

Citazione consigliata:

Bolpagni R., Cerabolini B.E.L., 2016. Habitat acquatici in Lombardia: aggiornamento delle conoscenze e proposte per un monitoraggio integrato. Università degli Studi dell'Insubria - Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Osservatorio Regionale per la Biodiversità di Regione Lombardia.

Habitat acquatici in Lombardia: aggiornamento delle conoscenze e proposte per un monitoraggio integrato

Sommario

1. Stato dell'arte, Criticità emergenti e Prospettive future per gli Habitat acquatici in Lombardia	2
1.1 Gli ecosistemi d'acqua dolce e le macrofite: ruolo, importanza e stato di conservazione	2
1.2 Convenzioni internazionali e Direttive Comunitarie	4
1.3 Habitat acquatici di interesse comunitario in Lombardia	4
1.4 Contesto della ricerca e obiettivi.....	6
2. Materiali e Metodi.....	7
2.1 Articolazione del progetto.....	8
2.3 Area di studio	9
2.2 Distribuzione delle macrofite lacustri secondo ARPA Lombardia	11
2.3 Fotointerpretazione e modelli predittivi della distribuzione delle macrofite	11
2.4 Telerilevamento	12
3. Risultati	14
3.1 Modelli distributivi di specie e fasce di vegetazione	14
3.2 Aggiornamento della distribuzione dell'habitat 3150 mediante fotointerpretazione.....	16
3.2 Definizione del <i>range</i> delle fasce di vegetazione	17
3.3 Modelli predittivi della distribuzione delle macrofite: definizione degli areali di idoneità.....	17
3.4 Applicazione del telerilevamento	18
4. Considerazioni conclusive.....	21
5. Bibliografia.....	23

1. Stato dell'arte, Criticità emergenti e Prospettive future per gli Habitat acquatici in Lombardia

1.1 Gli ecosistemi d'acqua dolce e le macrofite: ruolo, importanza e stato di conservazione

Gli ecosistemi d'acqua dolce (es. zone umide, piccole acque lentiche, laghi e sistemi fluviali) svolgono un ruolo fondamentale nella biosfera e forniscono numerosi servizi ecosistemici di elevato valore (es. serbatoio per le falde idriche e zona tampone nella regolazione dei flussi idrici superficiali; auto-depurazione delle acque). Tutto ciò è possibile grazie alla loro elevata produttività che sostiene un notevole sviluppo della biomassa vegetale e consente il sostentamento di un gran numero di organismi. Non secondario è l'elevato valore culturale e ricreativo che è generalmente riconosciuto a questi ecosistemi.

Gli ecosistemi d'acqua dolce sono caratterizzati da produttori primari estremamente specializzati: le macrofite. Si tratta di organismi vegetali che hanno sviluppato peculiari adattamenti all'eccessiva disponibilità di acqua, cui si accoppia spesso l'insorgenza di fenomeni di ipossia o anossia, in particolare a livello sedimentario. Particolari tessuti lacunosi (es. aerenchimi) consentono di veicolare aria alle radici permettendo la respirazione e l'ossigenazione della rizosfera, con importantissimi processi associati (es. detossificazione dei sedimenti, denitrificazione) (Fig. 1).

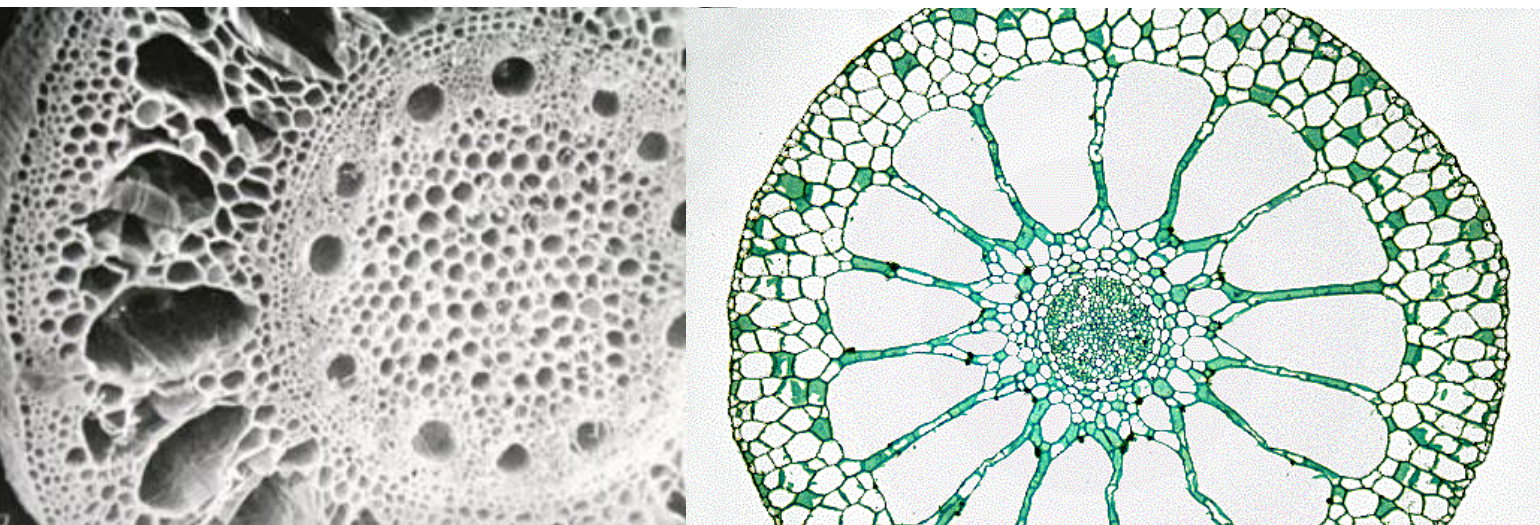


Figura 1 – Particolari della sezione di una radice (a sinistra) e di un fusto (a destra) di *Myriophyllum spicatum*; è evidente la presenza dell'aerenchima e l'importanza che tale tessuto riveste nell'organizzazione della struttura degli organi della pianta.

Nonostante l'elevato valore, la disponibilità di ecosistemi d'acqua dolce è in costante diminuzione a causa dell'irrefrenabile aumento del loro tasso di distruzione e/o sfruttamento (Verhoeven et al., 2006; Jackson et al., 2011). Con particolare riferimento alla vegetazione acquatica, nei paesi dove sono state avviate azioni per la loro salvaguardia, a un generale recupero della qualità chimico-fisica delle acque superficiali non si associa un recupero della qualità (in termini di diversità e struttura) delle comunità a macrofite (Pulido et al., 2011). Di conseguenza, questi ecosistemi sono caratterizzati da altissimi tassi di perdita di diversità floristico-vegetazionale, specialmente nelle pianure irrigue fortemente sfruttate, non da meno la Pianura Padana (Bolgagni et al., 2013; Bolgagni & Piotti, 2015, 2016). Le principali cause di minaccia per questi ecosistemi sono l'inquinamento (es. la contaminazione con fertilizzanti e pesticidi) e il cambio di destinazione d'uso del suolo, con conseguente perdita di habitat (Dudgeon et al., 2006) (Fig. 2).



