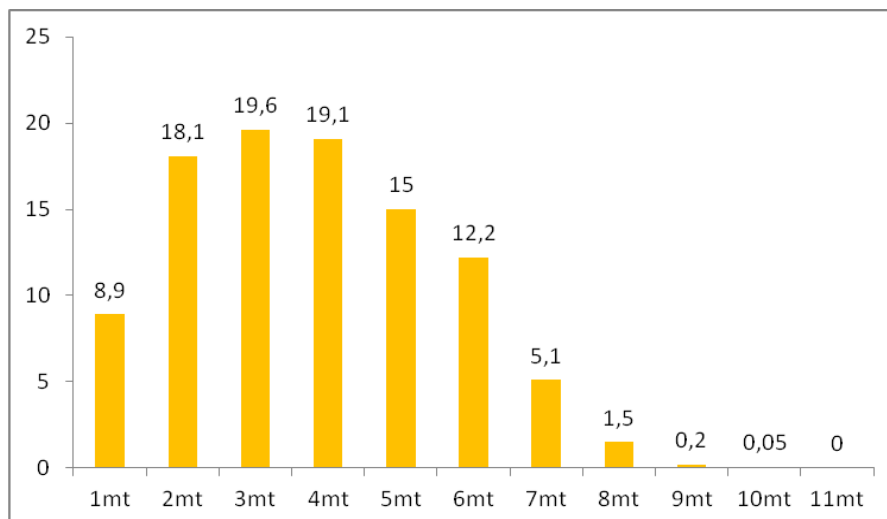


Figura 5.9.1.3.1 Distribuzione della vegetazione macrofitica (come somma delle specie) secondo la profondità

In generale, per le specie frequenti e più rappresentate nel Maggiore, la copertura nel primo metro di profondità non è elevata, ma aumenta giungendo a 2, 3 e 4 metri, per poi iniziare nuovamente a decrescere con la diminuzione dell'irraggiamento solare.

#### 5.9.1.4 Affinità delle macrofite ai substrati

L'affinità per il substrato di ciascuna delle specie riscontrate è stata studiata mediante l'Analisi delle Corrispondenze Canoniche (CCA). Tramite questa analisi statistica sono state correlate le coperture-abbondanze dei venti taxa con la presenza dei substrati dominanti caratterizzanti le varie soglie batimetriche. I risultati sono rappresentati nella tabella 5.9.1.4.1

Tabella 5.9.1.4.1 Risultato delle correlazioni tra macrofite e substrati. Sono state messe in evidenza le affinità PRINCIPALI e quelle SECONDARIE (meno specifiche). Con x sono segnalate le specie che, in alcune situazioni, si comportano da generaliste nei confronti dei substrati. AT: artificiale; DV: detriti vegetali; LM: limo; SB: sabbia; GA: ghiaia; CT: ciottoli; MS: Massi; RO: roccia

specie	PRINCIPALI	SECONDARIE	generalista
<i>Ceratophyllum demersum</i>	SB, DV, RO	LM, GA, CT	X
<i>Chara delicatula</i>	SB		X
<i>Chara globularis</i>	LM, CT	MS	X
<i>Elatine hydropiper</i>		DV SB	
<i>Elodea nuttallii</i>	SB X	LM CT	X
<i>Lagarosiphon major</i>	SB CT MS	LM GA RO	
<i>Littorella uniflora</i>		SB MS	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	DV	SB CT RO	X
<i>Najas marina</i>	SB	LM DV	X
<i>Najas minor</i>	X	LM, CT, MS	X
<i>Nitella flexilis</i>		LM GH CT MS X	X
<i>Potamogeton crispus</i>	SB	CT GA RO	
<i>Potamogeton lucens</i>	X		X
<i>Potamogeton pectinatus</i>		DV CT RO	
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	X	LM SB	X
<i>Potamogeton pusillus</i>	X	SB MS	X
<i>Potamogeton trichoides</i>		DV SB	
<i>Trapa natans</i>		X SB	X
<i>Vallisneria spiralis</i>	MS	GH CT	X
<i>Zannichellia palustris</i>	X	LM SB DV	X



### 5.9.1.5 Inquadramento ecologico delle specie

In questo paragrafo vengono inquadrare dal punto di vista ecologico le specie di macrofite presenti nel lago Maggiore, basando l'elaborazione sui dati di correlazione con i substrati e sulle indicazioni riguardo alla loro distribuzione batimetrica.

#### *Najas marina* L.

E' la macrofita acquatica più diffusa nel lago Maggiore. E' stata riscontrata su tutti i substrati, anche se preferisce decisamente quelli sabbiosi, sabbioso-limosi, meglio se con presenza di detriti vegetali. Il massimo sviluppo della specie si concentra tra 1 e 6 metri, anche se è possibile riscontrarla fino a 8 metri di profondità (Fig. 5.9.1.5.1).



Fotografia: A. Mrkvick ©

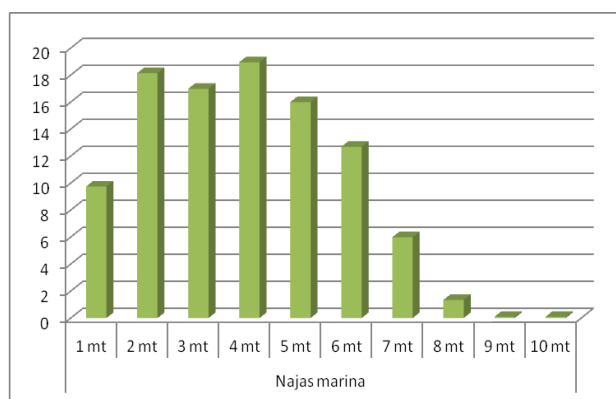


Figura 5.9.1.5.1 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

#### *Myriophyllum spicatum* L.

Anch'essa comune e diffusa in tutto il lago, appare essere una specie tendenzialmente euriecia e generalista. E' comunque evidenziabile una sua preferenza per substrati sabbiosi, con ciottoli e ricchi in materiale organico vegetale in decomposizione. Cresce molto bene tra 2 e 6 metri anche se con pieno sviluppo tra 3 e 4 metri di profondità (Fig. 5.9.1.5.2).



Fotografia: Oliver Risteski ©

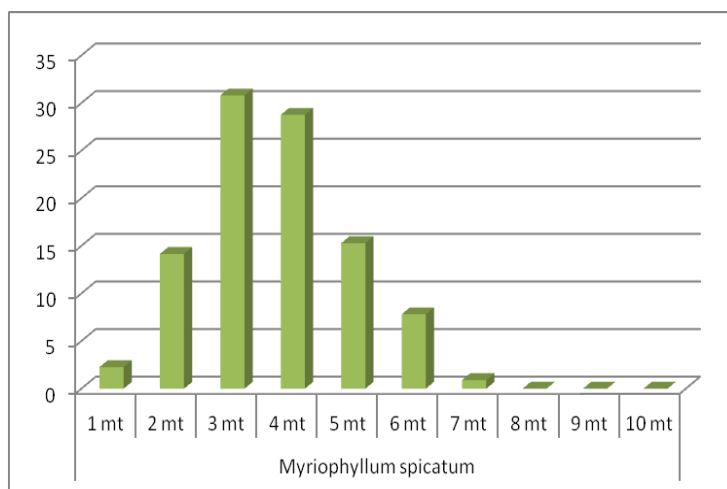


Figura 5.9.1.5.2 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

*Potamogeton perfoliatus* L.

Questa macrofita non manifesta particolare predilezione per specifici substrati. Lo sviluppo massimo si ha tra 1 e 3 metri. Con l'aumento di profondità tende via via a diradarsi fino a sparire oltre 8 metri (Fig. 5.9.1.5.3).



Fotografia: PlongéeBio.com ©

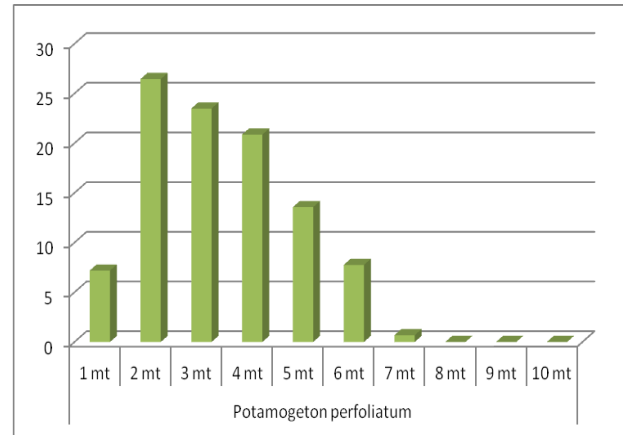


Figura 5.9.1.5.3 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

*Vallisneria spiralis* L.

Le popolazioni di questa specie sono state trovate diffuse su tutti i substrati, anche se preferibilmente in aree ghiaiose con grossi massi. L'ipotesi è che i massi possano fungere da riparo per le piccole piante in via di sviluppo. Un'interpretazione alternativa potrebbe legare i massi alle aree con sponde ripide. In effetti *Vallisneria* è una delle poche specie in grado di colonizzare (sebbene puntualmente) questo tipo di costa. Il massimo dello sviluppo si ha tra 2 e 4 metri di profondità (Fig. 5.9.1.5.4).



Fotografia: Frédéric Tenvinan ©

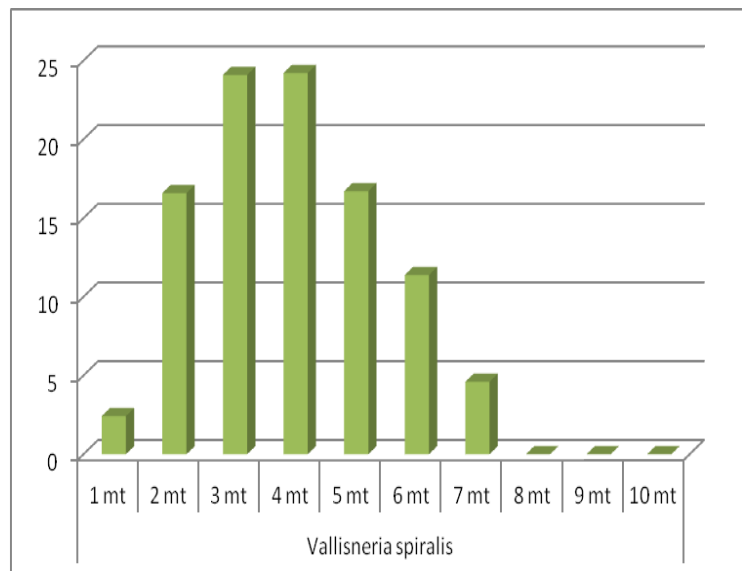


Figura 5.9.1.5.4 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

*Elodea nuttallii* (Planch.) H.St.John

La specie si adatta a tutti i substrati, anche se con qualche preferenza per fondi ciottoloso-sabbiosi, sabbioso-limosi. Rispetto alle macrofite precedenti, l'optimum di crescita appare essere spostato più in profondità (5-6 m). Unitamente ad alcune Characeae riesce a colonizzare profondità rilevanti (9-10 m). La specie è alloctona nord-americana (Fig. 5.9.1.5.5).



Fotografia: Jean Pierre Corolla ©

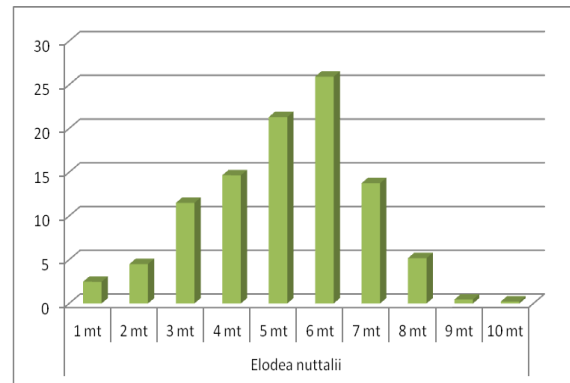


Figura 5.9.1.5.5 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

*Zanichellia palustris* L.

E' un taxa generalista, cresce perciò su tutte le tipologie di fondali, anche se manifesta qualche preferenza per terreni sabbioso-limosi ricchi in detrito vegetale decomposto. Forse a causa delle sue piccole dimensioni e del rizoma sottile ed articolato in grado di insinuarsi ovunque, questo taxa colonizza bene le acque basse anche se disturbate (Fig. 5.9.1.5.6).



Fotografia: bonnier.flora-electronica ©

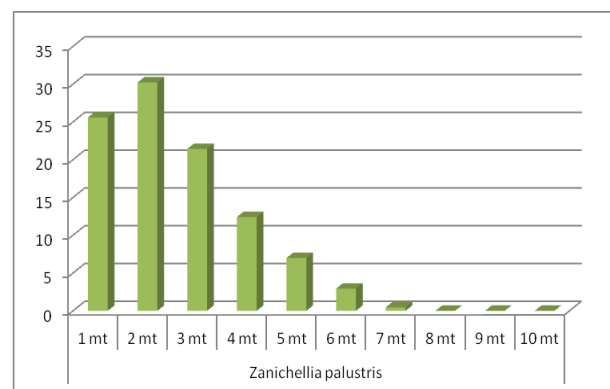


Figura 5.9.1.5.6 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

*Lagarosiphon major* (Planch.) H.St.John

Specie alloctona originaria dell'Africa meridionale. Come le elodee, questa pianta è altamente competitiva, e come tale in espansione nei nostri laghi e nei nostri fiumi. Predilige substrati sabbiosi, ciottolosi e massi anche se cresce bene in zone limoso-ghiaiose.

La maggiore diffusione di questa specie è tra 3 e 6 metri e presenta coperture ben rilevabili fino a 9 metri di profondità, batimetrie condivise solo con altre due specie, *Ceratophyllum demersum* ed *Elodea nuttallii* (Fig. 5.9.1.5.7).

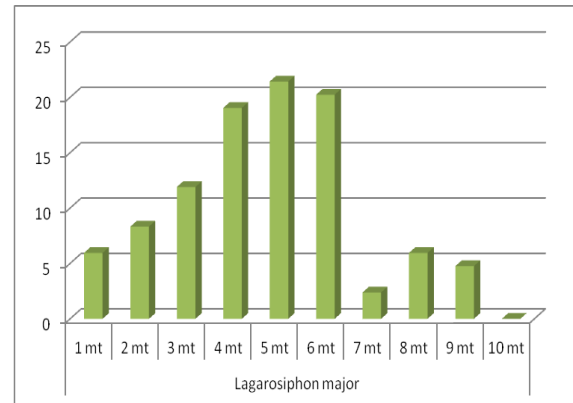


Figura 5.9.1.5.7 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

*Ceratophyllum demersum* L.

Questa macrofita è presente soprattutto in luoghi aperti o tra le rocce, comunque su suoli sabbiosi con detriti vegetali. In altri casi è stata riscontrata su suoli limosi con ghiaia e ciottoli, fatto che ci fa supporre una certa indifferenza per la qualità dei substrati. E' una specie che risulta essere molto competitiva a certe profondità divenendo, in alcuni casi, la pianta dominante nella fascia vegetazionale più profonda (fig. 5.9.1.5.8).



Fotografia: Earl J.S. Rook ©

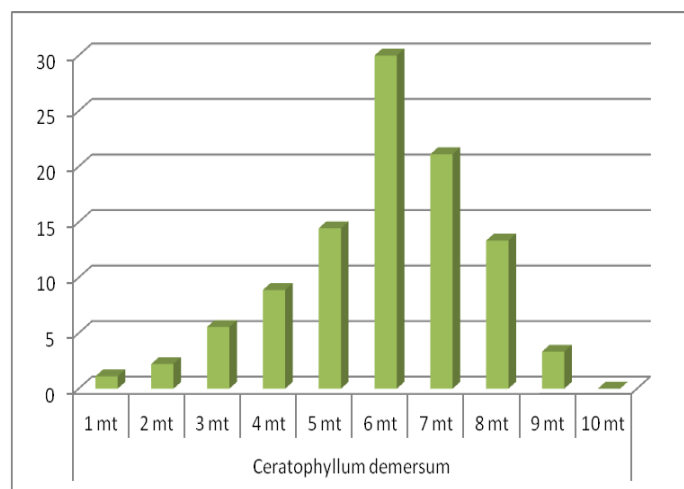


Figura 5.9.1.5.8 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

Per le altre specie, la bassa quantità di presenze/coperture nell'ambito del lago si traduce in un limitato numero di dati. Tale carenza porta a risultati statistici poco robusti e quindi meno sicuri.

*Potamogeton pusillus* L.

Apparentemente generalista con qualche preferenza per i substrati sabbiosi. La maggiore diffusione della specie si ha tra 2 e 6 metri di profondità (Fig. 5.9.1.5.9).



Fotografia: A. Mrlvicka ©

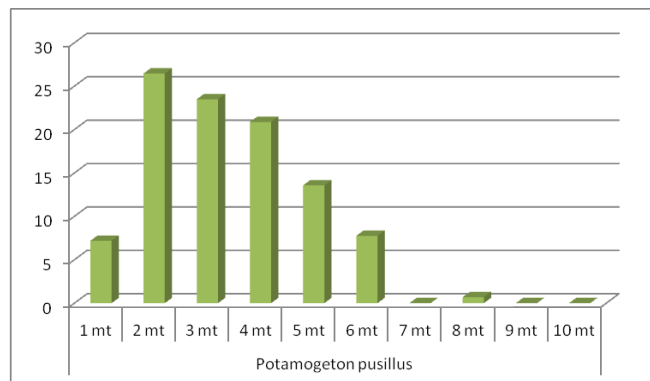


Figura 5.9.1.5.9 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

*Potamogeton pectinatus* L.

In linea di massima questa macrofita è stata individuata su detrito vegetale, ciottoli e roccia. Si sviluppa soprattutto tra 2 e 5 metri di profondità (Fig. 5.9.1.5.10).



Fotografia: Biopix: JC Scho ©

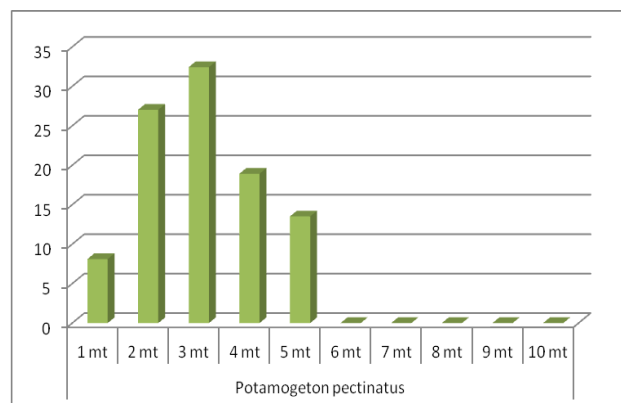


Figura 5.9.1.5.10 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

*Litorella uniflora* L.

Cresce principalmente su sabbia, in corrispondenza di coste poco inclinate e poco profonde. La sua presenza è concentrata tra 1 e 2 metri, anche se vi è qualche piantina che raggiunge 3-4 metri di profondità. La specie è divenuta rara in Europa, tanto che è stata inserita nelle liste rosse, come specie minacciata di estinzione, sia in Italia che in Svizzera. Originariamente segnalata attorno alle isole di Brissago, oggi, a seguito dei rilievi del presente studio, sembra avere una distribuzione differente (vedere oltre). Deve quindi essere considerata un vero e proprio punto di forza per la biodiversità del lago Maggiore e come tale dovrà essere monitorata attentamente negli anni futuri (Fig. 5.9.1.5.11).



Fotografia: Biopix: JC Schou ©

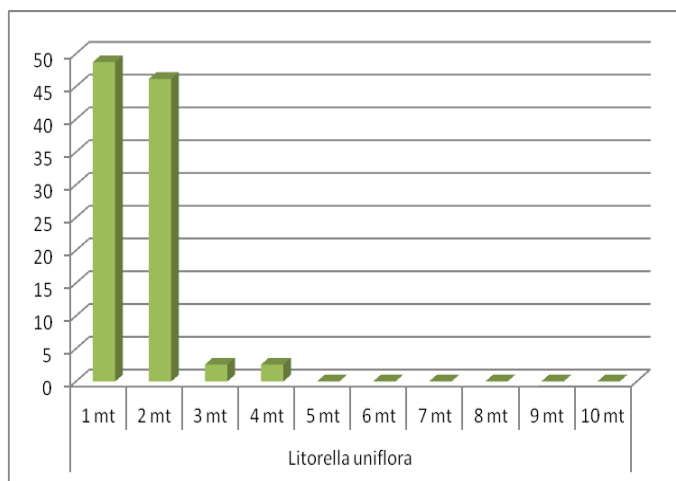


Figura 5.9.1.5.11 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

*Najas minor* All.

Sembra essere una specie abbastanza generalista, con qualche preferenza per substrati limosi-ciottolosi. Così come *N. marina*, anche *N. minor* è una specie che cresce abbastanza bene nel primo metro di profondità, risultando apparentemente meno sensibile ai disturbi legati alle variazioni di livello del lago. Cresce bene fino a 5 metri di profondità (Fig. 5.9.1.5.12).



Fotografia: Andrea Moro ©

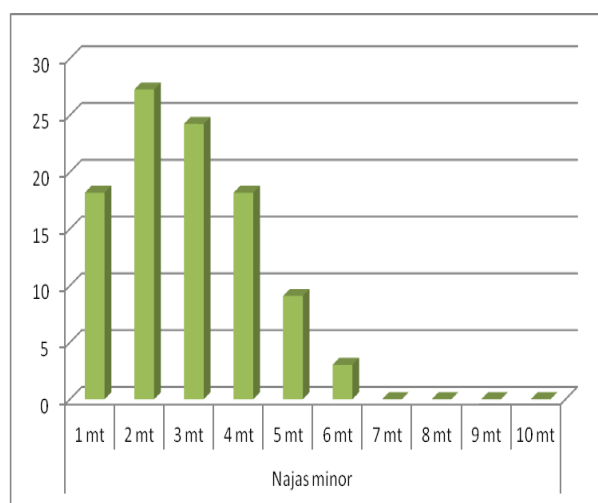


Figura 5.9.1.5.12 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

*Potamogeton trichoides* Cham et Sch.