Figura 2 – le immagini si riferiscono ai fiume Oglio sublacuale (pannello in alto) e al Mincio (pannelli centrale e basso) e ne evidenziano la profonda manomissione sia per l’alterazione dei settori spondali e la costruzione di opere di presa (a scopi irrigui ed idroelettrici) che per l’immissione di acque reflue (evidente l’effetto di quelli veicolati al Mincio dal depuratore di Peschiera).

Va ricordato per esempio, che una quota pari al 90% delle aree occupate da zone umide in Europa è stata perduta o irreversibilmente compromessa già a partire dalla fine del ‘700 (Verhoeven et al., 2006). Altri rilevanti fattori di impatto sono la modificazione antropica dei regimi dei corsi d’acqua, l’urbanizzazione e l’eccessivo sfruttamento della risorsa idrica.

1.2 Convenzioni internazionali e Direttive Comunitarie

Data la loro rilevanza e l'urgenza di tutela, esiste un sistema articolato di convenzioni e normative internazionali che si interessano di questi ambienti, prima tra tutte la Convenzione di Ramsar sulle Zone Umide (1971). A livello europeo, a riguardo, sono state emanate diverse direttive tra le quali le più rilevanti al fine della loro salvaguardia sono: la Direttiva Uccelli (79/409/CEE; DU), la Direttiva Habitat (92/43/CE, DH), e la Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE; WFD).

Tra queste, la DH rappresenta il principale pilastro della politica comunitaria nella conservazione della biodiversità e comporta un obbligo di rendicontazione periodica (monitoraggio) dello stato di conservazione delle Specie e degli Habitat di interesse comunitario, dei loro trend e prospettive future, e degli interventi di tutela attuati da tutti gli Stati Membri dell'Unione Europea (Genovesi et al., 2014).

Lo stato di conservazione è un concetto fondamentale della DH sul quale fondare e sviluppare i programmi e le azioni di monitoraggio. Per stato di conservazione di un Habitat naturale si intende l'effetto complessivo dei fattori che ne influenzano il dinamismo, nonché sulle specie tipiche che in esso si trovano (cfr. Evans & Arvela, 2011). Ne consegue che i programmi e i protocolli di monitoraggio devono necessariamente contenere quantomeno i criteri e i parametri utili per la valutazione dello stato di conservazione. Particolare rilevanza ha la definizione delle specie tipiche, entità che dovrebbero essere:

- rappresentative degli strati di vegetazione qualificanti l'habitat
- dominanti
- frequenti
- diffuse in tutto l'areale dell'habitat
- ben definite da un punto di vista tassonomico
- facilmente riconoscibili e in più stagioni dell'anno
- fedeli all'habitat (esclusive o elettive)
- sensibili ai cambiamenti dell'habitat (stenoecie)

Nell'ottica del monitoraggio degli habitat acquatici, assume notevole importanza l'attuazione della WFD, finalizzata alla tutela e valorizzazione degli ecosistemi acquatici, con particolare riferimento alla mitigazione degli effetti delle inondazioni e della siccità. La WFD impegna tra l'altro gli Stati Membri a formalizzare e aggiornare regolarmente un registro delle aree protette identificate in base all'attuazione della DH e della DU a scala di distretto idrografico. Tra le aree protette, ai sensi dell'art. 6 della WFD, sono da ricomprendere anche le aree ZSC, la cui conservazione è vincolata al mantenimento o al miglioramento della qualità delle acque.

Ottemperare contemporaneamente a questi obiettivi, rappresenta uno dei fondamenti delle strategie d'intervento per la riqualificazione ecologica degli ecosistemi acquatici, tenuto conto che il buono stato delle acque include sia lo stato ecologico che quello chimico-fisico, e che gli obiettivi di conservazione si riferiscono a Specie e Habitat di interesse comunitario.

1.3 Habitat acquatici di interesse comunitario in Lombardia

Gli ecosistemi d'acqua dolce possono ospitare ecotoni multipli in virtù dalla loro conformazione morfologica e dei parametri chimico-fisici delle acque e dei sedimenti. Tale diversità è riconosciuta dalla DH, che include nell'Allegato I un'ampia articolazione di habitat di acqua dolce (codice 3xxx), ripartiti in habitat di "Acque stagnanti" (31xx) e "Acque correnti" (32xx). Complessivamente sono 9 gli habitat di acqua dolce presenti in Lombardia, per una superficie totale pari a 1454 ha (tabella 1).

Tabella 1 – Habitat d'acqua dolce presenti in Lombardia e relativa superficie occupata (da Formulario Standard).

Codice Habitat		Sup (ha)
3130	Acque stagnanti, da oligotrofe a mesotrofe, con vegetazione dei <i>Littorellatea uniflorae</i> e/o <i>Isoëto-Nanojuncetea</i>	26,1
3140	Acque oligomesotrofe calcaree con vegetazione bentica di <i>Chara</i>	1,0
3150	Laghi eutrofici naturali con vegetazione del tipo <i>Magnopotamion</i> o <i>Hydrocharition</i>	489,9
3160	Laghi e stagni distrofici naturali	1,2
3220	Fiumi alpini con vegetazione riparia erbacea	340,1
3230	Fiumi alpini con vegetazione riparia legnosa a <i>Myricaria germanica</i>	26,0
3240	Fiumi alpini e loro vegetazione riparia legnosa a <i>Salix eleagnos</i>	50,5
3260	Fiumi delle pianure e montani con vegetazione del <i>Ranunculion fluitantis</i> e <i>Callitricho- Batrachion</i>	160,1
3270	Fiumi con argini melmosi con vegetazione del <i>Chenopodion rubri</i> p.p e <i>Bidention</i> p.p.	503,1

Con particolare riferimento alle acque stagnanti (codice 31xx), procedendo dai settori marginali fino alla massima profondità di crescita, è possibile identificare differenti e successive fasce concentriche di vegetazione. Il *magnocariceto* (1) include la vegetazione più marginale dominata da grossi cespi di carici solo periodicamente inondati; il *canneto* (2) include la vegetazione di grosse elofite su suoli saturi di acqua, che costituisce la fascia ecotonale di passaggio tra ecosistema terrestre ed acquatico; il *lamineto* (3) include la vegetazione di idrofite radicate al fondo, ma con apparato fogliare flottante sulla superficie dell'acqua; mentre il *potamogeto* (4) include la vegetazione di idrofite radicate al fondo con apparato fogliare situato al di sotto della superficie dell'acqua; è possibile tra lamineto e potamogeto individuare un'ulteriore tipologia di vegetazione di idrofite galleggianti identificabile come *lemneto* (5; Fig. 3). La cintura di vegetazione sommersa in corrispondenza della massima profondità di crescita (Zcmax) è spesso occupata da praterie paucispecifiche dominate da *Characeae* (6; *careto*).



Figura 3 – In alto si vede un popolamento elementare di *Callitriche stagnalis* e *Phalaris arundinacea* (*lamineto* + formazione elofitica assimilabile al *canneto*), fiume Oglio; in basso dei lamineti a *Trapa natans* (a sinistra) e a *Nymphaea alba* (a destra), Laghi di Mantova.

Tra gli habitat di acque stagnanti, quello di gran lunga più diffuso a scala regionale è il 3150 (Laghi eutrofici naturali con vegetazione del *Magnopotamion* o *Hydrocharition*). Si è deciso pertanto di rivolgere la nostra attenzione a questo habitat e al codice 3140 (Acque oligomesotrofe calcaree con vegetazione bentica di *Chara* spp.) che identifica le praterie sommerse a *Characeae* (*careto*), molto spesso compenstrate e comunque ecologicamente in stretta connessione con le formazioni del codice precedente.

1.4 Contesto della ricerca e obiettivi

La corretta tutela degli habitat acquatici si persegue attraverso interventi di gestione affiancati da attività di monitoraggio continue, utili a regolare gli strumenti gestionali sulla base delle previsioni dei cambiamenti dell'ecosistema così come delle risposte di specie e habitat agli interventi stessi. Diviene fondamentale disporre, pertanto, di strumenti adeguati all'analisi dei processi dinamici degli ecosistemi acquatici, molto spesso caratterizzati da un complesso mosaico di habitat. Di fatto, si tratta di ecosistemi che possono comprendere diverse comunità di idrofite radicanti o natanti che si prestano a diverse interpretazioni.

Da declaratoria del Manuale di interpretazione europeo, al codice 3150 andrebbero ricondotte solamente le comunità di *potamogeto* e *lemneto* (cfr. EUR25, 2003; EUR27 2007; EUR28, 2013). Gli aspetti critici relativi all'inquadramento delle comunità a macrofite, sebbene rilevanti, non saranno approfonditi nella presente relazione (per ulteriori approfondimenti si rimanda alla trattazione dell'habitat fatta da Bolpagni et al., 2010). Va chiarito, comunque, come in Lombardia sia stata adottata una definizione restrittiva dell'habitat 3150 che esclude la fascia del *lamineto*, che in molti casi è stata riportato nei Formulare Standard in qualità di habitat di interesse regionale (mediante codifica CORINE). Questa interpretazione è coerente con il Manuale europeo, che nelle varie edizioni non ha mai aggiornato la definizione del codice 3150 (cfr. EUR25, 2003; EUR27 2007; EUR28, 2013). Le discrepanze nell'interpretare se una vegetazione acquatica fosse o meno di codice pongono però un serio problema relativo all'omogeneità dei criteri adottati per l'identificazione dell'habitat nella cartografia ufficiale dei siti N2000 in Lombardia. Risulta, infatti, che gli habitat acquatici – specialmente quelli tipici dei corpi idrici superficiali lacustri – siano sottorappresentati in molti siti della Rete N2000 regionale, e in generale sottovalutati in termini di rappresentatività al di fuori della rete stessa. Basti citare il recente lavoro di Bolpagni et al. (2013) che ha stimato di circa 1000-1200 ha la superficie occupata dall'habitat 3140 (*careto*) nel solo Lago di Garda (considerando anche le porzioni veneta e trentina del lago), a fronte di un dato desumibile dai Formulare Standard che identifica in 0,98 ha la superficie occupata da questo habitat in Lombardia.

In un tale contesto, il presente documento vuole valutare l'efficacia dell'uso di approcci multipli per l'identificazione, la caratterizzazione ed il monitoraggio degli habitat acquatici, con particolare riferimento alla Rete N2000 e ai principali bacini lacustri della Lombardia. Nello specifico, si vuole verificare la potenzialità: (1) dell'uso dei dati ARPA relativi alla componente macrofita lacustre così come raccolti in ottemperanza alla WFD, così come (2) del telerilevamento per aggiornare lo stato delle conoscenze relative a struttura, funzioni e prospettive future degli habitat acquatici (in riferimento ai codici 3140 e 3150).

2. Materiali e Metodi

Lungo l'ecotono terra-acqua, ciascuna delle vegetazioni sopra riportate domina uno specifico intervallo di profondità. L'habitat 3150 dovrebbe estendersi verso il centro dei corpi idrici colonizzati oltre la fascia del *magnocariceto* e del *canneto*, che si colloca preferenzialmente tra 0.0 m e 0.5 m di profondità. La massima profondità di colonizzazione (Z_{cmax}) è estremamente variabile e dipende in larga misura dalla profondità massima stessa del corpo idrico così come dallo stato di qualità delle acque che ne influenza la trasparenza. Per esempio, le ninfee possono spingere gli apparati radicali in condizioni ideali fino ai 4 metri di profondità (Oberdorfer, 1997) (Fig. 4). Tali specie hanno un apparato fogliare posto al di sopra del pelo dell'acqua e non risultano, pertanto, limitate da condizioni di scarsa trasparenza dell'acqua ma dall'interazione di più fattori biologici e fisici. In tal caso, sembra essere lo stato di conservazione dei sedimenti (es. potenziale redox) uno dei fattori limitanti più importante; va da sé che ad acque torbide corrispondono sedimenti eutrofici che hanno scarsi livelli di bioricettività. Al di là dei fattori chimico-fisici, le limitazioni potrebbero essere dovute dall'aumento, con la profondità, del costo energetico per la produzione di foglie, oppure dal danno che provoca il moto ondoso o l'azione del vento. Le macrofite a foglie flottanti si spingerebbero, quindi, a profondità notevoli (4-5 m) solo nelle zone di acque stagnanti. Le comunità di *Characeae* (codice habitat 3140) possono distribuirsi lungo tutto il gradiente di profondità occupato dalla zona eufotica, anche se nei bacini medio-grandi occupano le profondità maggiori dando origine alla comunità che chiude la fascia vegetata. Nel caso del Lago di Garda, che è un bacino tendente all'oligotrofia, queste comunità occupano in prevalenza l'orizzonte 4-12 m di profondità fino a massimi di 18 m, mentre nel Lago d'Idro, che è un bacino meromittico fortemente eutrofizzato, la fascia a *Characeae* è estremamente frammentata e poco rappresentata e non supera mai i 9-10 m di profondità (Bolpagni, 2013 a, b; Bolpagni et al., 2013).