Questo taxa è stato riscontrato principalmente su sabbia ricca in detriti vegetali. Il massimo sviluppo è tra 3 e 4 metri di profondità (Fig. 5.9.1.5.13).



Fotografia: M. Benmergui ©

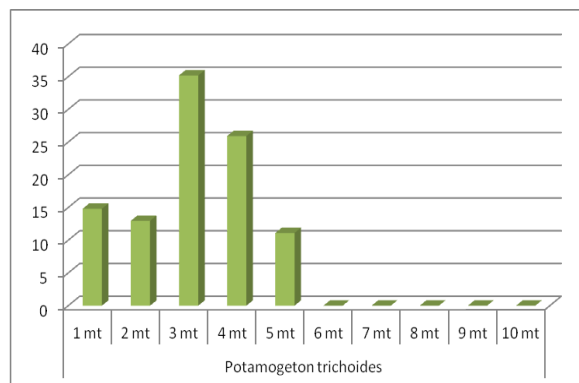


Figura 5.9.1.5.13 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

*Potamogeton crispus* L.

Principalmente è stato trovato su sabbia, ma in una certa proporzione anche su ciottoli, ghiaia, roccia. Nel complesso sembra una specie abbastanza generalista. Cresce bene tra 3 e 6 metri di profondità (Fig. 5.9.1.5.14).



Fotografia: Enrico Romani ©

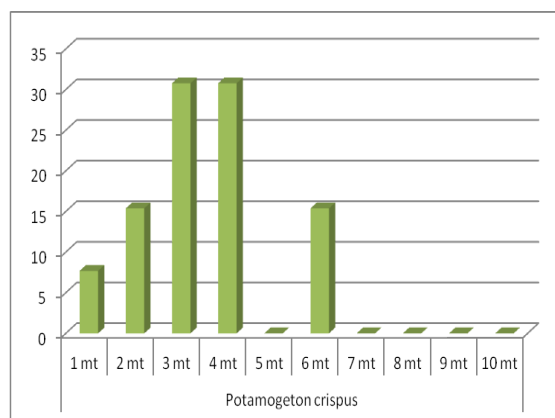


Figura 5.9.1.5.14 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

*Elatine hydropiper* L.

Questa specie è stata riscontrata esclusivamente in aree sabbiose con detrito vegetale. Spesso associata alle popolazioni di *Litorella uniflora*, ha il suo massimo sviluppo nelle acque basse, arrivando comunque a 4 metri di profondità (Fig. 5.9.1.5.15).



Fotografia: Pierfranco Arrigoni ©

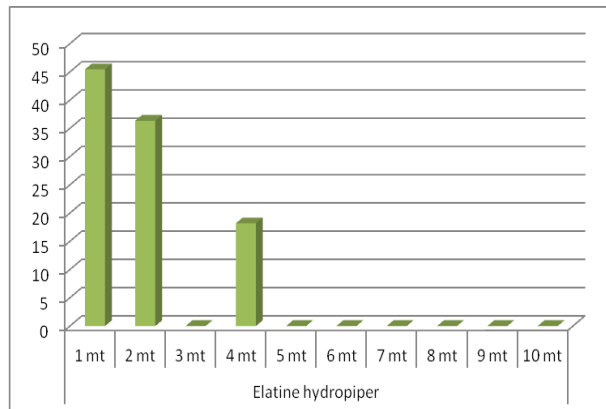


Figura 5.9.1.5.15 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

*Potamogeton lucens* L.

Apparentemente non manifesta grandi preferenze per il substrato. E' stata riscontrata esclusivamente tra 3 e 4 metri di profondità (Fig. 5.9.1.5.16).



Fotografia: BOTANY.cz ©

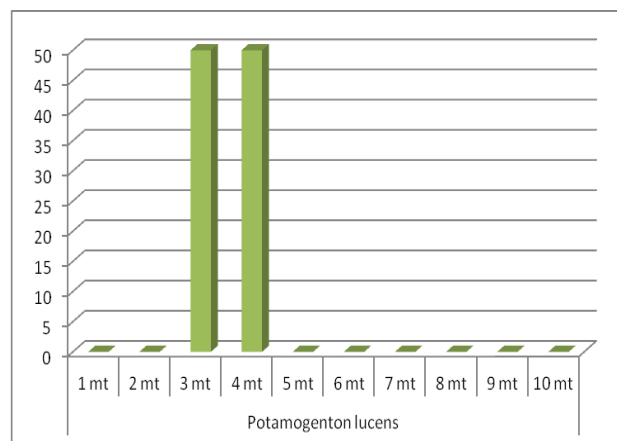


Figura 5.9.1.5.16 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria



*Trapa natans* L.

Ritrovata tendenzialmente su substrati fini (sabbia e limi). La pianta è galleggiante, ma i rizomi crescono bene nella fascia di profondità tra 2 e 3 metri (Fig. 5.9.1.5.17).



Fotografia: Zbyněk Sovík ©

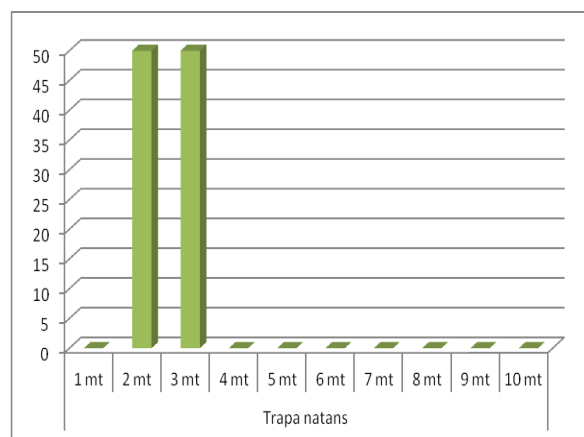


Figura 5.9.1.5.17 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

*Chara globularis* J.L.Thuiller

Questa delicatissima piantina sembra essere abbastanza generalista riguardo al substrato, anche se manifesta una leggera preferenza per fondali ciottoloso-limosi.

In genere le Characeae divengono competitive all'aumentare della profondità, dove le fanerofite iniziano a risentire della mancanza di irraggiamento solare. La specie in questione sembra avere un buono sviluppo tra 4 e 7 metri di profondità (Fig. 5.9.1.5.18).



Fotografia: Kristian\_Peters ©

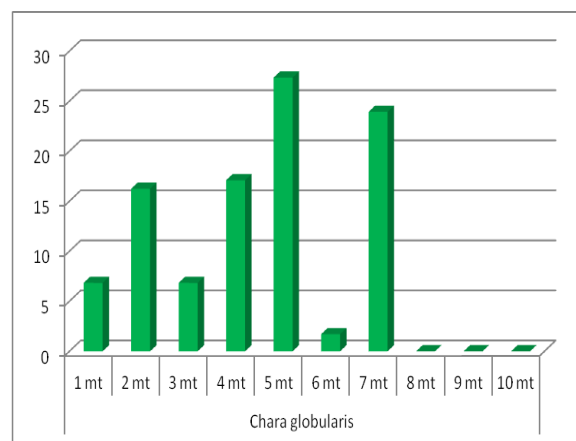


Figura 5.9.1.5.18 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

*Nitella flexilis* (L.) C.Agardh

Sembra essere abbastanza generalista nel confronto del substrato anche se con qualche preferenza per fondali limoso – ciottolosi. Come per le altre Characeae, *N. flexilis* presenta coperture maggiori nelle fasce batimetriche medio-profonde, tra 5 e 7 metri (Fig. 5.9.1.5.19).



Fotografia: Jens Christian Schou ©

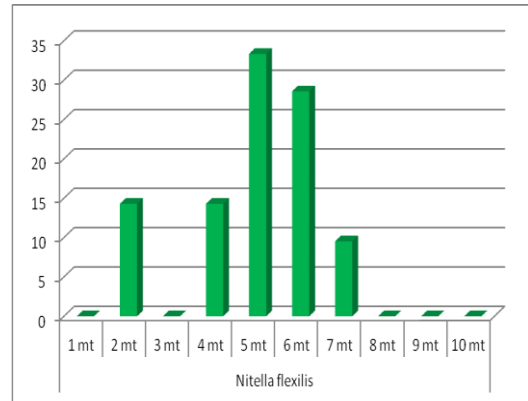


Figura 5.9.1.5.19 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

*Chara delicatula* A.N. Desvaux

Manifesta una preferenza per i fondali sabbiosi. *C. delicatula* è rappresentata da una sola popolazione nell'intero bacino che si sviluppa solamente lungo la fascia dei 6 metri. Non avendo dati pregressi non è possibile capire se la specie in questione è in fase di estinzione o ha colonizzato il lago Maggiore da poco tempo (Fig. 5.9.1.5.20).



Fotografia: DVT Sub ©

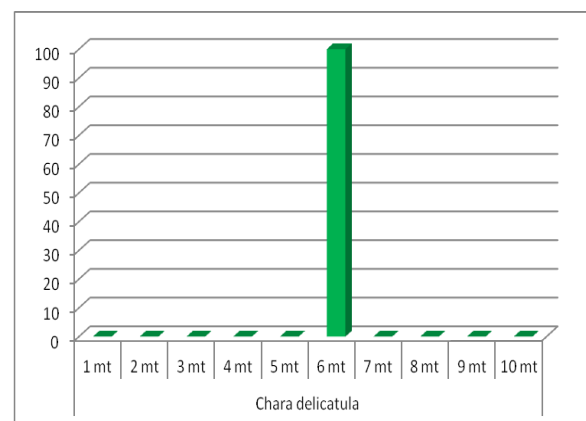


Figura 5.9.1.5.20 Profilo di distribuzione (% di copertura) della specie in relazione alla batimetria

### 5.9.1.6 Distribuzione geografico-spaziale delle macrofite

Già in precedenza è stato sottolineato come le specie di macrofite del lago Maggiore abbiano coperture e distribuzioni spaziali differenti. Le mappe inserite di seguito mettono in evidenza questo andamento. Da specie altamente diffuse come *Najas marina* si arriva a taxa presenti con una sola popolazione puntuale (ad esempio *Trapa natans*, *Chara delicatula* etc...).

Nelle figure riportate di seguito (Figg. 5.9.1.6.1- 5.9.1.6.20) le popolazioni, nel loro sviluppo, sono identificate da linee gialle qualora queste siano ampie e ben distribuite lungo la linea di costa, con una stella quando, invece, sono limitate spazialmente (i tratti gialli sono brevi o sono popolazioni puntuali come nel caso di *Trapa natans* in fig. 5.9.1.6.1).