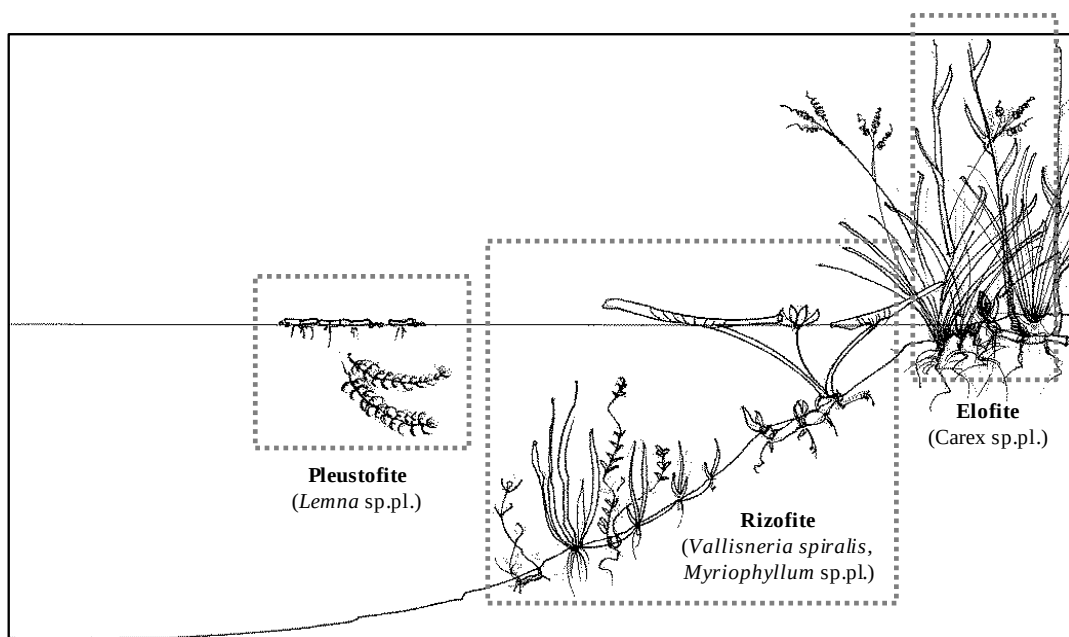


Figura 4 – Schema delle prevalenti tipologie di specie vegetali idro-igrofile in base alla forma di crescita e sviluppo – limitatamente alle fasce litoranee e riparie.

In sintesi, la distribuzione della vegetazione sommersa e la massima profondità di colonizzazione delle piante nei laghi (Z_{cmax}) sono influenzate da diversi fattori: luce, contenuto in fosforo, temperatura, profondità del termoclino e pressione. Vi è però generale accordo nel ritenere che il fattore principale sia la penetrazione della luce, influenzata primariamente dalla trasparenza delle acque. La massima profondità di colonizzazione delle piante nei laghi è condizionata anche dalle dimensioni del lago,

direttamente correlate con la profondità del termoclino. In condizioni ottimali di trasparenza, la massima profondità di colonizzazione sarà maggiore nei laghi di grandi dimensioni rispetto a quelli di medie e di piccole dimensioni (Azzella et al., 2014). Tutte queste evidenze sono di estrema utilità per l'identificazione, la caratterizzazione ed il monitoraggio degli habitat acquatici; da esse siamo partiti per la formalizzazione di obiettivi e di azioni del presente progetto.

2.1 Articolazione del progetto

Con l'obiettivo di integrare le informazioni disponibili sugli habitat acquatici a scala regionale e verificare l'efficacia di approcci integrati per la loro caratterizzazione, si è predisposto un piano articolato di azioni sintetizzato nel *flowchart* riportato in Fig. 5.

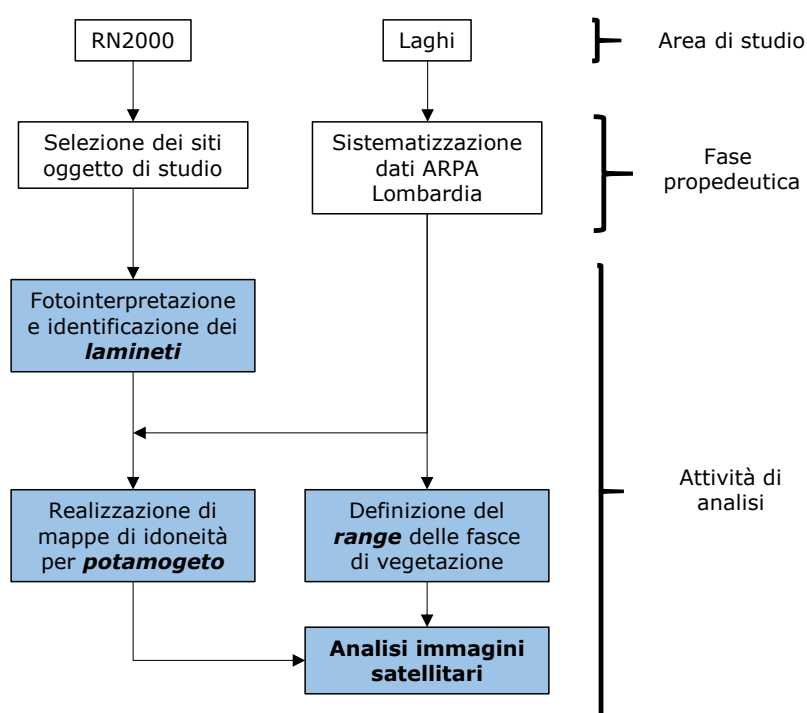


Figura 5 – Articolazione del progetto: area di studio, attività propedeutiche e di analisi.

In sintesi, si è proceduto alla ripermimetrazione e all'aggiornamento delle superfici occupate dagli habitat lavorando su due scale spaziali.

a) Nell'ambito della Rete N2000 regionale, si è proceduto::

- (1) all'identificazione di tutti i siti Rete N2000 lombardi che includessero porzioni significative di zone umide o corpi idrici (indipendentemente dalla presenza o meno dei due codici in analisi);
- (2) alla sistematizzazione dei dati ARPA Lombardia raccolti tra il 2008 e il 2011 relativi alle macrofite lacustri di 16 laghi;
- (3) alla verifica, mediante fotointerpretazione, della presenza e della distribuzione di vegetazione acquatica (con particolare riferimento ai *lamineti*), utilizzando ortofoto del 2012 relative al periodo estivo, mediante il software QGIS;

(4) all'elaborazione di mappe di idoneità della vegetazione sommersa (*potamogeto*) per tre casi studio (Laghi di Alserio, Ganna e Montorfano) sulla base di un modello geometrico di distribuzione della vegetazione acquatica;

b) considerando i principali bacini lacustri lombardi, si è proceduto:

(5) all'analisi dei *pattern* distributivi delle fasce principali di vegetazione (utilizzando i dati ARPA Lombardia), in relazione alle caratteristiche chimico-fisiche delle acque;

(6) all'applicazione delle tecniche di telerilevamento ad alcuni casi studio (Laghi di Annone, Comabbio ed Olginate), a supporto dell'identificazione e del monitoraggio della vegetazione acquatica emergente.