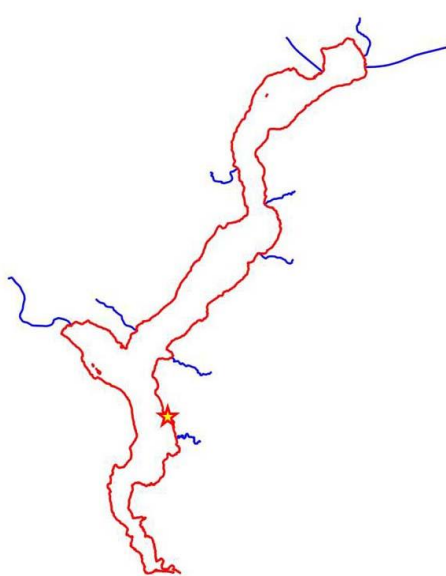


Figura 5.9.1.6.1 Distribuzione di *Trapa natans*

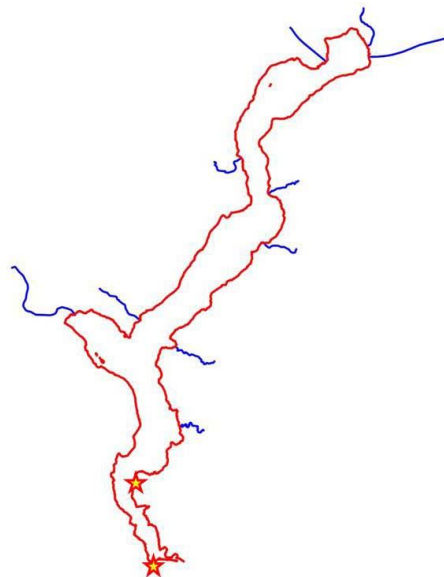


Figura 5.9.1.6.2 Distribuzione di *Potamogeton lucens*

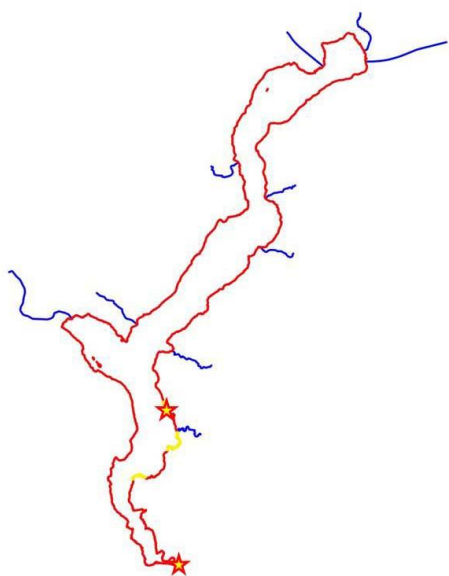


Figura 5.9.1.6.3 Distribuzione di *Potamogeton perctinatus*

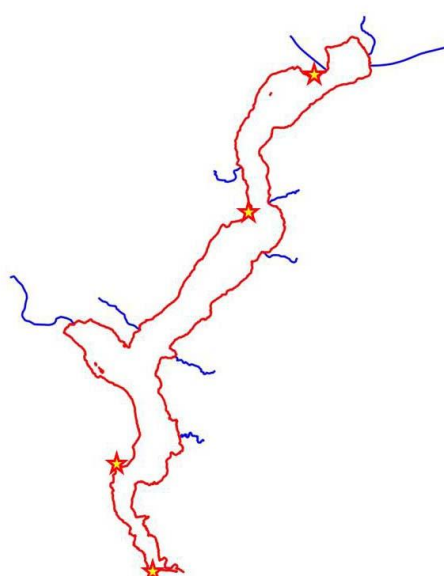


Figura 5.9.1.6.4 Distribuzione di *Potamogeton trichoides*

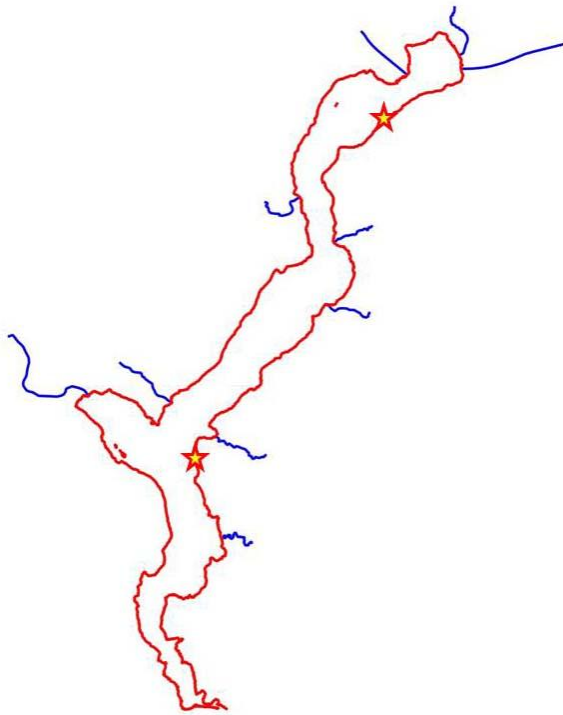


Figura 5.9.1.6.5 Distribuzione di *Nitella flexilis*

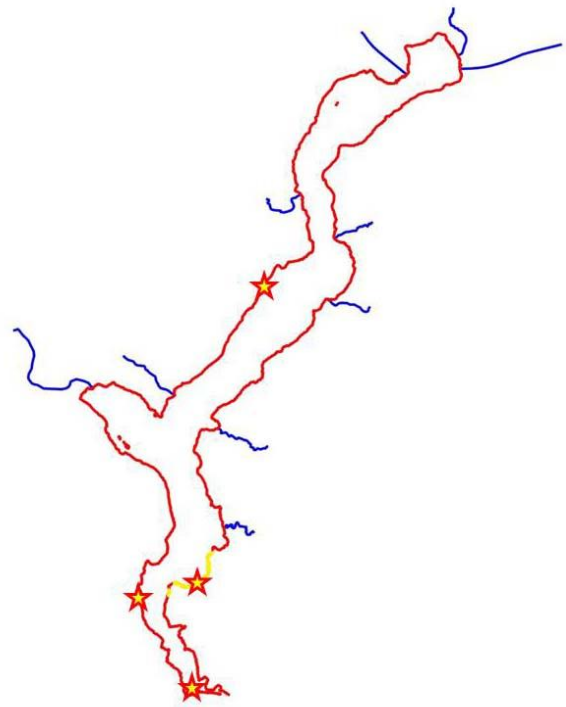


Figura 5.9.1.6.6 Distribuzione di *Lagarosiphon major*

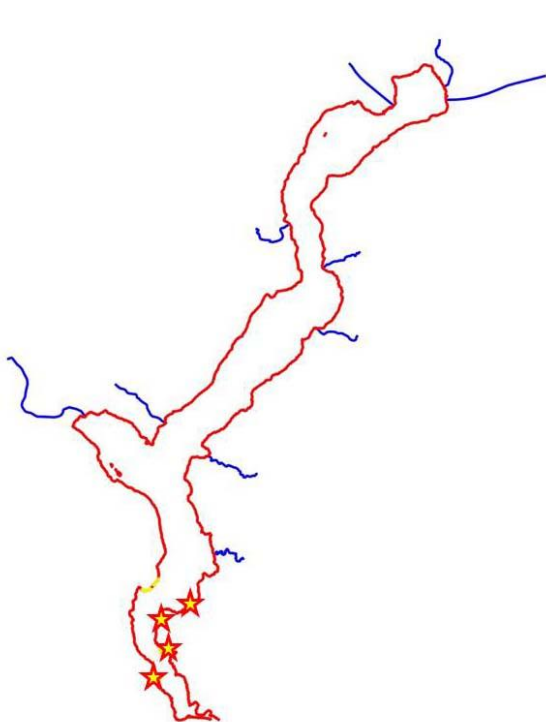


Figura 5.9.1.6.7 Distribuzione di *Najas minor*

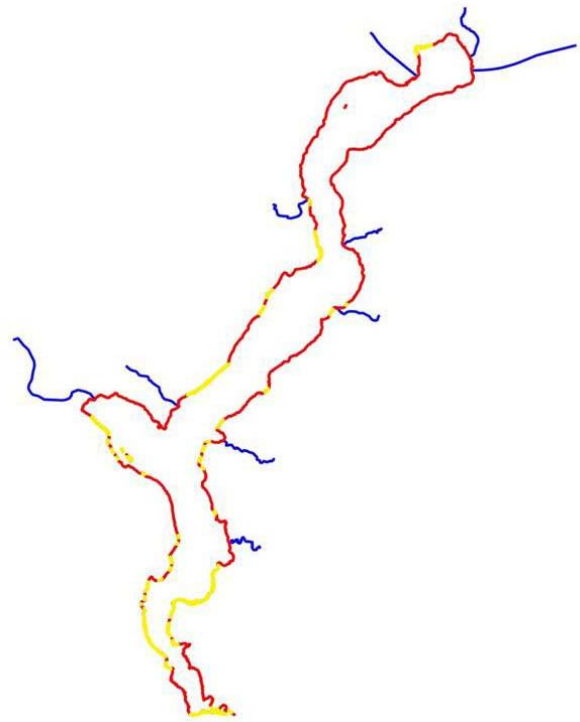


Figura 5.9.1.6.8 Distribuzione di *Vallisneria spiralis*

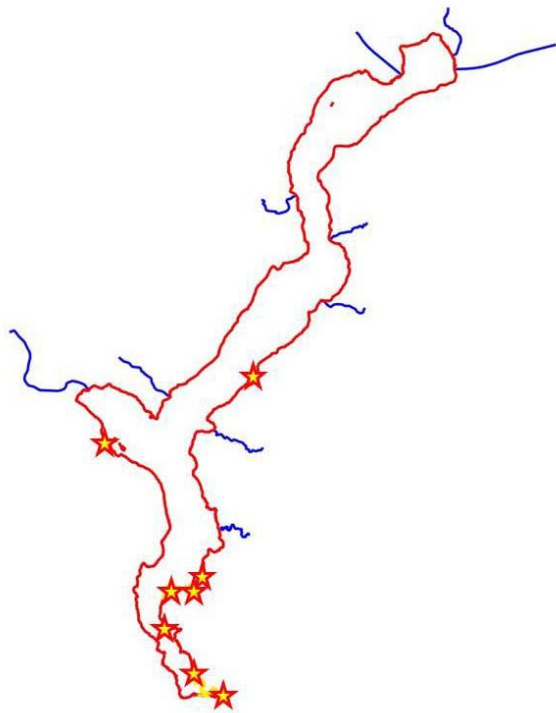


Figura 5.9.1.6.9 Distribuzione di *Chara delicatula*

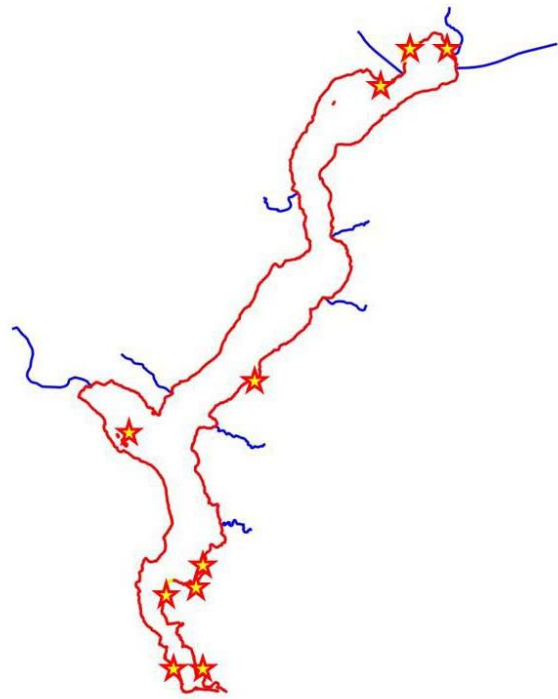


Figura 5.9.1.6.10 Distribuzione di *Chara globularis*

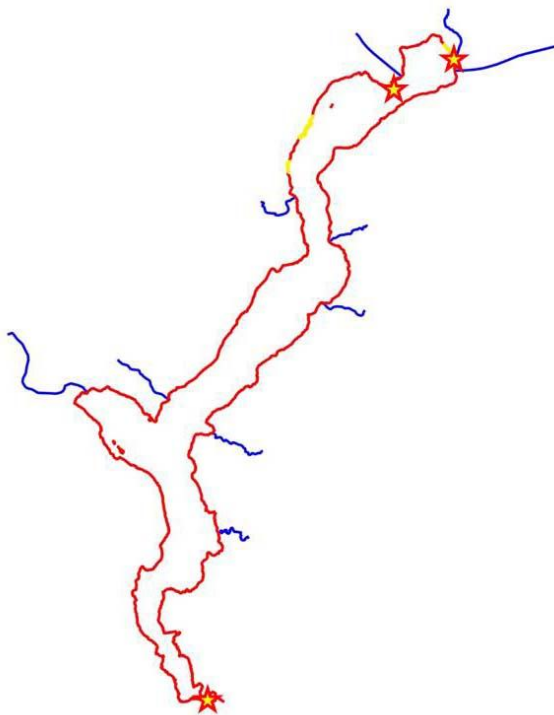


Figura 5.9.1.6.11 Distribuzione di *Elatine hydropiper*

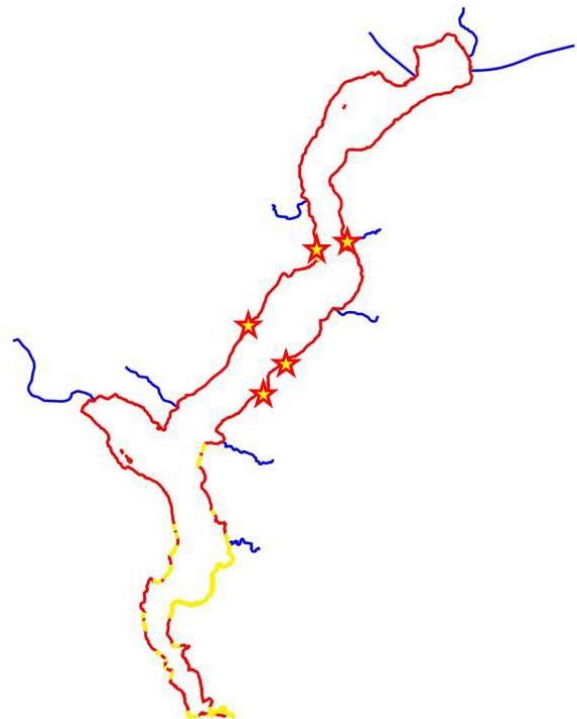


Figura 5.9.1.6.12 Distribuzione di *Elodea nuttallii*

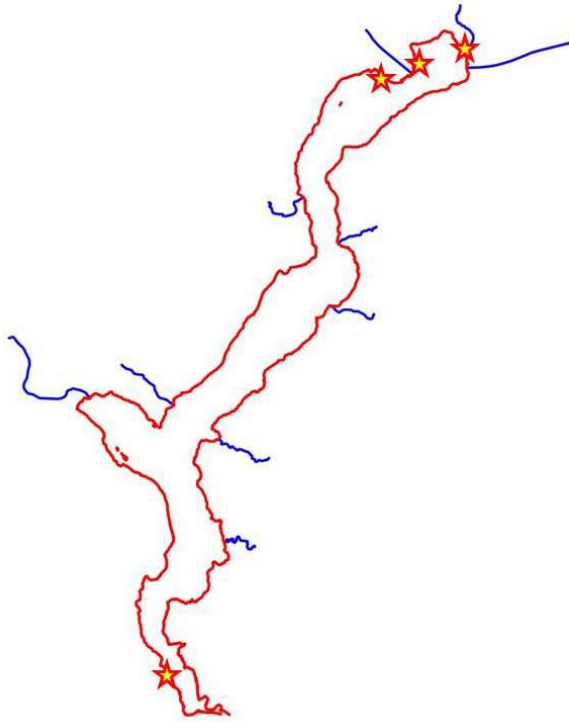


Figura 5.9.1.6.13 Distribuzione di *Litorella uniflora*

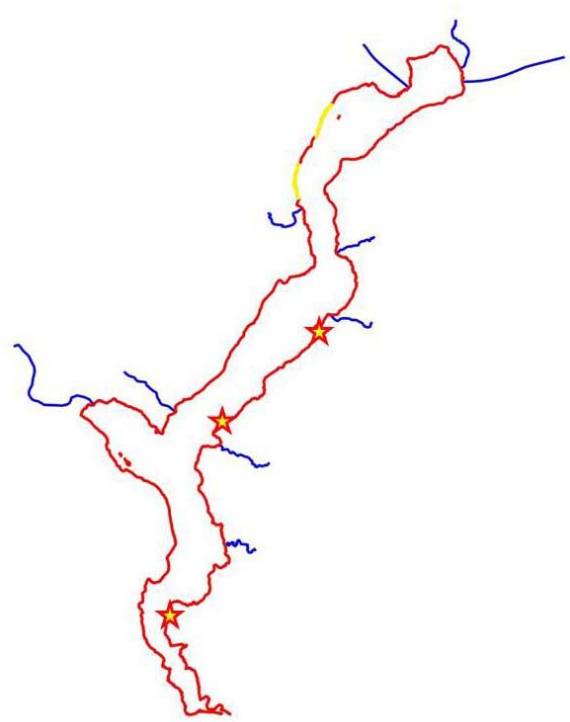


Figura 5.9.1.6.14 Distribuzione di *Potamogeton crispus*

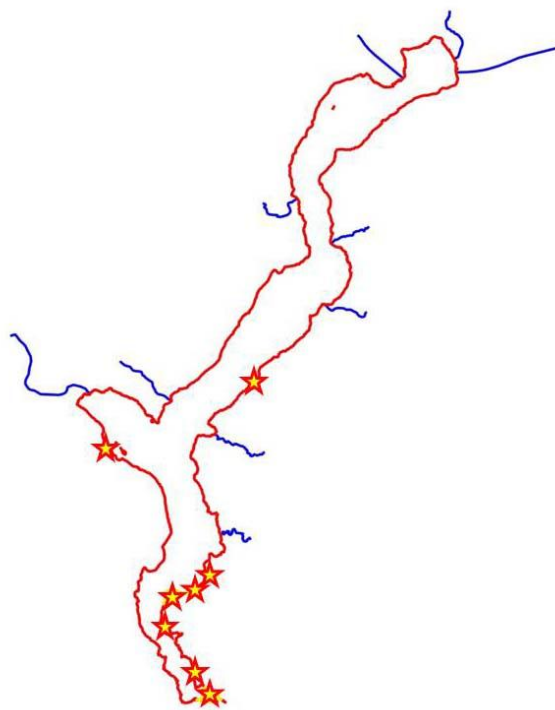


Figura 5.9.1.6.15 Distribuzione di *Ceratophyllum demersum*

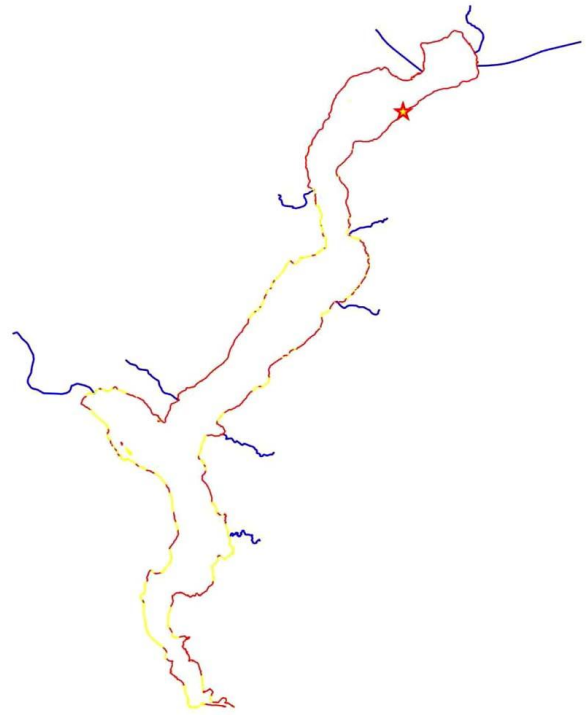


Figura 5.9.1.6.16 Distribuzione di *Myriophyllum spicatum*

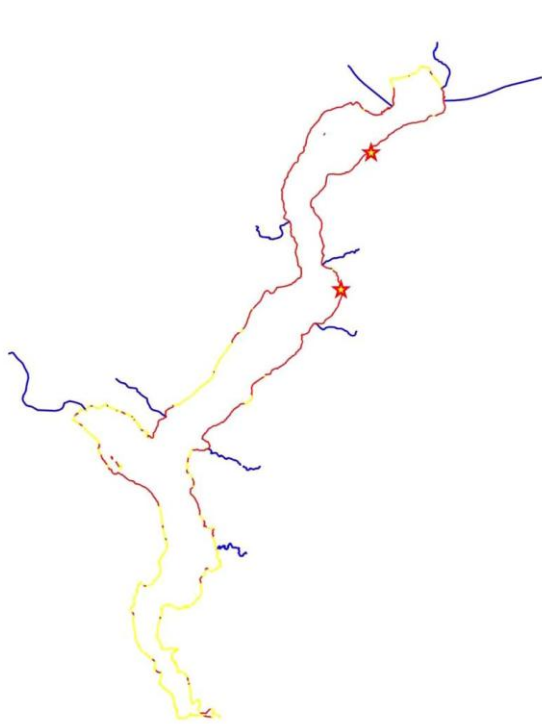


Figura 5.9.1.6.17 Distribuzione di *Najas marina*

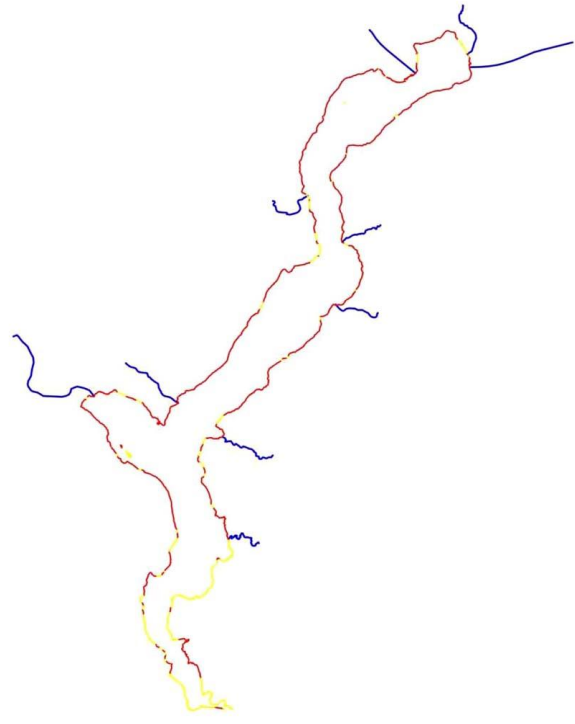


Figura 5.9.1.6.18 Distribuzione di *Potamogeton perfoliatum*

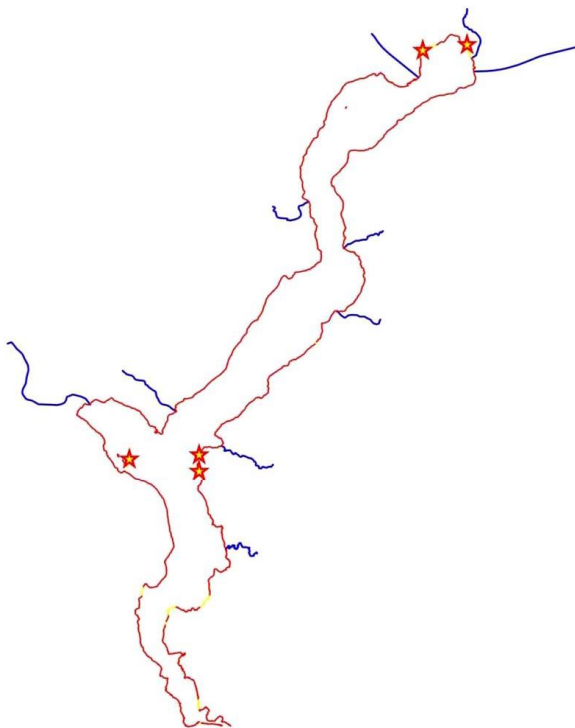


Figura 5.9.1.6.19 Distribuzione di *Potamogeton pusillus*

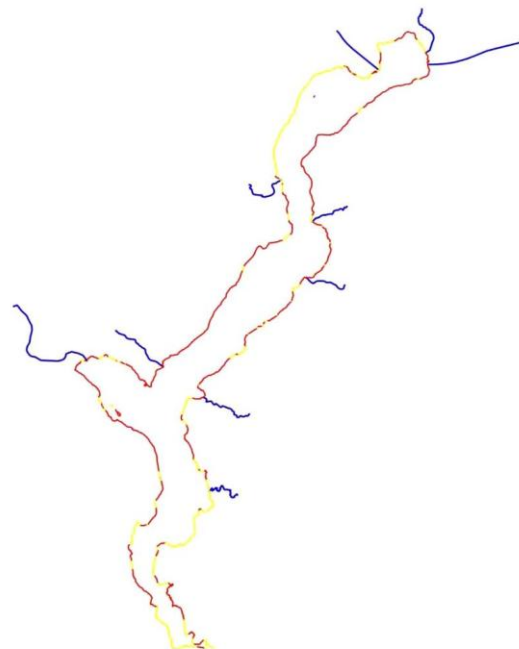


Figura 5.9.1.6.20 Distribuzione di *Zanichellia palustris*

### 5.9.1.7 Struttura e complessità biologica delle popolazioni di macrofite

I dati finora presentati mettono in evidenza che le singole specie presentano coperture e patterns ecologico-spaziali differenti. Questa complessità dovrebbe, teoricamente, ripercuotersi sulla struttura delle singole popolazioni, definendo pertanto un livello di biodiversità differente per ciascuna popolazione e complessivamente per aggruppamenti di popolazioni a livello di sottobacino.

Per valutare quanto ipotizzato sono stati calcolati gli indici di Simpson (1949) per ciascuno dei 199 transetti vegetati. I risultati ottenuti sono stati aggregati in base alla profondità e alla loro appartenenza ai sei sottobacini in cui il lago Maggiore è stato suddiviso. Quest'ultimo passaggio ha permesso di ottenere un risultato sintetico e più comprensibile.

#### 5.9.1.7.1 Biodiversità in base alla profondità

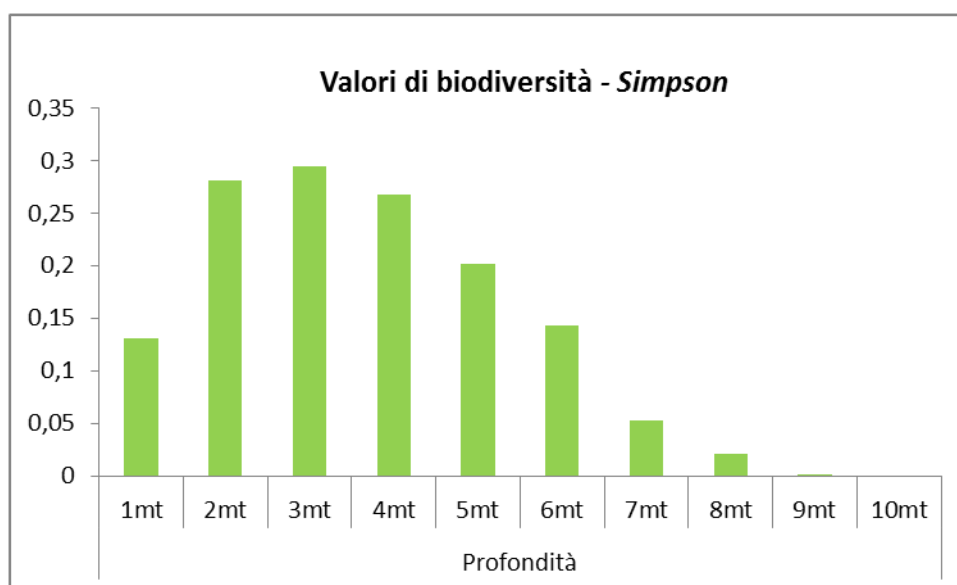


Figura 5.9.1.7.1 Valori di biodiversità (Simpson) in base alla batimetria

I risultati riportati in Fig. 5.9.1.7.1 mettono in evidenza come la biodiversità delle macrofite segua un andamento “normale” lungo il profilo batimetrico. Un simile andamento è riscontrabile anche nella figura 5.9.1.3.1 che illustra il rapporto tra struttura vegetazionale (come copertura) e profondità. Il confronto tra i due grafici mette in luce come il valore di complessità biologica di una popolazione sia connessa, con buona probabilità, alle quantità di piante che definiscono strutturalmente la popolazione.

#### 5.9.1.7.2 Biodiversità per sottobacini

Per poter razionalizzare al meglio le successive indagini sulla biodiversità, il lago Maggiore è stato suddiviso in 6 sottobacini. Tale suddivisione è stata effettuata analizzando in dettaglio gli elementi geografico-paesaggistici e quelli batimetrici che caratterizzano il bacino in questione (Fig. 5.9.1.7.2).



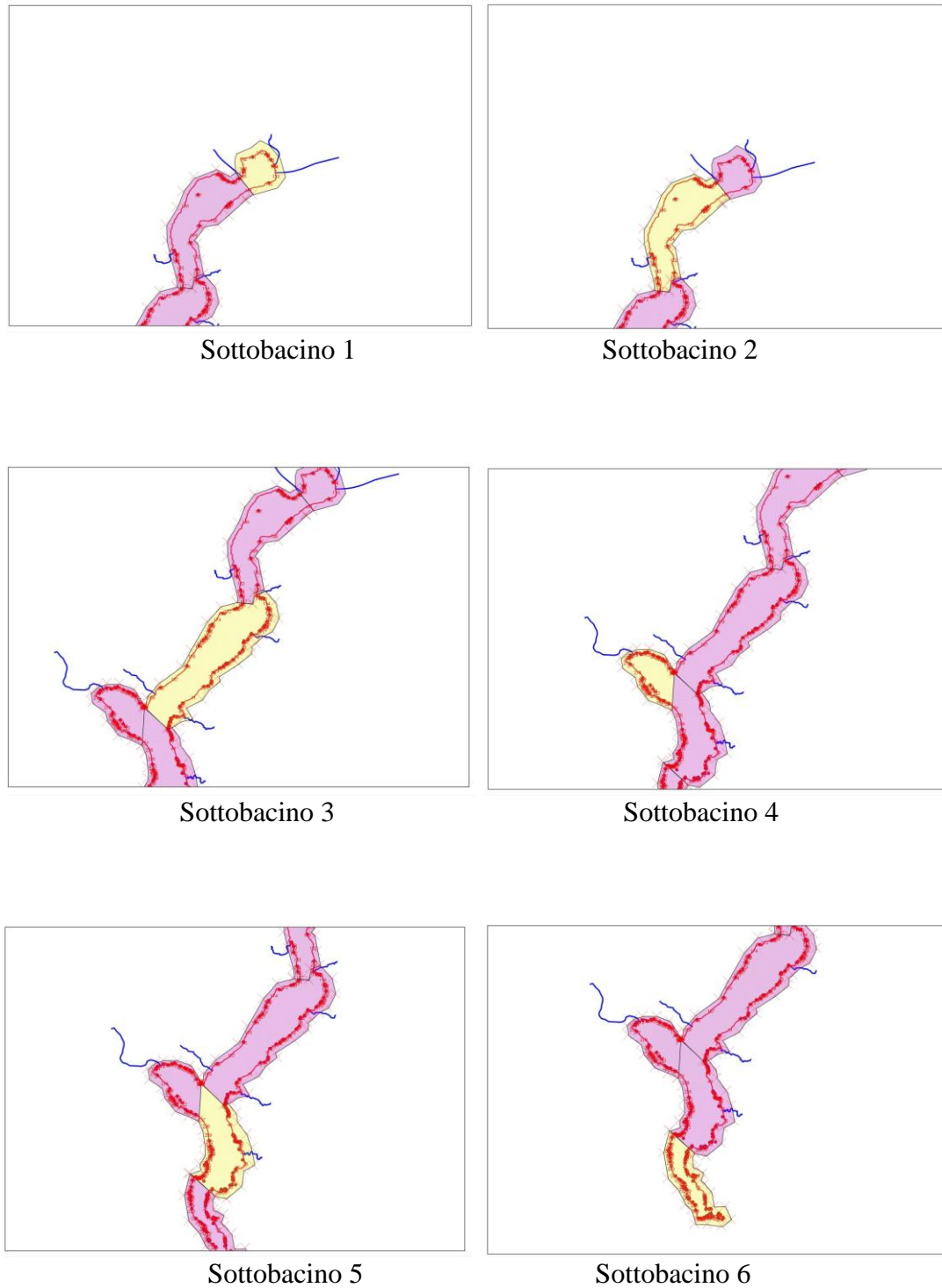


Figura 5.9.1.7.2 identificazione dei sei sottobacini in cui il lago Maggiore è stato suddiviso

Per ciascuno dei sei sottobacini del lago Maggiore sono stati calcolati i valori medi di HSI (Simpson Index) (Fig. 5.9.1.7.2).

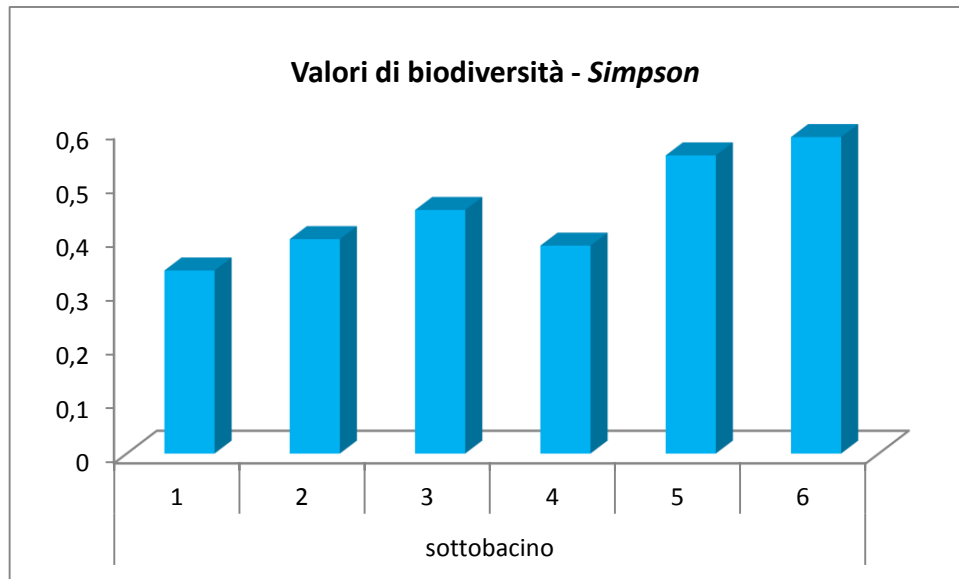


Figura 5.9.1.7.2 Rappresentazione grafica dei valori di HSI nei sei sottobacini del lago Maggiore

Lo studio della biodiversità vegetale nei 6 sottobacini mette in evidenza come questa aumenti in modo evidente da nord a sud. Il sottobacino 4 devia un poco dal modello, mettendo in luce come quest'area dovrebbe, forse, essere considerata separatamente dal contesto del sistema "Lago Maggiore" nell'ambito degli studi, per lo meno per quanto riguarda quelli sulle comunità biologiche.

### 5.9.1.8 Constraints spaziali e complessità strutturale delle popolazioni

L'apparente distribuzione continua dei valori di biodiversità secondo un gradiente nord – sud (ad esclusione del sottobacino 4) ci suggerisce che la complessità vegetazionale dei singoli transetti potrebbe anch'essa essere correlata a gradienti geografico-spaziali.

I dati dei 199 rilievi sono stati quindi elaborati attraverso un metodo di clusterizzazione (*Between groups linkage*, intervallo: *Squared Euclidean distance*). Il dendrogramma ottenuto, date le grandi dimensioni, è stato semplificato in tabella 5.9.1.8.1.

Tabella 5.9.1.8.1 Semplificazione grafica dei risultati del dendrogramma (significatività: coph. corr.: **0,9256**). Inquadramento di questi in 30 principali clusters riassuntivi (rappresentati dai gruppi di transetti raccolti sotto i numeri in rosso che vanno da 1 a 30). I colori differenti delle caselle sono da attribuire ai differenti sei sottobacini in cui il lago Maggiore è stato suddiviso: sottobacino 1: arancione; sottobacino 2: rosso; sottobacino 3: verde; sottobacino 4: azzurro; sottobacino 5: viola; sottobacino 6: giallo

Cluster									
5						1	6	sottob. 1	
Tr 8	Tr 46	Tr 103	Tr 145	Tr 193	Tr 235	Tr 1	Tr 7	sottob. 2	
Tr 9	Tr 47	Tr 105	Tr 148	Tr 195	Tr 237	Tr 3	Tr 23	sottob. 3	
Tr 10	Tr 48	Tr 107	Tr 149	Tr 197	Tr 239	Tr 167	Tr 281	sottob. 4	
Tr 12	Tr 58	Tr 109	Tr 150	Tr 199	Tr 241	Tr 245	Tr 282	sottob. 5	
Tr 14	Tr 60	Tr 111	Tr 154	Tr 201	Tr 242	Tr 257	Tr 283	sottob. 6	
Tr 15	Tr 61	Tr 113	Tr 156	Tr 202	Tr 243	Tr 290			
Tr 16	Tr 63	Tr 115	Tr 157	Tr 204	Tr 244	28	8	cluster	transetto
Tr 17	Tr 68	Tr 116	Tr 159	Tr 206	Tr 246	Tr 279	Tr 24	3	Tr 4
Tr 18	Tr 70	Tr 117	Tr 161	Tr 208	Tr 248	Tr 285	Tr 39	7	Tr 5
Tr 19	Tr 72	Tr 119	Tr 163	Tr 209	Tr 250	Tr 286	Tr 48	9	Tr 6
Tr 20	Tr 74	Tr 121	Tr 165	Tr 210	Tr 251	Tr 292	Tr 280	10	Tr 7
Tr 21	Tr 75	Tr 123	Tr 169	Tr 212	Tr 252	2	17	11	Tr 28
Tr 22	Tr 76	Tr 125	Tr 170	Tr 213	Tr 253	Tr 2	Tr 62	13	Tr 30
Tr 32	Tr 78	Tr 127	Tr 172	Tr 214	Tr 260	Tr 247	Tr 264	14	Tr 31
Tr 34	Tr 80	Tr 129	Tr 174	Tr 216	Tr 261	Tr 249	Tr 273	15	Tr 56
Tr 35	Tr 84	Tr 130	Tr 175	Tr 218	Tr 262	4	12	16	Tr 59
Tr 36	Tr 85	Tr 132	Tr 177	Tr 219	Tr 263	Tr 5	Tr 29	18	Tr 69
Tr 38	Tr 88	Tr 134	Tr 179	Tr 221	Tr 267	Tr 33	Tr 277	19	Tr 82
Tr 39	Tr 90	Tr 136	Tr 181	Tr 224	Tr 270	22	24	20	Tr 147
Tr 40	Tr 92	Tr 137	Tr 183	Tr 226	Tr 271	Tr 222	Tr 255	21	Tr 151
Tr 41	Tr 94	Tr 138	Tr 185	Tr 228	Tr 272	Tr 287	Tr 258	23	Tr 254
Tr 42	Tr 95	Tr 140	Tr 187	Tr 230	Tr 275	25		26	Tr 266
Tr 43	Tr 97	Tr 142	Tr 190	Tr 232	Tr 276	Tr 256		27	Tr 267
Tr 44	Tr 99	Tr 143	Tr 192	Tr 234	Tr 284	Tr 268		29	Tr 268
Tr 45	Tr 101							30	Tr 269

I risultati dell'analisi di clusterizzazione mettono in evidenza come i singoli rilievi non possano essere posti su di un gradiente spaziale (nord – sud o est – ovest). I rilievi relativi ai 199 transetti si mischiano tra di loro, andando a creare un ampio raggruppamento (cluster 5) e tanti altri gruppi più piccoli, spesso anch'essi costituiti da stazioni di sottobacini differenti (es. transetto 1, 2, 4, 8, 12, 21 etc). Questo risultato indica che se esistono *constraints* ecologici in grado di organizzare la vegetazione dei transetti secondo gradienti ambientali, questi non possono essere di tipo geografico-spaziale.

### 5.9.1.9 Relazione tra struttura della vegetazione e parametri ambientali della costa

A questo punto è sorta la necessità di individuare altri constraints ecologici in grado di “spiegare” la distribuzione e la struttura della vegetazione macrofitica.

I dati relativi alle macrofite (assenza, presenza, complessità della popolazione) sono stati perciò correlati con quelli delle stazioni descritti in “materiali e metodi”.

Tabella 5.9.1.9.1 Rank Order Correlations (Spearman) tra struttura della vegetazione ed i parametri ambientali delle stazioni (marked correlations are significant at  $p < 0,05000$ )

	cop veg		cop veg
<b>VCBO</b>	<b>-0,137141</b>	<b>USSP</b>	<b>-0,159427</b>
VCAR	-0,025524	USZI	-0,072430
VCAL	0,095075	USCA	0,049174
VCER	0,087401	USNA	-0,015556
<b>VCCA</b>	<b>0,227378</b>	USPG	-0,026028
VCPA	-0,028933	USIS	0,020244
VCPR	0,042445	USHO	0,036482
<b>VCOR</b>	<b>0,165087</b>	USPC	-0,102612
VCAN	-0,095778	CPAL	0,065646
<b>TCRR</b>	<b>-0,362437</b>	CPSI	-0,040611
<b>TCRP</b>	<b>0,408754</b>	<b>CPAF</b>	<b>-0,152872</b>
<b>TCMU</b>	<b>-0,132510</b>	CPEM	-0,007479
<b>TAPM</b>	<b>-0,227208</b>	CPSC	0,033165
<b>TAMU</b>	<b>-0,167349</b>	<b>CPDA</b>	<b>0,136134</b>
<b>TANA</b>	<b>0,168566</b>	CPPO	-0,092913
TASM	0,004428	<b>PH</b>	<b>0,310106</b>
TAAC	0,085854	<b>SA</b>	<b>0,237174</b>
TARO	-0,071488	<b>PN</b>	<b>0,140767</b>
TASA	-0,025524	AG	0,099000
<b>USTU</b>	<b>-0,161480</b>	SE	0,099000
USTV	0,052544	RO	0,099000
USPS	0,151701	TA	0,015287
USAP	0,016922	TY	0,008766

I risultati della tabella 5.9.1.9.1 mettono in rilievo alcune importanti relazioni tra parametri ambientali, la presenza e la struttura della vegetazione sommersa.

I caratteri della costa, che favoriscono in modo molto significativo la presenza di vegetazione, sono le *rive piatte* (TCRP\*\*) e la presenza di *Phragmiteti e Cariceti* (PH\*\*, VCCA\*). Altri fattori territoriali, correlati positivamente con la vegetazione, sono gli ambienti naturali con vegetazione a *Salix alba* e *Populus nigra* (PN\*,SA\*,TANA\*), i grandi parchi, ambienti poco disturbati, legati alle ville (VCOR\*). Al di là di ogni aspettativa, anche la presenza di darsene e di porti (CPDA\*), realtà ad alto impatto ambientale, è risultata essere un fattore che influisce positivamente sullo sviluppo di vegetazione subacquea. La motivazione potrebbe essere legata al fatto che i porticcioli e le darsene del lago Maggiore sono spesso siti riparati,

con fondali sabbioso-limosi e con presenza di barche che portano adesi alla loro struttura pezzetti di piante che, dopo la pulizia dell'imbarcazione, cadono sul fondo, radicano e iniziano a colonizzare l'area.

Le *rive ripide* (TCRR\*\*), con presenza di *pietre e massi lungo la linea di costa* (TAPM\*\*), sfavoriscono la colonizzazione da parte della vegetazione. Fattori legati all'antropizzazione del territorio, quali presenza di tessuto urbano (USTU\*), di strade e di parcheggi (USSP\*) e di sponde artificiali con alti muri a picco (TCMU\*) sono fattori che limitano fortemente lo sviluppo delle macrofite. La presenza di fiumi, che sfociano nel lago (CPAF\*), risulta essere un fattore che impedisce una normale colonizzazione del fondo da parte delle specie vegetali. Questo dato può essere legato ad alcuni fattori che dipendono dall'ampia dinamicità di questi ambienti, che tendono a favorire di più la colonizzazione da parte di specie pioniere che, probabilmente, mancano nello spettro vegetazionale delle specie acquatiche dei laghi lombardi. Un ultimo fattore ambientale che sfavorisce la presenza di vegetazione è il bosco (VCBO\*). Questo dato, intuitivamente poco comprensibile, è spiegabile se si considera che la maggior parte delle aree a bosco è collegata alle sponde ripide del lago. Sono infatti queste le uniche aree non urbanizzabili e quindi ancora molto naturali.

#### 5.9.1.10 Correlazione tra i valori di biodiversità e variabili ambientali

Nel paragrafo precedente alcuni caratteri ambientali della costa sono risultati essere determinanti per spiegare la presenza (in termini di struttura) della vegetazione macrofita lungo le rive del lago Maggiore.

E' possibile che questi stessi parametri possano influenzare anche i livelli di biodiversità della vegetazione acquatica? Per testare questa ipotesi sono stati correlati i valori di diversità biologica (Simpson) con i caratteri stazionari delle 199 stazioni (materiali e metodi).

Tabella 5.9.1.10.1 Rank Order Correlations (Spearman) tra valori di biodiversità (Simpson) dei singoli transetti e parametri ambientali del sito (marked correlations are significant at  $p < 0,05000$ )

	Simpson		Simpson
rive piatte	0,295**	rive ripide	-0,272 **
Phragmit.	0,233**	pietre massi	- 0,164 **
Salix alba	0,200**	tessuto urb.	-0,138 **
orti-giardini	0,196**	strade parche.	-0,129*
Populus nigra	0,158*	afflussi	-0,134*
parchi urbani	0,156*	bosco	-0,162*
erba alta	0,125*		
ville	0,121*		
darsene	0,133*		

I risultati di tabella 5.9.1.10.1 confermano l'ipotesi, dato che sono paragonabili a quelli ottenuti correlando l'intero database specie/profondità con quello delle variabili ambientali (Tab. 5.9.1.9.1). Anche in questo caso, i parametri ambientali che favoriscono la complessità e la dimensione delle popolazioni sono principalmente le rive che divengono profonde in modo lento e graduale e che spesso sono associate a canneti e spazi verdi con salici e pioppi. Anche in questo caso, in prossimità delle darsene e dei porti, la biodiversità aumenta. Condizioni che sfavoriscono la complessità biologica sono invece le rive ripide e i fondali coperti di pietre e massi, probabilmente perché ambienti molto selettivi che permettono lo sviluppo di poche specie. Anche l'ambiente urbanizzato e la presenza delle foci dei fiumi sono fattori che riducono la complessità delle popolazioni macrofite.

### 5.9.1.11 I canneti

L'analisi dei risultati delle correlazione presentate nei paragrafi precedenti pone in evidenza che, tra i parametri che favoriscono la complessità vegetazionale delle popolazioni di macrofite, nonché il loro livello di biodiversità, vi sono le zone umide ed i canneti. E' stata quindi realizzata una cartografia che mette in luce la loro distribuzione lungo la costa del Verbano (Fig. 5.9.1.11.1).

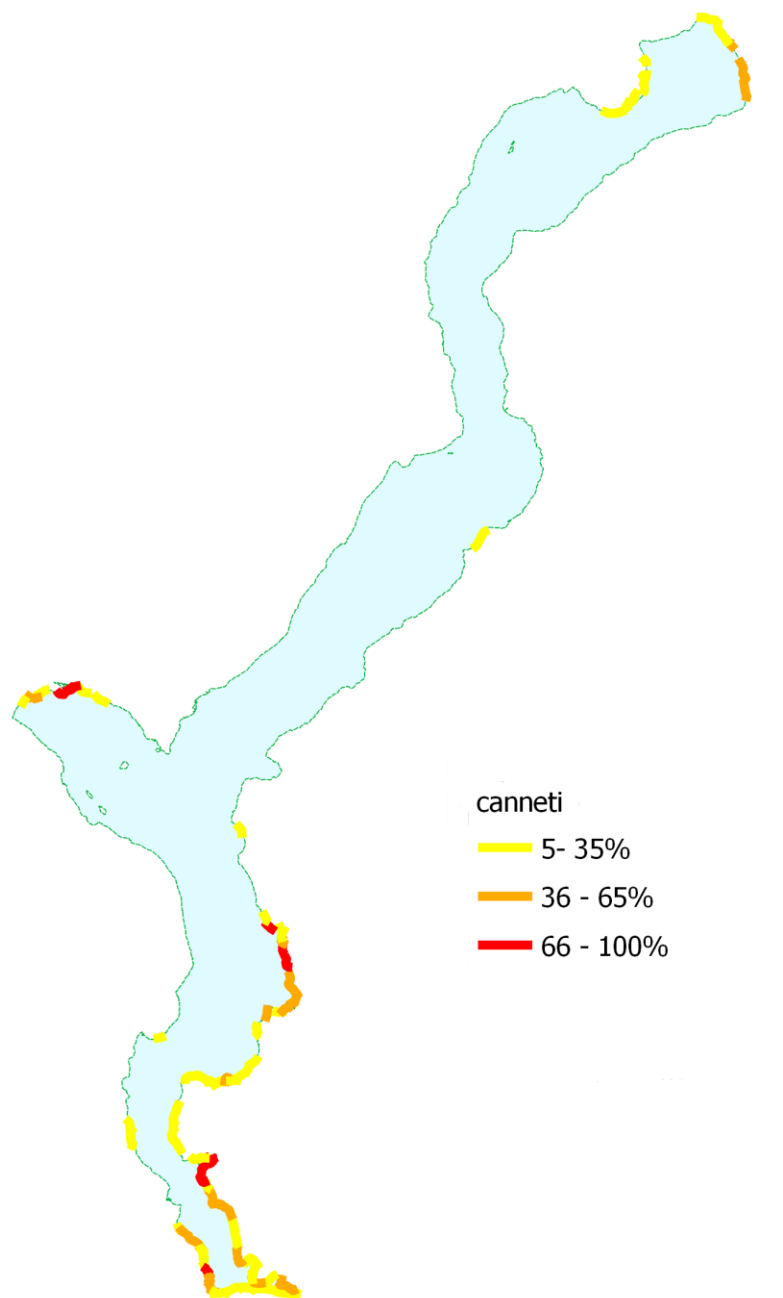


Figura 5.9.1.11.1 Distribuzione delle zone umide e dei canneti annessi. In percentuale è indicato il livello di copertura

Dalla cartografia presentata si evince chiaramente che il canneto è presente nella parte meridionale del lago e in prossimità delle foci dei fiumi, in particolar modo del Ticino e del Toce. Questa distribuzione è comune a molte delle specie di macrofite che vivono nel Verbano (& 5.9.1.6).

### 5.9.1.12 Correlazione tra IFP e valori di biodiversità (Simpson) delle popolazioni macrofittiche

Dato che i valori di biodiversità risultano essere correlati con diversi fattori ecologico-paesaggistici della costa, diviene intuitivo pensare che i risultati degli IFP possano essere considerati dei buoni descrittori, sebbene indiretti, della biodiversità macrofittica.

A ciascuno dei 286 transetti (199 vegetati e 87 privi di vegetazione) è stato attribuito il valore IFP mediante confronto diretto delle due cartografie (shapefile IFP e transetti). Quindi sono stati correlati i valori IFP con i dati relativi alla biodiversità (Simpson) e ai caratteri stazionari dei transetti descritti nel paragrafo 5.4.

Tabella 5.9.1.12.1 Correlazioni tra IFP , biodiversità macrofittica (Simpson), e parametri ambientali

Spearman's rho, n° 286								
		IFP			IFP		IFP	
IFP	Cor. Coef.	1,000	TANA	Cor. Coef.	,461**	USHO	Cor. Coef.	-,076
Simson	Cor. Coef.	,054	TASM	Cor. Coef.	-,085	USPC	Cor. Coef.	,078
VCBO	Cor. Coef.	,270**	TAAC	Cor. Coef.	-,061	CPAL	Cor. Coef.	-,009
VCAR	Cor. Coef.	,043	TARO	Cor. Coef.	,020	CPSI	Cor. Coef.	-,130 <sup>†</sup>
VCAL	Cor. Coef.	,290**	TASA	Cor. Coef.	,004	CPAF	Cor. Coef.	,099
VCER	Cor. Coef.	,129 <sup>†</sup>	USTU	Cor. Coef.	-,391**	CPEM	Cor. Coef.	,066
VCCA	Cor. Coef.	,307**	USTV	Cor. Coef.	,002	CPSC	Cor. Coef.	-,097
VCPA	Cor. Coef.	,206**	USPS	Cor. Coef.	,141 <sup>†</sup>	CPDA	Cor. Coef.	-,044
VCPR	Cor. Coef.	,020	USAP	Cor. Coef.	-,155**	CPPO	Cor. Coef.	-,232**
VCOR	Cor. Coef.	,025	USSP	Cor. Coef.	-,101	SA	Cor. Coef.	,147 <sup>†</sup>
VCAN	Cor. Coef.	-,290**	USZC	Cor. Coef.		PN	Cor. Coef.	,083
TCRR	Cor. Coef.	-,145 <sup>†</sup>	USZI	Cor. Coef.	-,010	AG	Cor. Coef.	,085
TCRP	Cor. Coef.	,266**	USCA	Cor. Coef.	,183**	SE	Cor. Coef.	,085
TCMU	Cor. Coef.	-,235**	USNA	Cor. Coef.	,165**	RO	Cor. Coef.	,085
TAPM	Cor. Coef.	-,107	USPG	Cor. Coef.	-,021	TA	Cor. Coef.	,019
TAMU	Cor. Coef.	-,337**	USIS	Cor. Coef.	,029	TY	Cor. Coef.	,032

Il risultato (Tab. 5.9.1.12.1) innanzitutto pone in evidenza che tra IFP e biodiversità (calcolata con Simpson) non esiste alcun tipo di correlazione.

Risulta tuttavia chiaro che l'IFP è positivamente correlato con alcuni caratteri ambientali quali: la presenza di ambienti naturali, il bosco, la presenza di alberi ed arbusti, le paludi, i canneti ed i cariceti, i tratti con alte erbe, i parchi urbani, i tratti di costa con presenza di *Salix alba*, le rive piatte ed i campeggi. Di contro, risulta che gli IFP presentano valori qualitativi scadenti o pessimi (correlazioni negative) in presenza di tessuto urbano, di aree prive di vegetazione, di muri a lago, di aree portuali, di pontili da sbarco, di rive ripide e di scarichi inquinanti.

### 5.9.1.13 DUSAF e IFP

I risultati illustrati nel paragrafo precedente mettono in evidenza come l'IFP non sia correlato con tutti i parametri legati alla conformazione e alla struttura della costa, ma bensì legato a parametri molto specifici.

Dato i presupposti viene spontanea una domanda: è possibile calcolare l'IFP della costa a tavolino attraverso la foto-interpretazione di ortofoto o di immagini satellitari?