2.3 Area di studio

Complessivamente sono 24 i siti della Rete N2000 (di cui 20 SIC e 6 ZPS) su cui è stata approfondita la presenza e la distribuzione degli habitat acquatici (Fig. 6; tabella 2). Per quanto riguarda i dati ARPA Lombardia, sono state acquisite informazioni relative a 16 laghi (tabella 3).

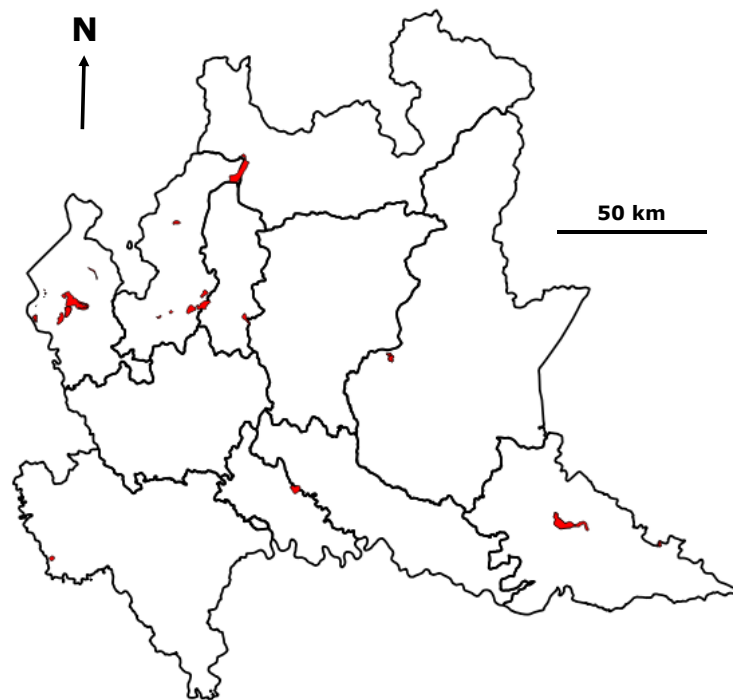


Figura 6 – SIC e ZPS (in rosso) inclusi nell'indagine.

Tabella 2 – SIC e ZPS inclusi nell'indagine, con l'indicazione se gli habitat in studio (3140 e 3150) fossero segnalati nei Formulari Standard.

Lago	Tipo	Codice	Nome Sito	3140	3150
Ganna	SIC	IT2010001	Lago di Ganna		
Biandronno	SIC	IT2010006	Lago di Biandronno		x
Varese	SIC/ZPS	IT2010007	Palude Brabbia		x
Comabbio	SIC	IT2010008	Lago di Comabbio		x
Maggiore	SIC	IT2010015	Palude Bruschera		x
Maggiore	SIC	IT2010021	Sabbie D'Oro		
Varese	SIC	IT2010022	Alnete del Lago di Varese		x
Varese	ZPS	IT2010501	Lago di Varese		x
Maggiore	ZPS	IT2010502	Canneti del Lago Maggiore		x
	SIC	IT2020001	Lago di Piano		
	SIC	IT2020003	Palude di Albate		
Montorfano	SIC	IT2020004	Lago di Montorfano		
Alserio	SIC	IT2020005	Lago di Alserio		x
Pusiano	SIC	IT2020006	Lago di Pusiano		x
Segrino	SIC	IT2020010	Lago di Segrino		x
	SIC	IT2030005	Palude di Brivio		x
Mezzola	SIC	IT2040042	Lago di Mezzola e Pian di Spagna		x
Iseo	SIC/ZPS	IT2070020	Torbiere d'Iseo		x
	SIC	IT2080010	Garzaia di Sartirana		
	SIC	IT2090008	La Zerbaglia		x
	ZPS	IT20B0008	Paludi di Ostiglia		x
Mantova	ZPS	IT20B0009	Valli del Mincio		x
	SIC	IT20B0016	Ostiglia		x
Mantova	SIC	IT20B0017	Ansa e Valli del Mincio		x

Tabella 3 – Laghi inclusi nell'indagine, con l'indicazione delle principali caratteristiche topografiche (Alt = Altitudine; Sup = Superficie; Prof = Profondità; Vol = Volume) e di quelle chimico-fisiche delle acque (DS = Disco di Secchi; P tot = Fosforo totale); si riporta anche l'anno di indagine, il numero di transetti (TR) e di siti per lago.

Lago	Alt (m s.l.m.)	Sup (km ²)	Prof (m)	Vol (m ³ 10 ⁶)	DS (m)	P TOT (µg/l)	Anno	TR	siti
Comabbio	243	3,6	8	16,6	3,23	5,3	2008	23	78
Endine	334	2,1	9	11,9	2,42	19,0	2008	67	157
Ganna	390	0,1	3	0,1	2,50	2,5	2008	5	15
Garda	65	368,0	350	49031,0	8,20	17,7	2011	82	760
Garlate	205	4,6	34	70,0	5,62	23,0	2011	20	164
Ghirla	415	3,2	14	No data	4,93	2,5	2008	18	74
Iseo	185	61,0	251	7600,0	4,67	61,5	2008	109	743
Maggiore	193	213,0	370	37500,0	6,42	4,4	2012	198	1056
Mantova di Mezzo	15	3,7	12	No data	0,85	50,0	2010	28	65
Mantova Inferiore	15	1,5	9	No data	0,82	37,5	2010	20	51
Mantova superiore	18	1,1	15	No data	0,99	55,0	2010	45	119
Mezzola	200	5,9	69	149,0	2,72	11,3	2011	30	189
Monate	266	2,5	34	45,0	8,42	2,5	2008	40	172
Montorfano	397	0,5	7	1,9	2,83	20,5	2012	12	48
Palù ¹	No data	No data	No data	No data	6,43	5,0	2011	10	52
Varese	238	14,8	26	160,0	3,38	39,3	2008	44	130

¹Per quanto riguarda il lago di Palù, non sono presenti riferimenti né in pubblicazioni editte da ARPA Lombardia, né nella bibliografia scientifica.

2.2 Distribuzione delle macrofite lacustri secondo ARPA Lombardia

I dati relativi alla distribuzione delle macrofite lacustri sono stati gentilmente forniti da ARPA Lombardia e sono stati raccolti nel triennio 2008-2011. Mediante l'ausilio di una barca, ad intervalli di 1 m di profondità (dalla sponda alla Z_{cmax}), sono state raccolte le informazioni sulla presenza e sulla rappresentatività delle macrofite, considerando 4 punti di campionamento per sito (profondità): uno verso prua e uno verso poppa, per ciascun lato della barca. Per ogni sito di campionamento: si misurava la profondità, si rilevavano le coordinate geografiche (UTM32-WGS84) e si determinava la tipologia del fondale. Per ogni specie, il dato di presenza veniva espresso secondo una scala percentuale in virtù della frequenza di identificazione nei 4 punti di prelievo. In totale, si è fatto riferimento a dati relativi a 3877 siti di prelievo, per un numero complessivo di 748 transetti.

Queste informazioni hanno permesso di determinare la profondità di distribuzione di tutte le specie rilevate e di definire l'orizzonte distributivo (in termini di profondità) delle diverse fasce di vegetazione riscontrate all'interno dei laghi (*lamineto*, *potamogeto* e *careto*) attraverso l'identificazione di un gruppo di specie indicatrici per fascia di profondità. Tali informazioni sono state poi utilizzate per indagare la risposta (orizzonti distributivi in termini di profondità) delle diverse fasce al variare delle condizioni fisico-chimiche delle acque (stato trofico dei laghi).

2.3 Fotointerpretazione e modelli predittivi della distribuzione delle macrofite

Per l'aggiornamento delle superfici occupate dal codice 3150, si è proceduto alla fotointerpretazione di ortofoto acquisite nel periodo estivo 2012 (massimo sviluppo della vegetazione). Si è proceduto all'identificazione dei *lamineti*, operazione semplice in quanto caratterizzati da tonalità scure o cangianti (anche se in alcuni casi possono essere molto chiare per fenomeni di riflessione) e privi di ombre, poiché sono a livello dello specchio d'acqua. Al tempo stesso, sono state identificate differenti tipologie di vegetazione di codice 3150, conservando una chiara distinzione dei poligoni digitalizzati, in virtù delle loro caratteristiche attraverso specifici codici identificativi: 3150A per le idrofite radicate al fondo con foglie galleggianti (*lamineto*); 3150B per la vegetazione sommersa (*potamogeto*); 3150C per la vegetazione liberamente natante a pleustofite (es. *Lemna*, *Salvinia*, *lemneto*); 3150AB per i poligoni misti *lamineto*-vegetazione sommersa.

Diversi modelli sono stati sviluppati al fine di predire la Z_{cmax} al variare delle condizioni chimico-fisiche delle acque (tabella 4). In linea di massima, il principale fattore preso in considerazione è la trasparenza (espressa come profondità della scomparsa del Disco di Secchi; DS), sebbene alcuni autori abbiano sottolineato la centralità della dimensione dei corpi idrici nel guidare la distribuzione potenziale delle macrofite (sia per quanto riguarda la componente vascolare che le caracee).

Tabella 4 – Modelli distributivi delle macrofite: definizione della Z_{cmax} .

autori	vegetazione	modello
Chambers & Kalff, 1985	vascolare	$(Z_c)^{0,5} = 1,33 \cdot \log(DS) + 1,4$
Canfield et al. 1985	vascolare	$\log(Z_c) = 0,61 \cdot \log(DS) + 0,26$
Søndergaard et al 2013	vascolare	$\log(Z_c) = 0,22 + 0,63 \cdot \log(DS)$
Chambers & Kalff, 1985	a caracee	$\log(Z_c) = 0,87 \cdot \log(DS) + 0,31$
Azzella et al. 2014 (a)	complessiva	$Z_c = 1,39 \cdot DS + 1,37$
Azzella et al. 2014 (b)	complessiva	$Z_c = 1,01 \cdot DS + 2,62 \cdot \log(A) + 1,36$

In assenza di batimetrie, come nella gran parte dei casi analizzati nel presente documento, è possibile generare un semplice modello geometrico per delineare – nell'intorno dei settori litoranei colonizzati da

lamineti – i settori potenzialmente colonizzati da vegetazione sommersa (*potamogeto*). Ciò è possibile sfruttando informazioni di base quali la larghezza della fascia a *lamineto* e la Z_{cmax} rispettivamente di *lamineto* e *potamogeto*.

I dati utili al modello sono:

- LL = larghezza *lamineto* (calcolata mediante la strumentazione fornita dal software QGIS);
- LP = larghezza *potamogeto*;
- PL = intervallo di profondità per *lamineto* (ricavata analizzando la letteratura scientifica riguardante l'ecologia delle macrofite sommerse a foglie galleggianti e i transetti vegetazionali di ARPA Lombardia);
- PP = intervallo di profondità per *potamogeto* (ricavata dai transetti ARPA Lombardia oppure calcolata attraverso l'applicazione degli algoritmi riportati in tabella 2).

Quindi, come riportato in Fig. 7, assumendo come ipotesi che la pendenza del fondale del corpo idrico si mantenga pressappoco costante nei primi metri di profondità, si ha che:

$$LL : PL = LP : PP$$

Da ciò, si ottiene:

$$LP = LL * PP * PL^{-1}$$

Applicando tale formula, è stato possibile calcolare la larghezza “potenziale” del *potamogeto* da utilizzare per la digitalizzazione.

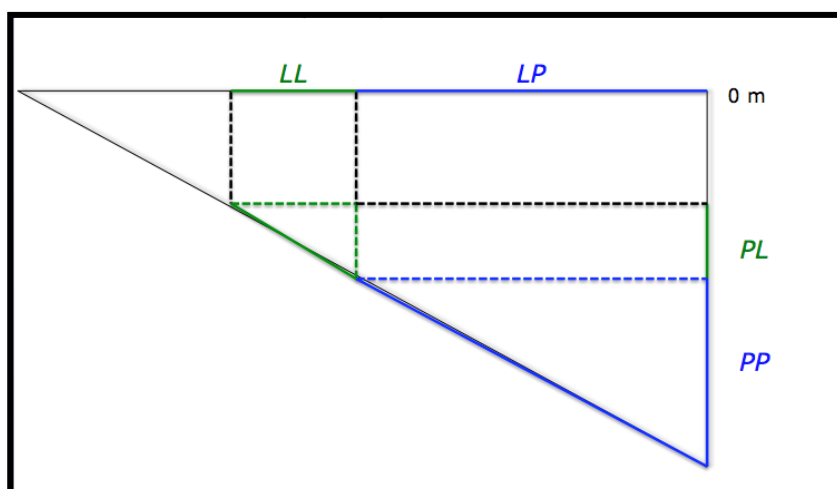


Figura 7 – Modello geometrico per la definizione delle aree di idoneità della vegetazione sommersa (*potamogeto*).