Per rispondere a questo quesito sono state classificate le coste del lago Maggiore utilizzando i dati di copertura del suolo proposti dal D.U.S.A.F. 2 (Documento d'Uso e Copertura del Suolo Agrario e Forestale) di Regione Lombardia (Fig. 5.9.1.13.1).

Da questo strumento cartografico sono state selezionate solamente le coperture che sono risultate correlate con i caratteri stazionari dei transetti (legenda di figura 5.9.1.13.2) in base a quanto risultato dalle analisi statistiche precedenti (Tab. 5.9.1.12.1)

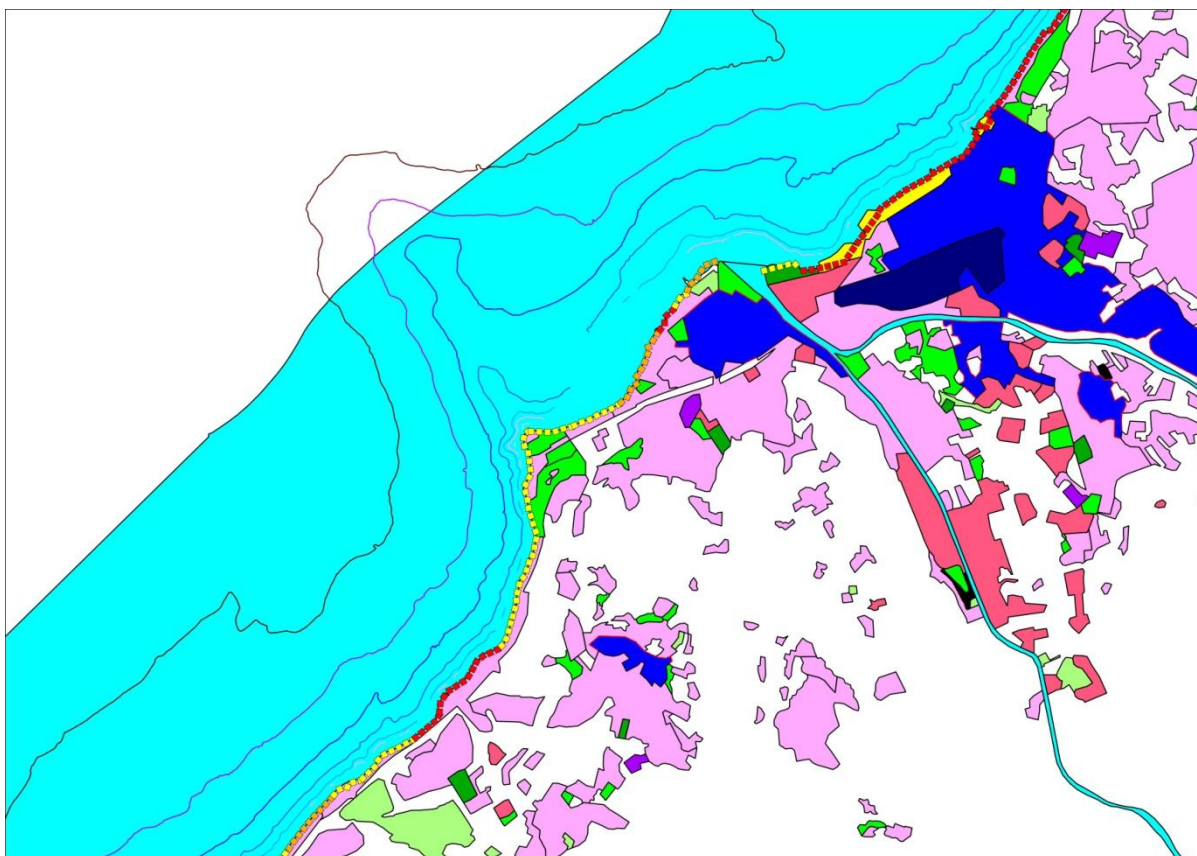


Figura 5.9.1.13.1 Coperture DUSAF e isobatimetriche della costa del lago Maggiore



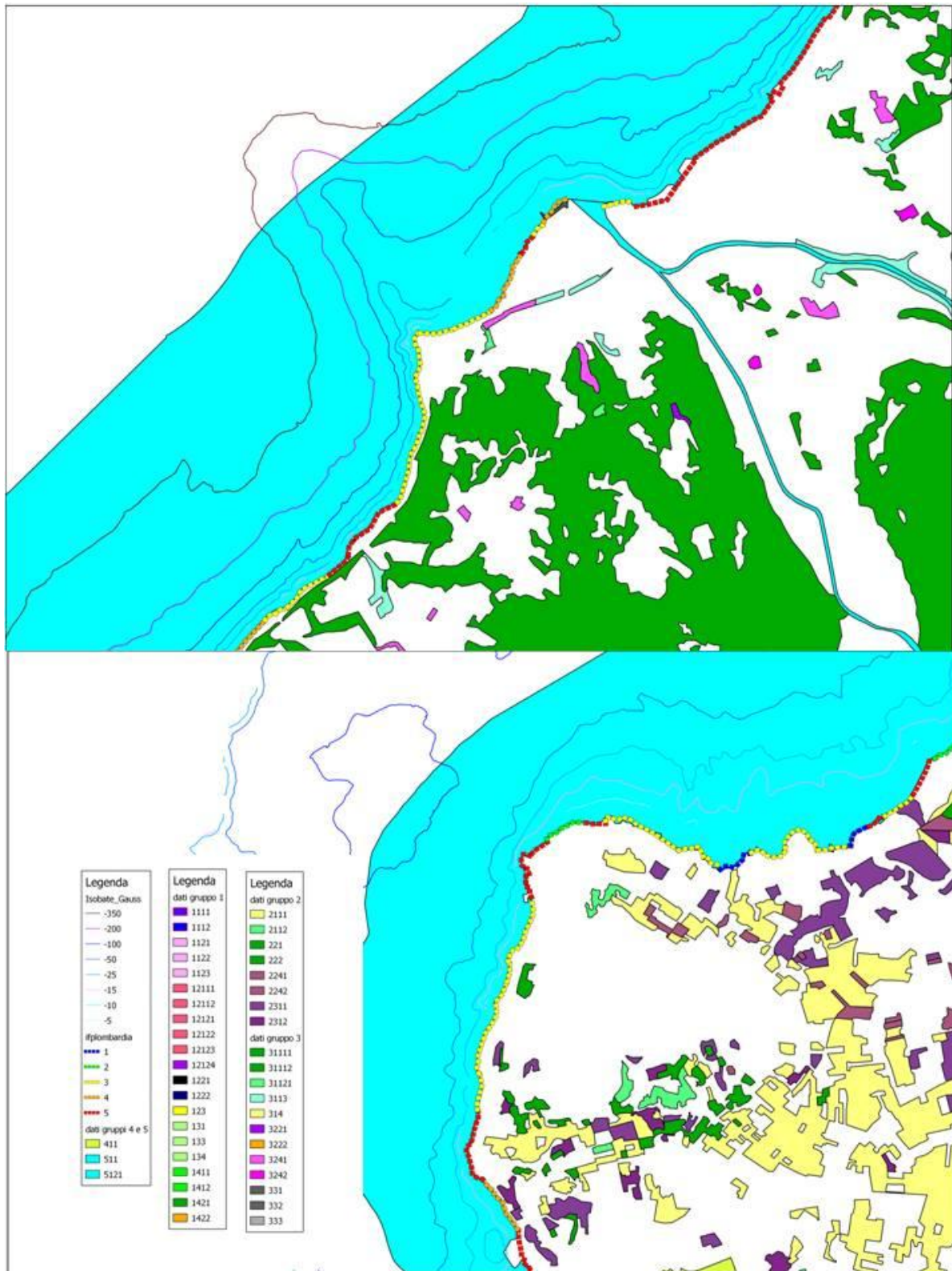


Figura 5.9.1.13.2 Coperture DUSAF e isobatimetriche della costa del lago Maggiore. A sinistra in basso la legenda con i codici DUSAF

I risultati delle analisi statistiche tra IFP ed i valori di copertura DUSAF, presentati nelle tabelle 5.9.1.13.1 e 5.9.1.13.2 mettono in luce come siano poche le caratteristiche eco-paesaggistiche del territorio derivate dal DUSAF in grado di “spiegare” in modo significativo il risultato dell’Indice di Funzionalità Perilacuale.

Tabella 5.9.1.13.1 Matrice di correlazione tra i valori di IFP, batimetrici e i caratteri stazionari derivati dai dati di copertura del DUSAF 2

Correlations									
codici DUSAF		IFP	profond.	111,	112,	1211,	1221,	123,	131,
IFP	Pearson Cor.	1	<b>,247**</b>	,060	<b>,273**</b>	-,022	,054	<b>,215**</b>	,108
	Sig. (2-tailed)		,001	,411	,000	,763	,452	,003	,136
	N	193	193	193	193	193	193	193	193
codici DUSAF		133,	141,	1411,	1421,	1422,	2311	2312	1421,
IFP	Pearson Cor.	,038	-,045	<b>-,142*</b>	-,031	,103	-,031	-,031	-,031
	Sig. (2-tailed)	,596	,534	,048	,669	,153	,669	,669	,669
	N	193	193	193	193	193	193	193	193
codici DUSAF		1422,	311	3113	324	331	333	411	
IFP	Pearson Cor.	-,044	<b>-,262**</b>	<b>-,202**</b>	-,074	-,031	-,082	<b>-,261**</b>	
	Sig. (2-tailed)	,720	,000	,005	,308	,669	,256	,000	
	N	193	193	193	193	193	193	193	

Correlation is significant at the 0.01 level\*\*; at the 0.05 level\*

Tabella 5.9.1.13.2 Sintesi dei risultati presentati in tabella 5.9.1.13.1

Correlazioni significative		Mancanza di correazione	
cod. DUSAF	IFP	cod. DUSAF	IFP
	<b>POSITIVE</b>	111	tessuto residenziale denso
prof.	<b>profondità</b>	1211	insediamenti di grandi impianti di servizio pubblici o privati
112	<b>tessuto residenziale discontinuo</b>	1221	reti stradali e spazi accessori
123	<b>tessuto residenziale sparso</b>	131	cave
	<b>NEGATIVE</b>	133	cantieri
1411	<b>parchi e giardini</b>	141	aree verdi urbane
311	<b>boschi a latifoglie</b>	1421	impianti sportivi
3113	<b>formazioni riparie</b>	1422	campeggi
411	<b>vegetazioni delle aree umide</b>	231	prati permanenti
		2312	prati con presenza di alberi e arbusti
		324	aree in evoluzione - cespuglieti
		331	spiagge ed alvei ghiaiosi
		333	vegetazione rada

Questo potrebbe essere causato dal fatto che le coperture non correlate risultano tali perché sono presenti nella fascia costiera in modo estremamente ridotto (Fig. 5.9.1.13.4), tale per cui un confronto con questa tipologia di copertura difficilmente può dare risultati statisticamente credibili. Una seconda interpretazione potrebbe essere quella per cui i dati valutati a tavolino non sono sufficientemente dettagliati per poter applicare l'IFP in modo completo e corretto.

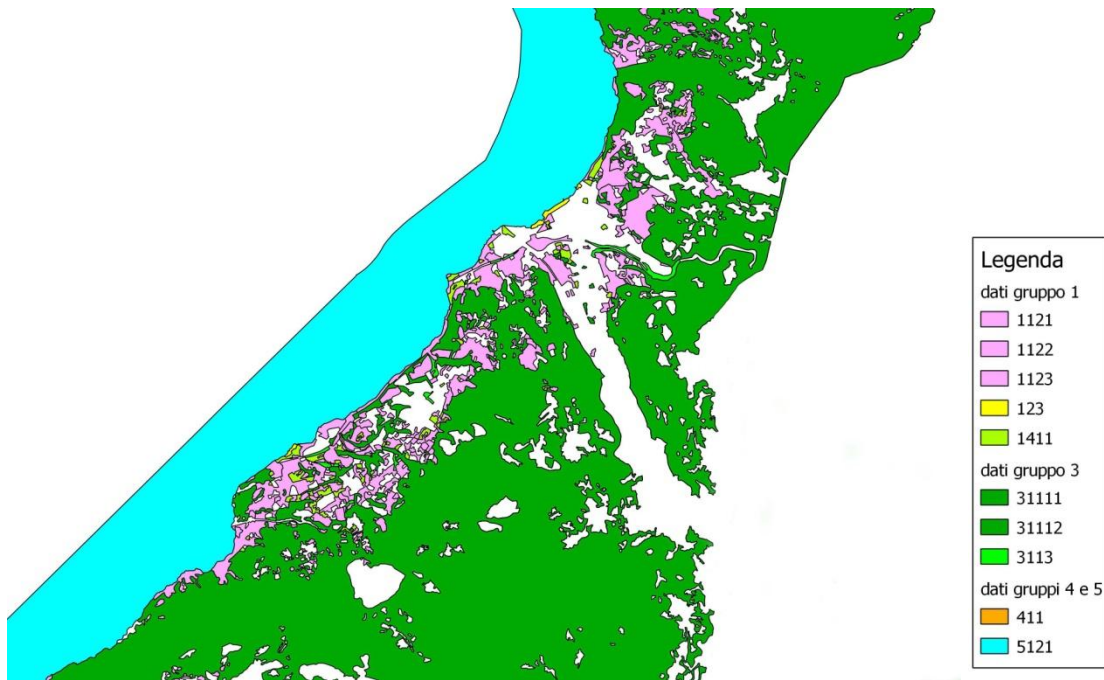


Figura 5.9.1.13.3 Tratto di costa con evidenziate le coperture che si correlano con i valori di IFP

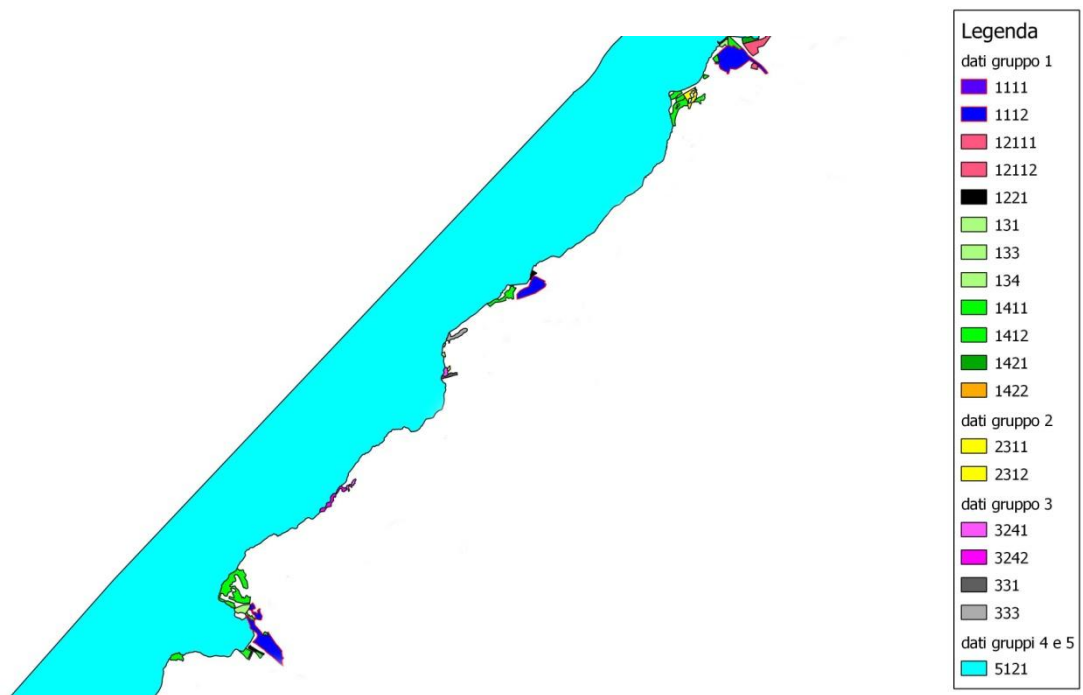


Figura 5.9.1.13.4 Tratto di costa con evidenziate le coperture che NON si correlano con i valori di IFP

### 5.9.1.14 Indici macrofitici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi: MacroIMMI e MTIspecies

A seguito dell'emanazione della Direttiva Quadro sulle Acque (Water Framework Directive, WFD - Directive 2000/60/CE), sono state condotte numerose esperienze in ambito comunitario al fine di elaborare principi e metodologie su cui sostanzare le procedure di valutazione imposte dalla WFD medesima. Tali procedure, sviluppate a livello comunitario, sono tutte costruite sulla base di uno schema comune (Lakes Intercalibration Expert 2006) che utilizza informazioni relative alla composizione tassonomica e all'abbondanza delle singole specie presenti in un determinato corpo idrico per permetterne la classificazione di qualità. Il valore qualitativo può essere determinato applicando un unico indice, che associa composizione e abbondanza, oppure può essere ottenuto mediante l'uso di un indice multimetrico che considera contemporaneamente più fattori legati alla composizione e/o all'abbondanza delle specie macrofitiche.

Il risultato, attribuito al corpo lacustre o a parte di esso, deve essere poi confrontato con i valori di altri corpi idrici considerati di riferimento definiti, di volta in volta per la specifica tipologia in studio. Questo rapporto (Ecological Quality Ratios, EQR) che va da 0 (pessimo) ad 1 (ottimo) 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".

Proprio per adeguare al meglio gli indici ecologici alle realtà territoriali, i vari ambiti lacustri sono stati ripartiti secondo un criterio che prende in considerazione la posizione geografica, la quota e la morfologia. La classificazione ha portato alla creazione di 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). Il lago Maggiore appartiene alla tipologia AL3.

Ad oggi l'indice basato sulle macrofite proposto in Italia è diviso in due parti: la prima parte prevede un indice applicabile solo ai laghi L-AL3 (lago Maggiore), basato esclusivamente sulle valenze trofiche delle specie macrofitiche (MTIspecies); il secondo, applicabile su tutti gli altri laghi (L-AL4, L-AL5 e L-AL6) è un indice multimetrico (MacroIMMI). Questi metodi, recepiti dal DM 260/2010 (pag. 73), sono riportati in dettaglio nel documento ISE – CNR elaborato nel 2010 da Oggioni, Buzzi e Bolpagni.

Il calcolo dell'indice MTIspecies per il lago Maggiore, utilizzando i pesi trofici relativi a laghi con un livello di alcalinità < 2,4 meq/l (il Maggiore ha un livello di alcalinità pari a 0,73 -0,83 meq/l), da come risultato 0,40.

Il confronto con i limiti di classe previsti dal DM 260/2010 inquadrano il Verbano come un bacino in classe sufficiente/scarso.

Tabella 5.9.1.14.1 Limiti di classe RQE per MTIspecies DM 8 novembre 2010, n° 260

Macrotipo	Tipo	Valore di riferimento	Limiti di classe							
			elevato/buono		buono/sufficiente		sufficiente/scarso		scarso/cattivo	
			valore	RQE	valore	RQE	valore	RQE	valore	RQE
L1	AL 3	1	0,65	0,65	0,5	0,5	0,4	0,4	0,2	0,2

La ragione di questo risultato, che tende a sottostimare la reale condizione ecologica del lago, è attribuibile al fatto che le sei specie dominanti, che ricoprono più del 90% delle aree vegetate (Fig. 5.9.1.14.1) hanno valori trofici che si aggirano attorno allo 0,4 (Fig. 5.9.1.14.2). E' pertanto auspicabile una revisione di questi valori ed un loro adeguamento con lo scopo di rendere l'applicazione degli indici macrofitici più adatti nel descrivere le condizioni reali dei laghi italiani.

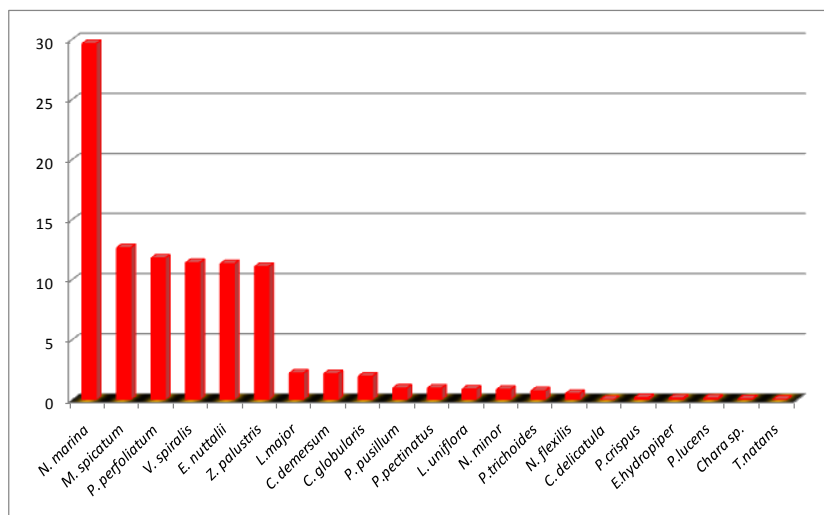


Figura 5.9.1.14.1 Coperture delle macrofite

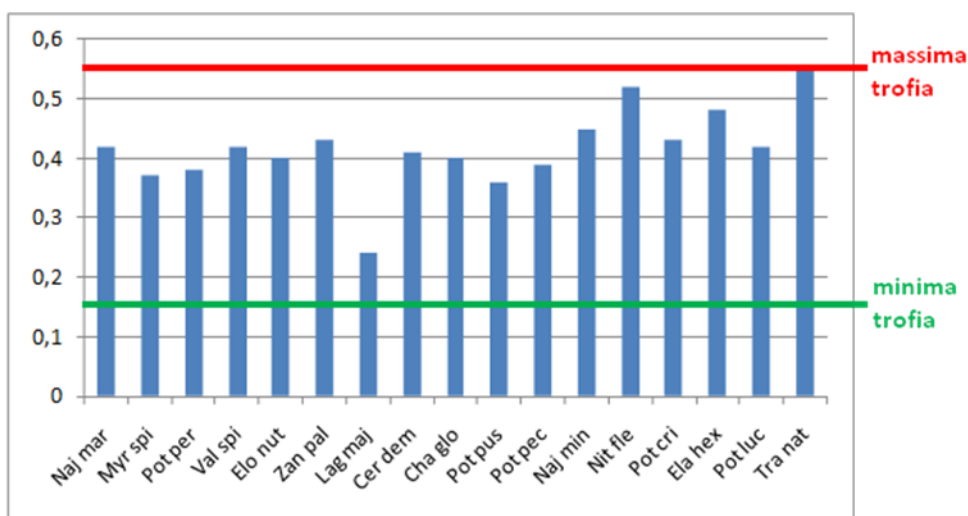


Figura 5.9.1.14.2 Valore trofici delle specie

## 5.9.2 Macroinvertebrati bentonici

### 5.9.2.1 Campionamento

I macroinvertebrati sono stati prelevati lungo dieci transetti a tre differenti intervalli di profondità (5, 15 e 25 m).