2.4 Telerilevamento

Negli ultimi decenni, l'analisi della vegetazione tramite tecniche di telerilevamento ha riscosso un enorme successo, grazie alle peculiari caratteristiche spettrali degli apparati fotosinteticamente attivi delle piante. La bassa riflettanza nella regione del rosso e l'alta riflettanza nell'infrarosso vicino (NIR) (es. Jensen, 2000) sono state ampiamente sfruttate per mappare, monitorare e gestire la vegetazione. Oltre a ciò, il telerilevamento ha permesso di sviluppare specifici indici spettrali per valutare lo stato di salute di piante

e vegetazione. Per esempio, l'NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) è molto utilizzato anche negli studi della vegetazione acquatica, in particolare in quella galleggiante ed emergente (Ma et al., 2008). Ciò nonostante, il telerilevamento risulta limitatamente applicato per monitorare la componente macroscopica dei produttori primari negli ecosistemi acquatici, specialmente nei processi valutativi dello stato funzionale della vegetazione (Villa et al., 2013). La principale causa di questo ritardo risiede nella risoluzione dei prodotti telerilevati che precludeva, fino a qualche anno fa, l'acquisizione di immagini utili ad analizzare il mosaico di vegetazione che spesso caratterizza le zone umide, se non a fronte di un significativo impegno economico per l'acquisizione di dati iperspettrali aerei.

Con il lancio di nuovi sensori nel corso del 2016, si potrà finalmente disporre di immagini multispettrali ad elevata risoluzione spazio-temporale che permetteranno di implementare l'uso del telerilevamento nell'analisi degli habitat acquatici nell'ambito delle attività di monitoraggio.

Limitatamente ai casi studio dei Laghi di Annone, Comabbio ed Olginate, ci si è serviti di immagini satellitari multispettrali a quattro bande, ovvero tre bande dello spettro elettromagnetico visibile (rosso, verde e blu) e dell'infrarosso vicino (near infrared = NIR), accompagnate all'occorrenza dalla corrispondente immagine pancromatica (un singolo canale acquisito su tutto lo spettro del visibile) per discriminare la vegetazione acquatica emergente (*canneto* e *lamineto*). I dati sono stati acquisiti dai satelliti Quickbird (per Comabbio, il 25 aprile 2008) and GeoEye-1 (Annone e Olginate, il 28 agosto 2012), con una risoluzione spaziale di 0,61 e 0,46 m per la visione pancromatica e 2,44 e 1,84 m per quella multispettrale, rispettivamente per i due sensori utilizzati. Dopo le opportune correzioni, sui dati trattati sono stati calcolati tre differenti indici di vegetazione: l'NDVI e due indici specifici per la vegetazione acquatica così come descritti da Villa et al. (2014): il *Normalized Difference Aquatic Vegetation Index* (NDAVI) e il *Water Adjusted Vegetation Index* (WAVI), questi ultimi solo per i casi di Annone ed Olginate. Per gli opportuni approfondimenti, si rimanda a Bruno (2015) e Maggi (2016).

3. Risultati

3.1 Modelli distributivi di specie e fasce di vegetazione

Complessivamente, sono 50 le macrofite identificate nei laghi lombardi, escluse le macroalghe, di cui 38 Angiosperme, 10 *Characeae* e 2 *Bryophyta*. A loro volta sono ripartibili in: elofite (7), pleustofite (4) e rizofite emergenti (6) e sommerse (32). Per omogeneità, in tutte le analisi condotte, il dato di copertura-abbondanza così come acquisito da ARPA Lombardia è stato trasformato in presenza/assenza.

In prima istanza, si è proceduto ad una categorizzazione delle specie identificate in almeno 80 siti di prelievo (sui 3877 complessivi) considerandone la fedeltà ai due habitat oggetto di approfondimento (3140 e 3150) (tabella 5); particolare attenzione è stata rivolta anche alle specie incluse nella Lista nera delle specie alloctone, con eccezione di *Ranunculus trichophyllus* s.str. che è da considerarsi una specie tipica dell'habitat 3260 (Fiumi delle pianure e montani con vegetazione del *Ranunculion fluitantis* e *Callitriche-Batrachion*), anche se trasgredisce frequentemente in ecosistemi acquatici stagnanti. Le specie riportate in tabella 5 possono essere considerate come specie tipiche dei corrispettivi habitat in regione (per quanto riguarda ovviamente, gli ecosistemi lacustri o le acque stagnanti).

Tabella 5 – Specie appartenenti ad habitat o in Lista nera con l'indicazione del numero di siti in cui sono state identificate (#); per le sole specie di codice 3150 si indica la forma biologica.

Specie	Habitat	tipo	#siti
<i>Phragmites australis</i>			83
<i>Ranunculus trichophyllus</i> s.str.	3130	<i>rizofita sommersa</i>	
<i>Ceratophyllum demersum</i>	3150	pleustofita	1651
<i>Myriophyllum spicatum</i>	3150	rizofita sommersa	1683
<i>Najas marina</i>	3150	rizofita sommersa	1849
<i>Nuphar lutea</i>	3150	rizofita emergente	97
<i>Nymphaea alba</i>	3150	rizofita emergente	312
<i>Potamogeton pectinatus</i>	3150	rizofita sommersa	297
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	3150	rizofita sommersa	916
<i>Potamogeton pusillus</i>	3150	rizofita sommersa	274
<i>Trapa natans</i>	3150	pleustofita	241
<i>Vallisneria spiralis</i>	3150	rizofita sommersa	2809
<i>Zannichellia palustris</i>	3150	rizofita sommersa	582
<i>Chara globularis</i>	3140		1439
<i>Nitellopsis obtusa</i>	3140		84
<i>Elodea nuttallii</i>		Lista nera	1136
<i>Lagarosiphon major</i>		Lista nera	1424
<i>Nelumbo nucifera</i>		Lista nera	114

In generale, la maggioranza delle specie identificate, si dispone nei primi 5 metri di profondità, raggiungendo la massima concentrazione nella fascia fra 1 e 2 metri (il 24,8% dell'abbondanza totale è ospitata in questo orizzonte di profondità). Oltre gli 11 metri invece, sono solo 4 le specie delle quali sia stata accertata la presenza: 2 alghe (*Chara globularis* e *Nitellopsis obtusa*), 1 *Bryophyta* (*Fontinalis antipyretica*) e 1 macrofita vascolare (*Ceratophyllum demersum*), presente però in un numero assai ridotto di siti (8). Se consideriamo la frequenza percentuale con cui ognuna delle specie tipiche è stata identificata lungo il profilo di profondità, è possibile identificare tre fasce di vegetazione: *lamineto*, *potameto* e *careto*, in parte sovrapposte in ragione delle differenze trofiche in cui si trovano i laghi analizzati (tabelle 6 e 7).