I criteri utilizzati per la localizzazione dei punti in cui porre i dieci transetti, in modo da rappresentare al meglio l'intero bacino, sono stati:

- A) l'individuazione di tre macro-sottobacini (settentrionale, centrale e meridionale), in base a fattori di omogeneità e rappresentatività spaziale;
- B) l'analisi della morfologia, della batimetria e della struttura del sedimento litorale;
- C) lo studio delle variabili correlate all'uso del suolo a ridosso della linea di costa e alle pressioni presenti nell'area litorale;
- D) la verifica della presenza di aree di particolare interesse dal punto di vista ambientale (es. Fondotoce, aree naturalistiche protette etc.);
- E) la possibilità di confronto con dati di studi precedenti (es. A.M. Nocentini 1963).

Geograficamente i punti interessati dal campionamento ricadono entro i comuni di Ranco (Tr. 01), Monvalle (Tr. 02), Laveno (Tr. 03) e Brezzo di Bedero (Tr. 04) in Regione Lombardia, Minusio (Tr. 05) e Ascona (Tr. 06) in Canton Ticino, Cannero (Tr. 07), Baveno (Tr. 08), Belgirate (Tr. 09) e Dormelletto (Tr. 10) in Regione Piemonte (Fig. 5.9.2.1.1).

Sono state effettuate due campagne di campionamenti: la prima nel marzo 2011 (periodo di massima circolazione delle acque), la seconda nel mese di ottobre del medesimo anno, cioè al termine del periodo di stratificazione termica.

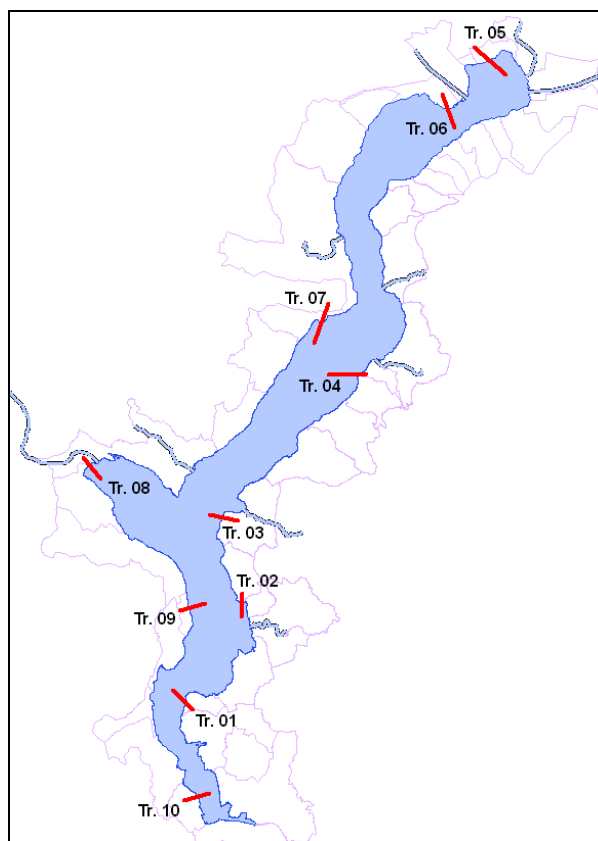


Figura 5.9.2.1.1 Transetti per il campionamento dei macroinvertebrati bentonici sul lago Maggiore.

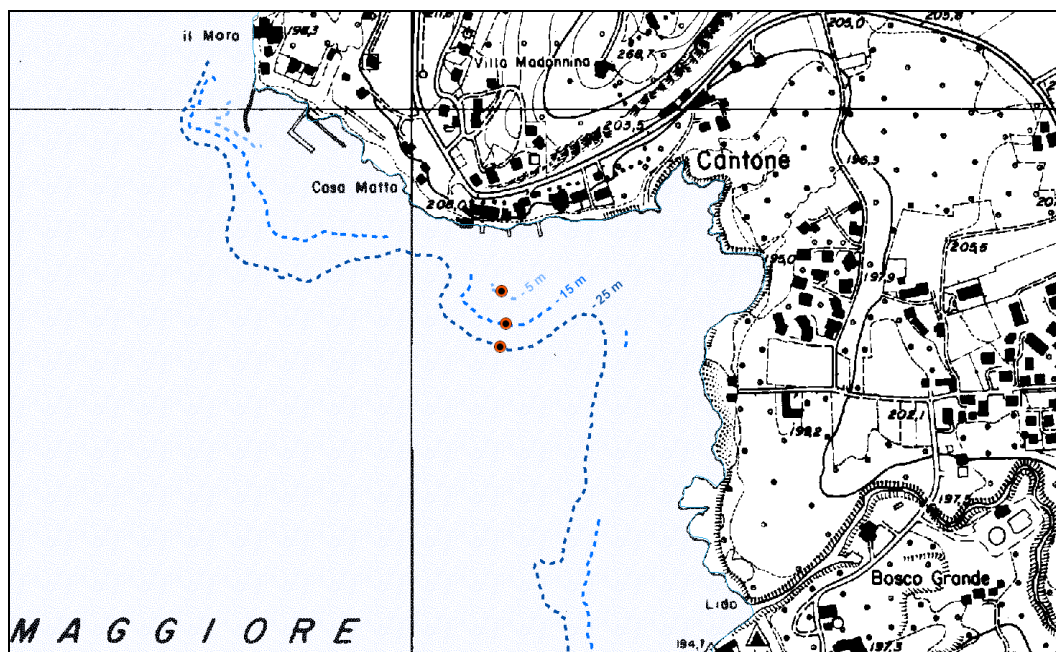


Figura 5.9.2.1.2 identificazione delle punti di campionamento mediante l'utilizzo della carta batimetrica

Per ognuno dei dieci transetti sono state previste tre stazioni di campionamento: una in zona litorale (5m), una sublitorale (15m), corrispondente alla fascia sopra la quale può essere presente la vegetazione ed una sublitorale profonda (25m) (Fig. 5.9.2.1.2).

### 5.9.2.2 Struttura delle comunità dei macroinvertebrati

Nel complesso, i campionamenti eseguiti sui trenta punti individuati ci hanno permesso di recuperare 7831 macroinvertebrati. I taxa maggiormente rappresentati sono i Chironomidi (5608), seguiti dagli Oligocheti (791) (Tab. 5.9.2.2.1).

Tabella 5.9.2.2.1 Gruppi tassonomici presenti nei campioni di macroinvertebrati del lago Maggiore

TAXA	n° individui	TAXA	n° individui
<i>Chironomidi</i>	5.608	<i>Bivalvi</i>	251
<i>Chironominae</i>	4.429	<i>Tricotteri</i>	232
<i>Orthocladinae</i>	157	<i>Efemerotteri</i>	177
<i>Tanypodinae</i>	788	<i>Gasteropodi</i>	126
<i>Diamesinae</i>	237	<i>altri Ditteri</i>	107
<i>Oligocheti</i>	791	<i>Irudinei</i>	78
<i>Tubificidae</i>	678	<i>Idracarinae</i>	26
<i>Lumbriculidae</i>	95	<i>Megalotteri</i>	7
<i>Lumbricidae</i>	18	<i>Mermithidae</i>	4
<i>Crostacei</i>	423	<i>Odonati</i>	1
<b>TOTALE</b>	<b>7.831</b>		

Tabella 5.9.2.2.2 elenco delle singole entità sistematiche presenti nei campioni prelevati lungo i dieci transetti

Lago Maggiore 2011		TR 1	TR 2	TR 3	TR 4	TR 5	TR 6	TR 7	TR 8	TR 9	TR10
<b>EPHEMEROPTERA</b>											
<i>Baetis rhodani</i>		0	0	1	0	0	2	0	0	0	0
<i>Caenis oraria</i>		0	1	3	0	2	3	0	0	0	0
<i>Ephemera glaucops</i>		0	3	13	17	7	37	6	0	64	0
<b>TRICHOPTERA</b>											
Bereididae		0	0	11	0	2	0	0	0	31	0
<i>Bezzia</i>		10	32	0	0	3	23	0	4	15	18
Brachicentridae		0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
Goenidae		0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Hydropsichidae		0	0	0	0	0	0	0	0	1	5
Hydroptilidae		2	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Leptocoeridae		5	0	9	2	5	8	13	15	7	0
Rhyacophiliidae		0	0	1	0	2	0	1	0	1	0
Senicostomatidae		1	0	51	2	8	3	7	10	11	0
<b>MEGALOPTERA</b>											
<i>Sialidae</i>		7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>ODONATA</b>											
<i>Ischiura elegans</i>		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<b>DIPTERA</b>											
Limoniidae		0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Tipulidae		0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<b>DIPTERA CHIRONOMIDAE</b>											
<i>Chironomus lobo-chironomus dorsalis</i>	Chironominae	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chironomus plumosus/antracinus</i>	Chironominae	60	27	94	27	334	35	27	75	84	104
<i>Cladopelma gr. lateralis</i>	Chironominae	19	0	0	0	0	1	0	0	0	6
<i>Cryptochironomus ssp.</i>	Chironominae	7	13	53	3	9	13	9	18	6	23
<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>	Chironominae	13	26	13	2	41	23	4	16	10	13
<i>Dicrotendipes gr. logiber</i>	Chironominae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Dicrotendipes gr. tritonus</i>	Chironominae	9	1	174	3	93	38	168	74	3	154
<i>Microtendipes pedellus</i>	Chironominae	26	11	210	19	91	220	16	38	9	161
<i>Mycrochironomus tener</i>	Chironominae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pagastiella orophyla</i>	Chironominae	2	6	1	2	150	172	0	161	5	4
<i>Parachironomus gr. arquatus</i>	Chironominae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paracladopelma camptolabis</i>	Chironominae	2	18	3	0	3	18	2	9	4	0
<i>Paralauterborniella nigrohalteralis</i>	Chironominae	0	1	1	0	5	6	0	1	2	1
<i>Paratendipes albianus</i>	Chironominae	2	0	58	1	11	0	8	1	20	0
<i>Phaenopsectra punctipes/flavipes</i>	Chironominae	0	0	8	0	3	0	2	0	0	0
<i>Polypedilum acifer</i>	Chironominae	0	2	16	0	0	10	0	1	0	10
<i>Polypedilum nubeculosum</i>	Chironominae	0	0	5	0	1	14	2	12	0	36
<i>Pseudochironomus prasinatus</i>	Chironominae	8	26	43	0	34	31	1	0	9	21
<i>Stenochironomus gibbus</i>	Chironominae	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stictochironomus sticticus</i>	Chironominae	1	1	12	0	0	0	1	0	0	1
<i>Cricotopus sylvestre</i>	Orthocladinae	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Epoicocladus ephemerae</i>	Orthocladinae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Heterotrissocladus marcidus</i>	Orthocladinae	13	5	5	5	3	6	17	4	23	0
<i>Orthocladus ssp</i>	Orthocladinae	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parakiefferiella batophila</i>	Orthocladinae	0	1	0	0	0	0	19	0	0	0
<i>Parakiefferiella triquetra</i>	Orthocladinae	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
<i>Psectrocladius gr. allopsectrocladius</i>	Orthocladinae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Psectrocladius gr. psilopterus</i>	Orthocladinae	19	3	2	0	0	1	4	1	1	5
<i>Prodiamesa olivacea</i>	Prodiamesinae	25	24	2	3	58	72	10	32	10	1
<i>Ablabesmyia monilis</i>	Tanypodinae	1	0	4	0	1	0	1	0	7	11
<i>Arctopelopia griseipennis</i>	Tanypodinae	9	7	15	0	2	6	5	10	39	0
<i>Cladotanytarsus ssp.</i>	Tanypodinae	0	2	1	0	1	14	0	5	2	0
<i>Krenopelopia binotata</i>	Tanypodinae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micropsectra aristata</i>	Tanypodinae	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Paramerina cingulata</i>	Tanypodinae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Procladius coreus</i>	Tanypodinae	24	102	35	9	135	139	16	143	37	11
<i>Tanytarsus forma I</i>	Tanypodinae	197	11	16	2	18	80	6	30	4	17
<i>Thienemannimyia carneae</i>	Tanypodinae	0	0	1	0	0	1	2	0	1	0
<i>Trissopelopia longimana</i>	Tanypodinae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0



Lago Maggiore 2011	TR 1	TR 2	TR 3	TR 4	TR 5	TR 6	TR 7	TR 8	TR 9	TR10
<b>ISOPODA</b>										
<i>Asellus aquaticus</i>	20	40	16	1	41	1	74	10	27	42
<b>AMPHIPODA</b>										
<i>Gammarus</i>	0	0	1	70	0	0	1	12	2	3
<b>GASTEROPODA</b>										
<i>Bythinella tentaculata</i>	0	0	0	1	1	8	0	6	0	0
<i>Bythinia tentaculata</i>	1	0	0	0	1	0	2	3	0	0
<i>Corbicula fluminea</i>	1	0	0	0	0	0	0	9	1	17
<i>Gyraulus albus</i>	7	0	8	0	0	0	5	0	0	0
<i>Lymnaea peregra</i>	0	3	7	0	2	0	1	3	0	0
<i>Physa fontinalis</i>	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Sphaerium</i>	0	0	0	0	0	14	3	0	0	0
<b>LAMELLIBRANCHIATA</b>										
<i>Dreissena polymorfa</i>	36	3	5	0	2	0	36	17	0	5
<i>Pisidium</i>	5	5	15	2	10	9	2	24	4	1
<i>Unio elongatulus</i>	0	3	13	0	2	0	0	1	0	1
<i>Valvata piscinalis</i>	12	12	2	4	0	10	4	3	5	4
<b>HIRUDINEA</b>										
<i>Dina lineata</i>	2	0	3	0	3	4	7	2	3	4
<i>Erpobdella</i>	0	0	2	0	5	1	11	0	0	0
<i>Glossiphonia complanata</i>	1	0	3	0	3	3	0	1	0	3
<i>Helobdella stagnalis</i>	3	8	9	0	22	14	3	10	5	2
<b>HYDRACARINA</b>										
Hydracarina	2	1	1	10	0	8	0	0	0	4
<b>NEMATODA</b>										
Mermithidae	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0
<b>OLIGOCHAETA</b>										
<i>Haplotaxis gordioides</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Eisebiella tetraedra</i>	0	1	6	3	1	0	12	0	0	0
<i>Lumbricidae ssp</i>	0	0	2	0	0	0	5	1	0	0
<i>Lumbriculidae ssp. (setola con 1 punta)</i>	0	24	1	5	0	14	4	14	1	4
<i>Lumbriculidae ssp. tipo A</i>	4	7	2	6	0	7	2	0	3	13
<i>Lumbriculidae ssp. tipo B</i>	12	3	4	6	0	16	0	1	8	1
<i>Lumbriculidae punta unica cute butter.</i>	0	5	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Styodrilus heringianus</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Styodrilus ssp.</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Aulodrilus japonicus</i>	4	0	1	0	0	5	3	3	1	1
<i>Branchiura sowerbyi</i>	9	1	1	0	0	0	0	1	2	0
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	20	47	16	3	1	27	1	18	0	14
<i>Limnodrilus ssp.</i>	26	119	37	4	2	19	0	26	4	21
<i>Limnodrilus profundicula</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Limnodrilus udekemianus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
<i>Potamotrix hammoniensis</i>	0	9	0	0	0	4	0	1	0	0
<i>Potamotrix ssp.</i>	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Psammoryctides albicola</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Psammoryctides barbatus</i>	47	168	17	14	32	95	9	40	24	32

In tabella 5.9.2.2.2 gli oligocheti, transetto per transetto, sono stati suddivisi in base a differenti vari livelli tassonomici: classi, sottoclassi, famiglia, genere e quando è stato possibile anche la specie.

Tra gli oligocheti, per quattro tipologie di Lumbriculidi, non è stato possibile il riconoscimento a livello di famiglia e/o specie in quanto gli individui reperiti non erano maturi sessualmente e quindi risultavano privi della caratteristica tassonomica essenziale per l'utilizzo corretto delle chiavi di classificazione. Questi gruppi tassonomici sono stati nominati con sigle generiche (tipo A e B) o con caratteristiche rilevate (setola punta unica e cute butterata).

### 5.9.2.3 Comunità dei macroinvertebrati in relazione alle batimetrie

I dati riportati in Tab. 5.9.2.2.2 sono stati riassunti, qui di seguito, in quattro grafici sintetici, con lo scopo di dare un quadro dettagliato di come sono organizzate le comunità ai tre livelli di profondità (Fig. 5.9.2.3.1, Fig 5.9.2.3.2, Fig. 5.9.2.3.3, Fig. 5.9.2.3.4).

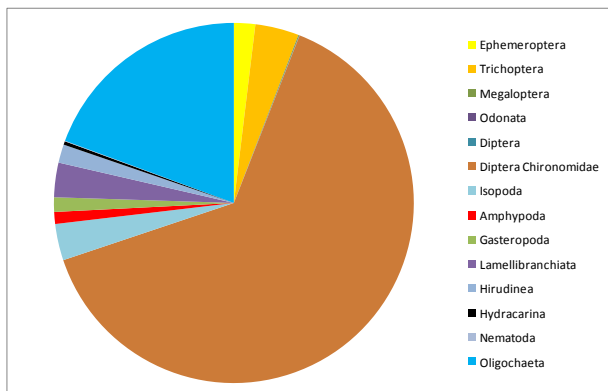


Figura 5.9.2.3.1 Struttura delle popolazioni: TOTALE

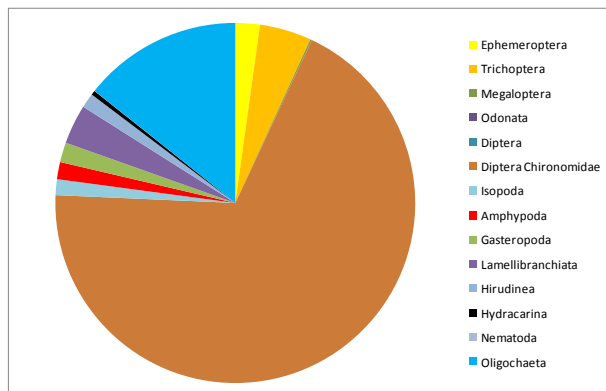


Figura 5.9.2.3.2 Struttura delle popolazioni: 5 metri

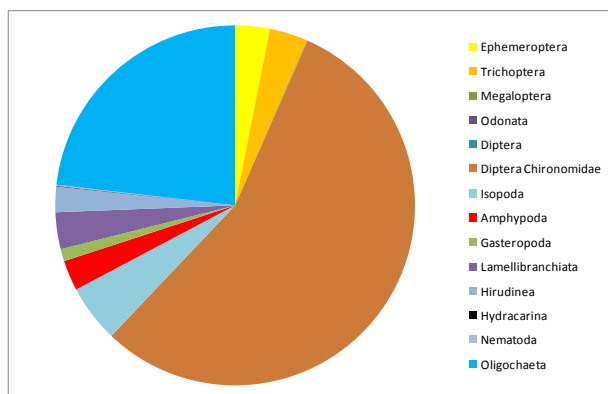


Figura 5.9.2.3.3 Struttura delle popolazioni: 15 metri

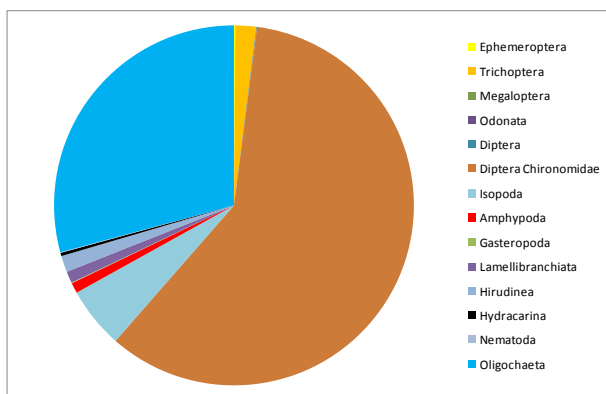


Figura 5.9.2.3.4 Struttura delle popolazioni: 25metri

I risultati proposti dalle Figg. 5.9.2.3.1 - 5.9.2.3.4 mettono in evidenza come le comunità di macroinvertebrati bentonici del lago Maggiore presentino una netta prevalenza di Chironomidi e di Oligocheti.

La profondità sembra influenzare in modo significativo le strutture delle comunità: infatti all'aumentare della profondità si ha una concomitante variazione dell'organizzazione delle popolazione bentoniche. Con il passaggio dai 5 ai 15 metri e da 15 a 25 metri, i Chironomidi diminuiscono di un 20%, mentre gli Oligocheti gradualmente aumentano in numero in modo sostanziale. Anche gli Isopodi incrementano di numero passando a profondità maggiori.

Per contro tutti gli altri gruppi tassonomici tendono a decrescere in modo più o meno significativo con l'aumento della batimetria, in particolar modo nel passaggio da 15 a 25 metri di profondità (Figg. 5.9.2.3.5 - 5.9.2.3.8).

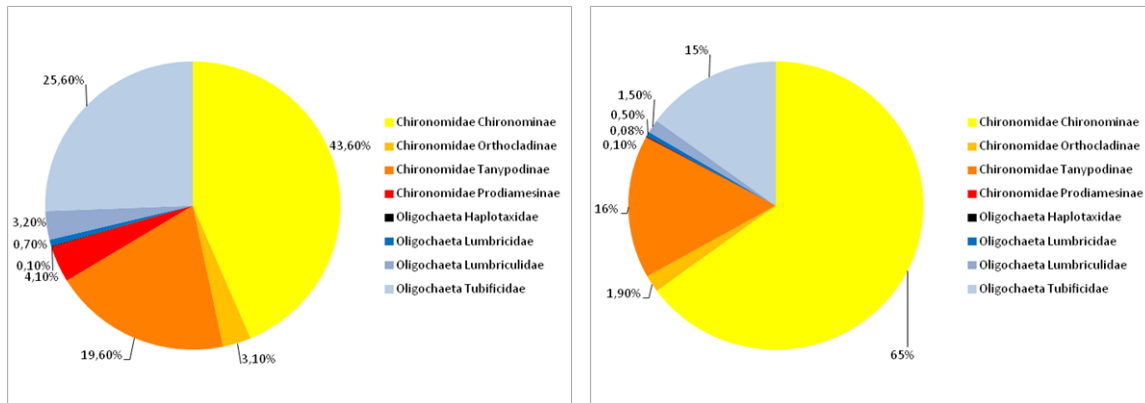


Figura 5.9.2.3.5, Figura 5.9.2.3.6 Struttura delle comunità di Chironomidae e di Oligocheta Totale e a 5 metri di profondità

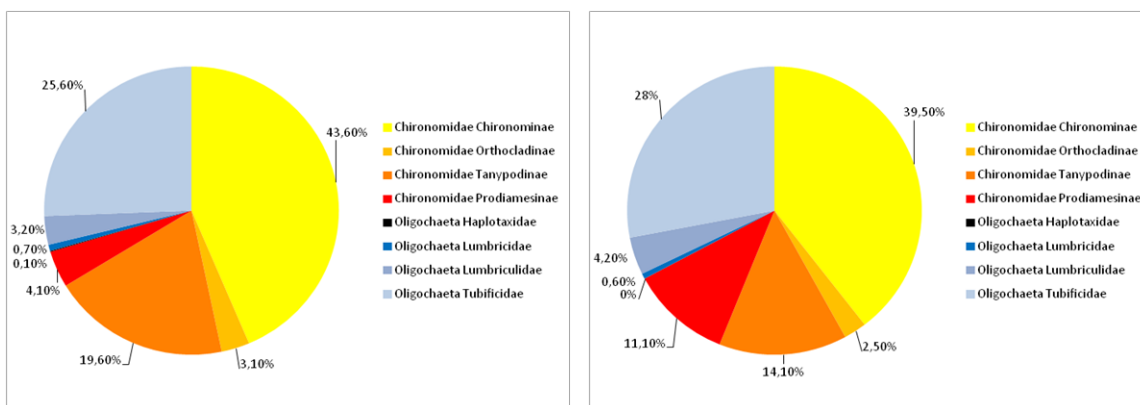


Figura 5.9.2.3.7, Figura 5.9.2.3.8 Struttura delle comunità di Chironomidae e di Oligocheta: 15 e 25 metri di profondità

Le due comunità più rappresentate, cioè quelle dei Chironomidi e degli Oligocheti sono state analizzate in maggior dettaglio andando ad osservare come le variazioni batimetriche possono influenzare la distribuzione dei due gruppi a livelli tassonomici inferiori (di famiglia).

Per quanto riguarda i Chironomidi è ben evidente che con l'aumento di profondità diminuiscono i Chironominae a tutto vantaggio dei Tanypodinae e delle Prodiamesinae. Gli Orthocladinae sembrano non essere influenzati nella loro distribuzione da fattori legati alla profondità. Per quanto riguarda gli Oligocheti sembra che solo i Tubificidae, ed in piccola parte i Lumbriculidae, siano favoriti dall'aumento di profondità.

### 5.9.2.4 Relazioni tra le popolazioni

Per verificare l'esistenza di variabili che legano tra loro le popolazioni, i dati sono stati rielaborati mediante alcuni software di statistica. Inizialmente è stato verificato se le popolazioni dei 10 transetti fossero separabili o raggruppabili tra loro (Tab. 5.9.2.4.1).

Tabella 5.9.2.4.1 One Way ANOVA, limite di confidenza = 0,95; livello di significatività = 0,05

Effect	Wilk..	F	Effec..	Error dr	p
TR10	0	16,16	189	575,6	0,00*
TR9	0	8,583	189	575,6	0,00*
TR8	0	35,38	225	555,6	0,00*
TR7	0	8,176	189	575,6	0,00*
TR6	0	30,41	252	536,7	0,00*
TR5	0	33,1	180	579,2	0,00*
TR4	0	15,88	117	574	0,00*
TR3	0	13,24	225	555,6	0,00*
TR2	0	14,88	198	571,3	0,00*
TR1	0	8,935	189	575,6	0,00*

Il risultato del test statistico One Way ANOVA ha messo in evidenza che le dieci popolazioni sono ben separabili tra loro con un p significativo per tutti i confronti.

Il passaggio successivo è stato quello di verificare se ci fossero *constraints* geografico-spaziali in grado di spiegare la distribuzione e la struttura delle popolazioni.

I dati dei 30 rilievi sono stati quindi elaborati attraverso un metodo di clusterizzazione (*Between groups linkage*, Intervallo: *Squared Euclidean distance*) (Fig. 5.9.2.4.1). Per verificare la significatività del risultato e la robustezza (statistica) dei rami dell'albero è stata utilizzata la procedura di bootstrap.

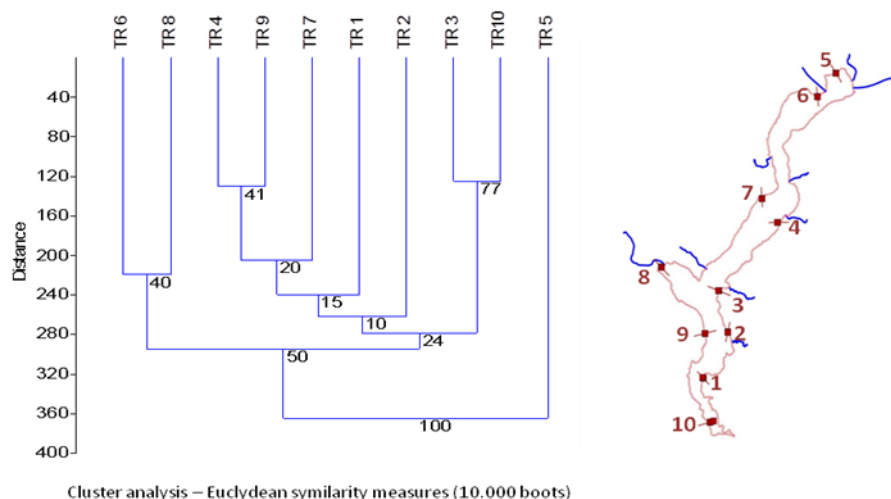


Figura 5.9.2.4.1 Dendrogramma tra le comunità dei 10 transetti. Il valore di boots indica la robustezza statistica del nodo

I risultati della clusterizzazione ci indicano che le strutture e la complessità delle popolazioni non dipendono da fattori di tipo spaziale. Infatti i due transetti svizzeri di Minusio (Tr. 5) e di Ascona (Tr. 6) risultano essere differenti e ben separabili tra loro; la popolazione del Tr. 6 è invece simile a quella del transetto 8 (Piemonte – Baveno Fondotoce). Forti similitudini sono riscontrabili anche tra le popolazioni dei transetti delle coste piemontesi e lombarde di Brezzo di Bedero (Tr. 04) e di Belgirate (Tr. 09) e tra quelle di Laveno (Tr. 03) e di Belgirate Dormelletto (Tr. 10).

Ovviamente esisteranno fattori ambientali che indirizzeranno mediante selezione le strutture delle popolazioni ma queste, per ora, non sono state evidenziate nell'ambito della presente ricerca.

#### **5.9.2.5 La valutazione della qualità ecologica del lago Maggiore tramite l'applicazione dell'indice BQIES**

Con il recepimento della Direttiva Quadro sulle acque (Water Framework Directive, WFD; Directive 2000/60/CE), fitoplancton, fauna ittica, macrofite e macrobentos sono divenuti elementi biologici cardine nel descrivere lo stato ecologico dei laghi.

In Italia, il C.N.R. I.S.E. ha pubblicato sul proprio sito (<http://www.ise.cnr.it/wfd>, <http://www.iii.to.cnr.it>), a fine aprile 2013, un indice per la valutazione dello stato ecologico dei laghi basato sui macroinvertebrati bentonici denominato BQIES.

L'indice BQIES è un utile strumento per la valutazione ecologica della qualità dei laghi italiani profondi come il lago Maggiore o il lago di Garda. Sebbene non del tutto definitivo, l'indice in questione è stato presentato nel maggio 2013 dal gruppo di lavoro incaricato da ISPRA. L'indice BQIES, rispetto ad altri indici, prende in considerazione soprattutto i Ditteri Chironomidi e gli Oligocheti, in quanto ritenuti costituenti principali della comunità macrobentonica dei laghi, non tralasciando comunque altri gruppi tassonomici (sebbene di secondaria importanza). Oligocheti e Chironomidi sono da considerare indicatori complementari in quanto presentano differenti caratteristiche autoecologiche. I Chironomidi sono tendenzialmente mobili e tendono 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, pertanto presentano una maggior resistenza alle variazioni ambientali.

##### *Formulazione dell'Indice*

L'indice utilizzato è inserito in un foglio di calcolo dal CNR – ISE. E' un indice basato sul calcolo di pesi indicatori (sensitivity values) delle diverse specie ricavati partendo dall'indice di diversità di Shannon calcolato nei diversi siti studiati; viene elaborata la media degli indici di diversità di tutti i siti dove la specie è presente, ponderando la media sul logaritmo in base 10 dell'abbondanza di ogni specie; in tal modo si ricava il peso indicatore (BQIW) per ogni specie (riscalandolo successivamente fra 1 e 0). Come è possibile notare in questo caso il valore del peso indicatore è un valore correlato più al ruolo ecologico della specie che alla sua risposta diretta alla trofia (anche se questi due aspetti sono quasi sempre correlati tra loro). Con questi valori è possibile calcolare l'indice biotico *BQI* proposto qualche anno fa da Rossaro *et al* (2006, 2007)

Tuttavia nel calcolo dell'indice biotico *BQI* (Rossaro *et al.*, 2006, 2007) non si tiene conto della densità totale della fauna, come invece è richiesto dalla Direttiva. Pertanto è stata operata una modifica dell'indice *BQI* che include una misura della densità totale (Rosenberg *et al.*, 2004; Leonardsson *et al.*, 2009). Il nuovo indice, il BQIES, prevede l'utilizzo di un foglio di calcolo presente sul sito CNR – ISE.

### 5.9.2.5 Applicazione degli indici BQI e BQIES al lago Maggiore

I dati dei macroinvertebrati del Verbano sono stati utilizzati per il calcolo degli indici BQI e BQIES.

I risultati riportati in tabella 5.9.2.5.1 pongono il complesso del bacino ad un valore sufficiente-buono: BQIES del lago Maggiore = 0,65.

Dal confronto tra i risultati del BQI e del BQIES è possibile osservare che il BQI tende a dare valori sottostimati, anche se assolutamente correlabili con quelli ottenuti dall'applicazione del BQIES.

E' bene sottolineare che i risultati dei transetti, considerati uno alla volta, mettono in evidenza come i valori elevati o bassi di BQIES non siano legati ai potenziali livelli di concentrazione dei metalli nei sedimenti e di trofia delle acque, storicamente minori nella parte svizzera (Tr. 05 e 06), maggiori verso la parte meridionale del lago (Tr. 9, 2, 1 e 10) e nel sottobacino del Toce – Tr 08 (Baveno) (dati C.I.P.A.I.S – Pannello di Controllo 2010).

Infine, confrontando i risultati BQI e BQIES con il numero di specie presente nei transetti, si capisce che i valori degli indici non dipendono esclusivamente dal numero dei taxa sistematici, bensì dalla complessità intrinseca nelle popolazioni, data dai rapporti di equilibrio tra numero di individui e numero delle specie presenti.

Tabella 5.9.2.5.1 Numero di specie per transetto e risultati degli indici BQI e BQIES

transetti	n° specie	BQIES	BQI
<b>1</b>	90	0,703	0,413
<b>2</b>	88	0,64	0,436
<b>3</b>	80	0,737	0,464
<b>4</b>	60	0,473	0,396
<b>5</b>	95	0,647	0,456
<b>6</b>	86	0,785	0,505
<b>7</b>	79	0,581	0,429
<b>8</b>	88	0,652	0,454
<b>9</b>	50	0,667	0,467
<b>10</b>	83	0,593	0,432

## 6. CONCLUSIONI

---

La ricerca effettuata nel corso di questi anni ha “fotografato” nel dettaglio la situazione delle rive del lago Maggiore mettendo in luce fattori favorevoli e problemi legati alla fruibilità e allo stato ecologico delle coste. Introducendo il discorso sulla fruibilità, i dati in nostro possesso evidenziano come quella pubblica e libera risulti essere diffusa a livello dell’intero bacino: ben il 40% della lunghezza delle rive è infatti fruibile. Il 34% è invece rappresentato da tratti costa privata e non utilizzabile liberamente; il 10% è occupata da campeggi e cantieri nautici, aree fruibili ma in modo regolamentato, mentre il 13% risulta essere completamente inaccessibile.

Questo tipo d’inaccessibilità non deve comunque destare particolare preoccupazione dato che, nella maggior parte dei casi, è dovuta ad un alto livello di naturalità della costa che, per le sue caratteristiche morfologiche (costoni rocciosi ad elevata pendenza, zone a canneto), impedisce la pubblica fruizione. Nel complesso, i dati raccolti indicano che il grado di naturalità delle rive è tra il sufficiente ed il buono, con quasi il 60% della linea di costa non antropizzata, anche se vi sono evidenti differenze tra i territori piemontesi, lombardi e ticinesi. Anche il livello di pedonabilità delle sponde è a un buon livello con più della metà della linea di costa percorribile.

Tuttavia, nella valutazione di queste informazioni, bisogna tenere in considerazione la forte vocazione turistica del Lago Maggiore, pesando le potenzialità di determinati tratti di costa soprattutto da questo punto di vista. Le passeggiate lungo lago dei principali centri turistici del Verbano (Stresa, Luino, Ascona, etc.), valutate negativamente dal punto di vista ambientale, garantiscono un’attiva fruibilità pubblica, un buon livello di frequentazione da parte dei turisti e un buon indotto economico. Al contrario le aree naturalistiche (Bolle di Magadino, Canneti di Dormelletto e Castelletto Ticino, Palude Bruschera, etc.) sono in massima parte inaccessibili, ma nel contempo importanti risorse di biodiversità. La loro limitata fruibilità è senza dubbio un elemento positivo se valutato nell’ottica della loro conservazione, ma non altrettanto dal punto di vista turistico. Altro fattore da tener presente in questo contesto è la morfologia del bacino che, per buona parte del suo sviluppo, presenta tratti di costa con pendenze molto accentuate. In queste aree, nonostante la libera percorrenza, non si osserva un buon livello di fruibilità della riva ma solo una percorribilità difficoltosa, spesso attraverso accessi puntuali al lago.

Questi dati, nel loro insieme, fanno capire come nel bacino del lago Maggiore tutela dell’ambiente naturale, grado di urbanizzazione del territorio circostante e vocazione turistica debbano andare di pari passo, mantenendo equilibri assai delicati tra loro.

La futura pianificazione territoriale dovrà provvedere alla presentazione di progetti e piani nei quali fruibilità e naturalità dovranno essere strettamente connessi e non rappresentare realtà antitetiche ed alternative.

Questo obiettivo potrebbe avere un buon punto di partenza in tutte le sezioni di costa identificate come private ma fruibili in modo regolamentato, con rive naturali o seminaturali. In tali aree l’accesso pubblico e la percorribilità delle sponde potrebbero essere ripristinate senza troppa difficoltà eliminando reti, siepi e piccoli muretti (elementi in alcuni casi presenti anche senza autorizzazione) che si protendono fin dentro al lago, interrompendo la continuità della riva con le sezioni adiacenti ad accesso normalmente libero.

Infine vi è da sottolineare che in parecchie aree, teoricamente fruibili, l’accessibilità risulta essere limitata o difficoltosa a causa della mancata gestione da parte delle amministrazioni. Alti rovi, erbe, rifiuti portati dalle correnti rendono le coste difficilmente percorribili e spesso del tutto inospitali.

Oltre la fruibilità, lo studio presentato ha analizzato la qualità ambientale delle coste. Questo parametro è stato valutato attraverso l'utilizzo di due indici ecologici: IFP e LHS.

L'applicazione dell'Indice di Funzionalità Perilacuale (IFP) alle rive del lago Maggiore ha restituito un'immagine del bacino mediamente scadente a livello ecologico-funzionale. I risultati evidenziano che il 50% delle sponda del Verbano ha ricevuto un giudizio di funzionalità della fascia perilacuale tra lo scarso ed il pessimo e che solamente il 10% della riva è caratterizzato da un giudizio buono o elevato. In particolare, le sezioni valutate positivamente si trovano nelle aree del bacino che presentano la sponda poco ripida e sabbiosa, ovvero verso la parte meridionale del lago, in prossimità dell'inizio del fiume Ticino e nel golfo di Ispra e Besozzo, alla foce del fiume Toce (centro lago) e, a nord, alla foce dei fiumi Ticino e Maggia. Queste aree sono tra le poche del Verbano a presentare una tipologia di riva completamente naturale e intatta spesso associata alla presenza di canneti più o meno vasti.

I tratti di riva che hanno ricevuto un giudizio pessimo sono presenti in modo sparso lungo tutti i 175 km di costa, con una maggior frequenza a ridosso dei grossi centri abitati che presentano rive totalmente artificializzate.

A molte altre aree di costa è stato attribuito un giudizio mediocre. Queste sono rappresentate in gran parte da sottili fasce di territorio naturale a stretto contatto con il lago, con frequenti interruzioni della fascia perilacuale che non permettono uno sviluppo vegetazionale continuo verso l'interno. Altri dati mettono in luce come le tipologie di interruzioni che più condizionano la funzionalità ecologica delle sponde del Verbano siano essenzialmente due: la presenza di giardini e ville private e la presenza di strade entro i 200 metri dalla riva. Da quanto osservato sul campo, il problema delle infrastrutture viabilistiche a ridosso del lago è senza dubbio il fattore principale che comporta un declassamento di numerose sezioni da un giudizio buono ad uno mediocre, in quanto il lago Maggiore è per l'80% circondato da un anello stradale posizionato proprio all'interno della fascia perilacuale, considerata strategica per la valutazione ecologico-funzionale della riva.

Nel complesso questo risultato appare quindi scontato per un bacino a forte vocazione turistica con un elevato livello di urbanizzazione come il Verbano.

Questi risultati confermano, sebbene indirettamente, quanto riscontrato nell'ambito della ricerca sulla fruibilità delle rive. Inoltre è risultato evidente come i dati ottenuti dall'applicazione dell'IFP siano coerenti con i caratteri ecologico-funzionali delle coste, anche se in molti casi il dettaglio dell'analisi a microscala, richiesto dall'applicazione dell'IFP, porta ad una sovrastima o ad una sottostima della reale qualità delle rive.

Per superare questo problema, nel corso della ricerca, è stata verificata la possibilità di eliminare la fase di campo, dato che risulta anche essere lunga, complessa e costosa. Attraverso elaborazioni statistiche di dati relativi alla biodiversità vegetale e a dati stazionari sono stati evidenziati i parametri che ben si correlano con i valori di IFP. Una volta individuati, sono stati identificati tra le coperture del DUSAF di Regione Lombardia. Quindi tutte le coste lombarde sono state classificate applicando questo strumento di analisi geografica. I valori ecologici attribuiti alle differenti tipologie di copertura sono stati infine correlati con quelli dell'IFP.

Dato che i valori dell'IFP non si correlano completamente con quelli delle coperture DUSAF, risulta abbastanza chiaro che i rilievi in campo non possano essere sostituiti nel loro complesso da approcci più semplificati, sebbene più veloci ed economici. E' anche vero che l'Indice di Funzionalità Perilacuale presenta delle parti del questionario allegato alla scheda di campo assai discutibili che, se migliorate, potrebbero forse aumentare il livello di correlazione con le coperture DUSAF.

Alcuni problemi sono emersi per esempio in relazione:

A) alla possibilità che una sezione ottenga un giudizio *elevato* solo perché in presenza di una concavità della riva superiore al 25%. Per il Maggiore, tale valore è risultato essere troppo



restrittivo e probabilmente lo è per tutti i grandi laghi che presentano lunghi tratti di sponda complessivamente rettilinei o comunque con concavità decisamente inferiori rispetto a laghi più piccoli che, per loro conformazione, possono essere valutati come un'unica grande concavità, tipologia su cui l'indice è stato inizialmente tarato.

B) Alla diversità della tipologia di riva che porta ad un giudizio *mediocre* (classe 3) e, di conseguenza, all'alto numero di sezioni che hanno ricevuto tale giudizio (205 su 484). E' parso ovvio che il *classification tree* tenda ad essere decisamente poco selettivo per questa classe e che qui vengano raccolte un numero eccessivo di sezioni che potrebbero essere attribuite alle due classi di giudizio adiacenti, che in effetti sono rappresentate in modo minoritario (22 e 54 sezioni di costa rispettivamente in classe 2 e 4). Una revisione del *classification tree*, in tale ottica anche alla luce delle 484 schede compilate per il lago Maggiore, potrebbe garantire una maggior sensibilità di valutazione in grado di offrire percorsi "meno obbligati" verso un giudizio di mediocrità.

C) Al modo di classificare la vegetazione potenziale. Un grande lago prealpino come il Maggiore, che ha uno sviluppo Nord-Sud di oltre 50 km e che presenta pertanto conformazioni territoriali completamente diverse tra loro, ha una vegetazione potenziale diversificata in base alla morfologia del tratto di costa interessato. Così nella zona sud del bacino, molto pianeggiante e sabbiosa, e nelle aree di ingresso dei principali affluenti, la vegetazione tipica è quella delle aree umide con canneto e bosco igrofilo nella fascia retrostante (la migliore vegetazione potenziale secondo l'IFP). Questa tipologia vegetazionale non può svilupparsi però in altre aree del lago che presentano limitazioni edafico-strutturali (ad esempio una pendenza della riva molto elevata o terreni prevalentemente rocciosi); di conseguenza, in queste tipologie di territorio, si assiste ad una eccessiva penalizzazione, sebbene siano caratterizzate da un elevato livello di naturalità e funzionalità e che pertanto dovrebbero ricevere un giudizio relativo alla vegetazione potenziale buono se non elevato (cosa che invece non succede).

L'altro indice applicato è stato il Lake Habitat Survey (LHS). Questo indice è articolato in più sottoindici: il Lake Habitat Modification Score (LHMS), il Lake Habitat Quality Assessment (LHQA) ed il Lake MimAS, strumenti efficaci nell'evidenziare le pressioni antropiche, le situazioni di naturalità e la capacità "tampono" di un bacino.

Nel complesso il Lake Habitat Survey ha restituito un'immagine mediocre delle condizioni idromorfologiche del lago Maggiore, comunque migliore a quanto inizialmente ipotizzato, probabilmente per il fatto che le grandi dimensioni del lago riescono ad assorbire e a limitare gli effetti che le attività dell'uomo hanno sul bacino.

Analizzando i risultati dei tre "sottoindici", è evidente che l'applicazione dell'indice LHMS ha rilevato una serie di criticità che, nel complesso, risultano essere implicate nel processo di alterazione morfologica delle coste del Verbano. Prime tra tutte l'eccessivo utilizzo antropico delle fasce ripariali, la loro artificializzazione e l'uso intensivo del lago principalmente per attività nautiche che rischiano, specialmente nelle aree ecologicamente più sensibili, di avere un forte impatto dovuto all'induzione di ondate eccessive e alla perdita di carburanti in acqua (Ostendorp et al., 2004).

Il secondo "sottoindice", LHQA, ha evidenziato una buona qualità degli ambienti naturali e della diversità e complessità degli habitat legati all'ambiente lacustre, mettendo in luce una situazione tendenzialmente positiva, ma legata esclusivamente alla sola area litorale e non a quella retrostante la riva. In realtà il Maggiore presenta diverse zone ad elevata naturalità e di buon pregio ecologico, che tuttavia restano isolate tra loro e attorniate da realtà ad elevata impronta antropica (risultati relativi al grado di funzionalità e agli IFP). Questa situazione, anche se non penalizza molto la valutazione complessiva derivata dal Lake Habitat Survey, sfavorisce questa tipologia di aree molto vulnerabili che divengono suscettibili al facile peggioramento se non adeguatamente protette.

Il risultato fornito dal terzo “sottoindice”, il Lake-MImAS, indica che la capacità residua del lago Maggiore di assorbire alterazioni idromorfologiche, senza riportare variazioni del proprio stato di qualità ecologica, è limitata. Ciò implica che le pressioni esistenti oggi sul Verbano hanno portato il lago a dover utilizzare buona parte della propria capacità di ammortizzare e mitigare gli effetti negativi delle attività umane gravanti sul bacino e che ulteriori impatti potrebbero allontanare ancora di più il Maggiore dai limiti previsti dalla Direttiva 2000/60 per il raggiungimento di uno stato di qualità buono.

In conclusione, volendo confrontare la “bontà” dei risultati dei due indici qualitativi applicati sul Verbano, IFP e LHS, è possibile mettere in evidenza che i due metodi considerati non sono direttamente paragonabili, principalmente per la dimensione areale alla quale fanno riferimento. L’indice LHS lavora a scala di intero bacino, pur rilevando informazioni sui singoli Hab-Plots, mentre l’IFP è tarato su valutazioni a piccola scala e non da una risposta univoca per l’intero lago. Nonostante ciò l’integrazione dei due metodi potrà diventare uno strumento molto utile per indagare le possibilità di miglioramento, e soprattutto le capacità di resilienza alle attività umane della fascia perilacuale dei grandi laghi come il Maggiore.

Altri aspetti che caratterizzano l’ecologia e l’ambiente delle coste di un corpo lacustre sono indubbiamente la flora e la fauna. In questo lavoro sono state studiate le macrofite ed i macroinvertebrati acquatici. E’ la prima volta che la flora acquatica viene studiata in dettaglio, metro per metro, lungo tutti i 175km di costa. Anche i campionamenti dei macroinvertebrati hanno coperto l’intero bacino, partendo dalla Svizzera ed arrivando a fondo lago (nei pressi di Dormelletto).

I dati che riguardano le macrofite restituiscono, per la prima volta, un quadro complessivo e puntuale sulla struttura delle comunità della vegetazione acquatica del lago Maggiore che, prima d’ora, era stata descritta solo in modo parziale, spesso attraverso semplici elenchi floristici. Lo studio condotto ha messo in luce che più della metà della costa presenta copertura vegetale e che, a seconda delle comunità e a seconda della localizzazione geografica le popolazioni macrofite possono essere molto fitte ed articolate, mediamente fitte o del tutto rade e con bassa biodiversità. Confrontando i dati attuali con quelli di lavori realizzati tra gli anni 70 e 90 risulta evidente che i taxa attualmente riscontrati (17 fanerofite e 3 caroficee) sono circa la metà di quelli trovati una cinquantina di anni fa: 41 specie (Gommes & Muntau 1975, Lachavanne & Perfetta 1981, Gulizzoni & Galanti 1989, Gulizzoni 1989).

Facendo un confronto con i dati pregressi diviene facile comprendere come la vegetazione macrofita del lago sia in buona parte cambiata. Sono del tutto scomparse specie quali *Callitriche hamulata* Kutz, *Litorella lacustris* L., *Isoetes echinosporum* Dur. (Schrorter 1904), *Scirpus lacustris* (L.) Palla, *Ranunculus aquatilis* L., *Nymphoides peltata* L., *Polygonum amphibium* L. *Trapa natans* var. *verbanensis* ed *Elodea canadensis* Michx (oggi sostituita da *Elodea nuttallii*), mentre le specie che oggi risultano ben diffuse nel lago Maggiore sono decisamente poche: *Najas marina* è la più presente, seguita da *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton perfoliatum*, *Vallisneria spiralis*, *Elodea nuttallii* e da *Zanichellia palustris*. Il fatto che siano solo 5 le specie a maggior diffusione, suggerisce un parziale squilibrio della comunità macrofita nel suo complesso. *Lagarosiphon major* (Planch.) H.St.John, *Ceratophyllum demersum* L., *Chara globularis* J.L.Thuiller, *Potamogeton pusillus* L., *Potamogeton pectinatus* L., *Litorella uniflora* L., *Najas minor* All. e *Potamogeton trichoides* Cham et Sch. sono presenti con popolazioni relativamente ampie, sebbene localizzate, mentre *Potamogeton crispus* L., *Elatine hydropiper* L., *Potamogeton lucens* L., *Trapa natans* L. e le due specie di caroficee *Nitella flexilis* (L.) C.Agardh e *Chara delicatula* A.N. Desvaux sono estremamente localizzate. Osservando le mappe di distribuzione delle specie macrofite, si evince che la maggior diffusione di queste piante si ha nella parte meridionale del bacino, nell’area di fondotoce, e, a nord, in Svizzera, nei pressi dell’immissione del Ticino. Le stesse zone sono caratterizzate dalla presenza di aree ad alto valore naturalistico, nonché da canneti

più o meno vasti. Le ragioni per spiegare quanto osservato possono essere molteplici, tuttavia è certo che la parti del lago in questione presentano rive poco ripide e profonde, spesso sabbioso-limose ed acque ricche in nutrienti, fattori che evidentemente possono favorire la proliferazione della vegetazione sommersa.

Anche per ciò che riguarda i macroinvertebrati, i dati ottenuti dalla campagna di rilievi sono di particolare interesse. Nei dieci transetti, due in Canton Ticino, quattro in Piemonte e quattro in Lombardia, sono stati identificati 7831 animali, di cui 5608 Chironomidi, 791 Oligocheti, 423 Crostacei, 251 Bivalvi, 232 Tricotteri, 177 Efemerotteri, 126 Gasteropodi, 107 Ditteri non Chironomidi, 78 Irudinei, 26 Idracarini, 7 Megalotteri, 4 Mermitidi ed 1 Odonato. Confrontando i risultati con quelli di lavori eseguiti negli anni passati, ed in special modo con quelli di Brinkhurst (1963) e di Nocentini (1963), emerge chiaramente anche in questo caso un declino del numero di taxa rispetto al passato. Questa volta è possibile che tale discrepanza non sia data da modifiche ecologiche del bacino, ma semplicemente da diversi modi di campionare i substrati. La mancanza totale dei Naididi, che comprende taxa che si trovano sulla vegetazione sommersa, fa supporre quanto ipotizzato (i nostri campionamenti erano stati eseguiti lontano dalle macrofite che impedivano la chiusura della benna). Ulteriori problemi sono emersi nell'identificazione di alcuni gruppi di Oligocheti. Tutte le chiavi tassonomiche utilizzate richiedono, per un completo riconoscimento a livello di specie, l'osservazione degli apparati riproduttori maturi (es. Tarmo Timm 2009). Purtroppo in natura gli oligocheti maturi sessualmente non sono facilmente riscontrabili.

Infine, i dati delle macrofite e dei macroinvertebrati del lago Maggiore sono stati utilizzati per il calcolo della qualità ecologica del bacino, attraverso l'applicazione di due indici: MTISpecies (macrofite) e BQIES (macroinvertebrati). I risultati ottenuti sono, nel complesso, confrontabili con quelli ricavati dall'applicazione dell'IFP e dell'indice LHS. Il lago Maggiore è anche questa volta inquadrato come un bacino di qualità mediocre.

A questo punto risulta difficile dare un'interpretazione alla mancanza di coerenza che si osserva confrontando l'evidente miglioramento della qualità chimico-fisica delle acque degli ultimi decenni con la qualità ecologico-funzionale delle coste che, di contro è andata via via peggiorando. Sembra quasi che le zone rivierasche (e la natura connessa) risentano più dei processi di urbanizzazione che del miglioramento della qualità delle acque, elemento che, in teoria, dovrebbe governare e guidare l'evoluzione di un corpo idrico.

## 7 BIBLIOGRAFIA

---

ALPLAKES. 2006. *Studio della fascia riparia dei laghi lombardi come supporto alla definizione dell'indice di funzionalità perilacuale (IFP)*. 138 pp.

ALPLAKES. 2007. *Applicazione sperimentale dell'indice di funzionalità perilacuale (IFP) sui laghi della provincia di Belluno*. 354 pp.

ARPA della Lombardia. Dipartimento di Varese. 2009. *Ecomorfologia rive delle acque comuni. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2008. Fruibilità delle rive del Lago Maggiore*. Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (Ed.): 122 pp.

ARPA della Lombardia. Dipartimento di Varese. 2010. *Ecomorfologia rive delle acque comuni. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2009. Valutazione integrata della fascia perilacuale del Lago Maggiore*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo svizzere (Ed.): 70 pp.

Bazzichelli G., Abdelahad N. 2009. *Flora analitica delle Caroficee*. Editricesapienza ed.

Bonacina C., Bonomi G., Adreani L., Monti C. 1985. *La comunità macrobentonica profonda del lago Maggiore: situazione attuale e significato delle modifiche qualitative e quantitative intervenute. Ricerche sull'evoluzione del lago Maggiore C.I.P.A.I.S. Campagna 1985*: 91-123

Brinkhurst R.O. 1963. *Aquatic Oligocheta recorded from Lake Maggiore with notes on the species known from Italy Mem. Ist. Ital. Idrobiologia*, 16: 137-150

Campaioli S., Ghetti P.F., Minelli A., Ruffo S., 1994. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane. Vol. I. Provincia Autonoma di Trento*: 1-357.

Campaioli S., Ghetti P.F., Minelli A., Ruffo S., 1999. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane. Vol. II. Provincia Autonoma di Trento*: 358-484.

Cardoso, A.C. and G. Free. 2008. *Incorporating invasive alien species into ecological assessment in the context of Water Framework Directive. Aquatic Invasions*. 3 (4): 361-366.

CIS - Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). *Carrying forward the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2003. Agreed by the Water Director*  
<http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/objectives/pdf/strategy2.pdf>

C.N.R. – I.S.E. Verbania. 2006. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2005. Commissione Internazionale per la Protezione delle acque Italo-Svizzere (Ed.): 83 pp.*

C.N.R.–I.S.E. Sede di Verbania. 2007. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2007. Commissione Internazionale per la Protezione delle acque Italo-Svizzere (Ed.): 132 pp.*

CNR-IRSA, CNR-ISE, ARPA Piemonte, Regione Sardegna. 2010. Indicazioni generali e protocolli di campo per l'acquisizione di informazioni idromorfologiche e di habitat. 145 pp. ([www.life-inhabit.it](http://www.life-inhabit.it)).

Della Croce N., 1955. The condition of sedimentation and their relations with Oligocheta population of Lake Maggiore. *Mem. Ist. Ital. Idrobiologia*, suppl. 8: 39-62

De Marchi, M., 1910. Introduzione allo studio biologico del Verbano. *Rend. R. Ist. Lomb Sci Lett. S. II.* 43: 1-22

De Notaris, G. 1875. Descrizione di una nuova specie del genere *Trapa* trovata nel seno d'Angera, al Lago Maggiore. *Atti della Reale Accademia dei Lincei*, Tomo III (Serie II).

De Bernardi, R., A. Calderoni. 2005. Problemi di qualità nelle acque lacustri italiane con particolare riferimento all'analisi a lungo termine di alcune problematiche ambientali nei grandi laghi subalpini. *Atti del Convegno "Giornata dell'Acqua 2005"*. Accademia dei lincei. Roma, 22-03-05.

Den Hartog C., Segal S., 1964. A new classification of the water plant communities – *Acta Botanica Neerlandica*, 13: 367-393.

D. lgs. n.152, 3 aprile 2006. Norme in materia ambientale. Pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana n. 88 del 14/04/2006.

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

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: pp 72

DUSAF 2 Regione Lombardia. 2010 Geo Portale della Lombardia.  
[www.cartografia.regione.lombardia.it/geoportale](http://www.cartografia.regione.lombardia.it/geoportale)

Ferrarese U., 1983. Chironomidi, 3 (Diptera, Chironomidae: Tanypodinae). C.N.R. AQ/1/204 – *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*, 26: pp 67

Ferrarese U. & Rossaro B., 1981. Chironomidi, 1 (Diptera, Chironomidae: Generalità, Diamesinae, Prodiamesinae). C.N.R. AQ/1/129 - *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*, 12: pp 97.

Gommes, R. & H. Muntau. 1975. La flore et la vegetation aquatiques des bassins sud et de Pallanza du lac Majeur. 1: Observations preliminaires. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 32: 221-243.

Guilizzoni, P. & G. Galanti. 1989. Biomass, primary production and nutrient movements in the Fondo Toce wetland (Pallanza basin-Lago Maggiore). *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 46: 197-234.

Guilizzoni, P. 1991. The role of heavy metals and toxic materials in the physiological ecology of submersed macrophytes. *Aquatic Botany*, 41: 87-109.

- Guilizzoni, P., G. Galanti & H. Muntau. 1989. The aquatic macrophytes of Lake Maggiore: species composition, spatial distribution and heavy metal concentrations in tissue. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 46: 235-260.
- Hering, D., C.K. Feld, O. Moog and T. Ofenböck. 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566: 311-324.
- Kohler, A., & Schneider, S. 2003. Macrophytes as bioindicators. *Archiv für Hydrobiologie*, 147(1-2): 17-31.
- INHABIT – LIFE08 ENV/IT/000413 Project. Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes. *Deliverable Pd3*.
- Lachavanne, J.B. & J. Perfetta. 1981. Étude des macrphytes des lacs del Lugano (Ceresio) et Majeur (rives Suisses). Université de Genève. pp 127.
- Lang C. & B. Lods-Crozet. 1997. Oligochaetes versus chironomids as indicators of trophic state in two Swiss lakes recovering from eutrophication. *Archiv für Hydrobiologie*, 139: 187–195.
- Lencioni V., Marziali L. & Rossaro B. 2007. I Ditteri Chironomidi: morfologia, tassonomia, ecologia, fisiologia e zoogeografia. *Quaderni del Museo Tridentino di Scienze Naturali*, 1, Trento, pp. 172
- 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
- Lehmann, A., & Lachavanne, J. B. 1999. Changes in the water quality of lake Geneva indicated by submerged macrophytes. *Freshwater Biology*, 42(3), 457–466.
- Ludovisi, A., P. Pandolfi & M.I. Taticchi. 2004. A proposed framework for the identification of habitat utilization patterns of macrophytes in River Po catchment basin lakes (Italy). *Hydrobiologia*, 523: 87-101.
- Marchetto A., Boggero A., Ciampittiello M., Morabito G., Oggioni A., Volta P.(a cura di). 2009. *Indici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi*. Report CNR-ISE, 02-09: 154 pp.
- 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. *Indici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi*. Report CNR-ISE, 03-11: 164 pp.
- Melzer, A. 1999. Aquatic macrophytes as tools for lake management. *Hydrobiologia*, 395/396: 181-190.
- Mirolli, M.. 1958. I Gasteropodi costieri del Lago Maggiore e di alcuni laghi vicini. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 10: 209-316

- Mirolli, M..1961. La distribuzione dei Tricladi sulla costa del lago Maggiore e del lago di Mergozzo. *Verh. Inter. Ver. Limn.*, 14: 972-978
- Moretti G.P. 1955. Sulla presenza di foderi di Tricotteri e di Ditteri Tanytarsi sui fondi del Lago Maggiore. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, Suppl 8: 205-219
- Nocentini A.M. 1963. Sturtture differenziali della fauna macrobentonica litorale sul lago maggiore . *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 16: 189-274
- Nocentini A., 1985. Chironomidi, 4 (Diptera, Chironomidae: Chironominae, larve). C.N.R. AQ/1/233 - Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane, 29: 186 pp
- Nocentini A.M. 1986 Ecologia dei popolamenti macrobentonici lito-sublitorali del lago Maggiore, in relazione agli apporti di origine organica *Ricerche sull'evoluzione del lago Maggiore C.I.P.A.I.S. campagna 1986*: 95-137
- Nocentini A.M. 1992 Indagine sul macrobenton litorale del lago Maggiore. *Ricerche sull'evoluzione del lago Maggiore C.I.P.A.I.S. campagna 1992*: 36-46
- Oggioni A., 2010. PALMa, Piante Acquatiche Lago Maggiore. Report CNR-ISE, 02.10: 33 pp.
- Ostendorp W., Schmieder K., Jöhnk K. 2004. Assessment of human pressures and hydromorphological impacts on lakeshores in Europe. *Ecohydrology and Hydrobiology* 4: 379- 395
- Paltrinieri, L. & B. Jean. 2002. Macrofite del Lago Ceresio: studio dei popolamenti e della distribuzione alla luce della nuova situazione trofica del lago, rive svizzere e rive di Campione d'Italia . *Bollettino Società Ticinese Scienze Naturali*, 90 (1-2): 113-124.
- Pignatti, S. 1992. La Flora d'Italia. Edagricole ed.
- Ramazzotti G. 1947. Gli Idracarini del bacino delle Isole Borromee. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 3: 325-398
- Raunkiaer O. 1934. Life forms and terrestrial plant geography. Clarendon Press, Oxford
- Rosenberg R., M. Blomqvist, H.C. Nilsson, H. Cederwall & A. Dimming. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 49: 728-739.
- Rossaro B., A. Boggero, V. Lencioni, L. Marziali & A. Solimini. 2006. A Benthic Quality Index for Italian Lakes. *Journal of Limnology*, 65: 41–51.
- Rossaro B., A.C. Cardoso, A. Solimini, G. Free, L. Marziali & R. Giacchini. 2007. A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes. *Ecological Indicators*, 7: 412-429.
- Rossaro B., 1982. Chironomidi, 2 (Diptera, Chironomidae: Orthoclaadiinae). C.N.R. AQ/1/171 - *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*, 16: 80 pp.

Rowan J.. 2010. Hydromorphological Condition Survey of Loch *Fitty*, *Fife* employing *Lake Habitat Survey (LHS)* and *Lake-MImAS* classification. 28 pp.

Sansoni G., 1988. Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua Italiani . Provincia Autonoma di Trento, Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale. 191 pp.

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. <http://www.daba.lv/grozs/HidroBiologijas/Kalme/LVAF>

Schröter, C. & E. Wilczek. 1904. Notice sur le flore littorale de Locarno. *Bollettino della Società ticinese di Scienze Naturali*, 1: 8-20.

Sculthorpe, C.D. 1967. The biology of aquatic vascular plants. Arnold, London, XVIII : 610 pp.

Synecological classification of aquatic plant communities. *Colloques phytosociologiques*, 10 "Végétation aquatiques": 171-182.

Siligardi M., Bernabei S., Cappelletti C., Ciutti F., Dallafior V., Dalmiglio A., Fabiani C., Mancini L., Monauni C., Pozzi S., Scardi M., Tancioni L. (2009). Indice di Funzionalità Perilacuale (IFP). *Strumento di supporto alla definizione della qualità ecologica come indicato dalla Direttiva 2000/60/CE*. ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale - Provincia Autonoma di Trento (APPA), 74 pp.

Sniffer. 2008. Lake Habitat Survey in the United Kingdom. *Field survey guidance manual*. © Sniffer 2008. 78 pp. ([www.sniffer.org.uk](http://www.sniffer.org.uk)).

Tarmo Timm, 2009. A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe. *Lauterborna*, 66: 1-235

Tonolli, V. 1969. *Introduzione allo studio della limnologia. Ecologia e biologia delle acque dolci*. Istituto Italiano Idrobiologia (Ed.), Pallanza-Verbania. 387 pp.

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).