Tabella 6 – Distribuzione spaziale (lungo la profondità, Prof) della rappresentatività delle specie in termini di siti colonizzati.

specie	Prof																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Phr_aus</i>	78	5																
<i>Ran_tri</i>	121	100	17	4	4													
<i>Cer_dem</i>	156	298	218	236	245	249	122	68	28	17	6	2	4	2				
<i>Myr_spi</i>	130	394	472	377	201	85	19	4	2									
<i>Naj_mar</i>	276	436	318	274	222	167	99	37	13	8								
<i>Nup_lut</i>	44	38	7	4	4													
<i>Nym_alb</i>	112	183	17															
<i>Pot_pec</i>	12	27	35	51	67	47	32	14	8	2	2							
<i>Pot_per</i>	73	262	244	172	116	43	7											
<i>Pot_pus</i>	107	83	52	14	8	5	2	3										
<i>Tra_nat</i>	105	82	54															
<i>Val_spi</i>	212	509	561	551	494	380	95	5	2									
<i>Zan_pal</i>	174	173	110	65	36	19	3	1	1									
<i>Cha_glo</i>	83	121	101	87	118	159	149	123	122	96	68	70	48	36	19	16	16	7
<i>Nit_obt</i>				1	5	10	14	4	10	10	9	6	8	6	1			
<i>Elo_nut</i>	57	107	174	191	208	212	117	52	13	4	1							
<i>Lag_maj</i>	121	306	384	333	199	66	6	5	4									
<i>Nel_nuc</i>	78	30	3	3														

Phragmites australis = *Phr_aus*; *Ranunculus trichophyllus* = *Ran_tri*; *Ceratophyllum demersum* = *Cer_dem*; *Myriophyllum spicatum* = *Myr_spi*; *Najas marina* = *Naj_mar*; *Nuphar lutea* = *Nup_lut*; *Nymphaea alba* = *Nym_alb*; *Potamogeton pectinatus* = *Pot_pec*; *P. perfoliatus* = *Pot_per*; *P. pusillus* = *Pot_pus*; *Trapa natans* = *Tra_nat*; *Vallisneria spiralis* = *Val_spi*; *Zanichellia palustris* = *Zan_pal*; *Chara globularis* = *Cha_glo*; *Nitellopsis obtusa* = *Nit_obt*; *Elodea nuttallii* = *Elo_nut*; *Lagarosiphon major* = *Lag_maj*; *Nelumbo nucifera* = *Nel_nuc*.

Tabella 7 – Distribuzione spaziale (lungo la profondità, Prof) della rappresentatività delle specie in termini di siti colonizzati sul totale di siti indagati per orizzonte di profondità (espressa come percentuale); *lamineto* = arancione; *potameto* = giallo; *careto* = verde scuro; per la codifica delle specie si rimanda alla tabella 4.

specie	Prof																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Phr_aus</i>	4																	
<i>Ran_tri</i>	6	3	1															
<i>Cer_dem</i>	8	9	8	10	13	17	18	22	14	12	7	3	7	5				
<i>Myr_spi</i>	7	12	17	16	10	6	3	1	1									
<i>Naj_mar</i>	14	14	11	12	12	12	15	12	6	6								
<i>Nup_lut</i>	2	1																
<i>Nym_alb</i>	6	6	1															
<i>Pot_pec</i>	1	1	1	2	3	3	5	4	4	1	2							
<i>Pot_per</i>	4	8	9	7	6	3	1											
<i>Pot_pus</i>	6	3	2	1														
<i>Tra_nat</i>	5	3	2															
<i>Val_spi</i>	11	16	20	23	26	26	14	2	1									
<i>Zan_pal</i>	9	5	4	3	2	1												
<i>Cha_glo</i>	4	4	4	4	6	11	22	39	60	70	79	90	80	82	95	100	100	100
<i>Nit_obt</i>						1	2	1	5	7	10	8	13	14	5			
<i>Elo_nut</i>	3	3	6	8	11	15	18	16	6	3	1							
<i>Lag_maj</i>	6	10	14	14	10	5	1	2	2									
<i>Nel_nuc</i>	4	1																

In generale, il *lamineto* non supera i 2 metri di profondità, mentre il *potameto* copre una fascia tra gli 0 e i 6 m di profondità; al di sotto di questa soglia, fino alla Zcmax, si può identificare il *careto*. In condizioni di eccesso di nutrienti, quindi in presenza di ambienti lacustri eutrofici, la fascia a *C. globularis* può essere vicariata da *C. demersum* (fascia evidenziata in verde chiaro in tabella 7).

3.2 Aggiornamento della distribuzione dell'habitat 3150 mediante fotointerpretazione

All'interno dei 24 siti Rete N2000 in analisi, le operazioni di fotointerpretazione hanno permesso di incrementare le superfici occupate dall'habitat 3150 di circa 193 ettari (inclusi anche il *lamineto*), pari ad un aumento della superficie dell'habitat a scala regionale del 57%. In molti casi, tale incremento è risultato di molto superiore al 1000% (tabella 8) e in 6 siti non era stato segnalato in precedenza nei Formulare Standard (es. Lago di Montorfano, Lago di Piano; Fig. 8).

Tabella 8 – Estensione (E; ha) delle superfici dell'habitat 3150 prima (E_FS) e dopo (E_cor) la correzione della cartografia della Zcmax; differenza (DF) e variazione percentuale (V%).

Tipo	Codice	Nome Sito	E_FS	E_cor	DF	V%
SIC	IT2010001	Lago di Ganna	-	2.63	2.63	-
SIC	IT2010006	Lago di Biandronno	0.04	2.56	2.52	6882
SIC/ZPS	IT2010007	Palude Brabbia	0.35	13.25	12.89	3638
SIC	IT2010008	Lago di Comabbio	0.88	13.91	13.03	1486
SIC	IT2010015	Palude Bruschera	0.34	0.37	0.03	9
SIC	IT2010021	Sabbie D'Oro	-	0.11	0.11	-
SIC	IT2010022	Alnete del Lago di Varese	1.03	5.57	4.54	440
ZPS	IT2010501	Lago di Varese	165.59	221.04	55.46	33
ZPS	IT2010502	Canneti del Lago Maggiore	0.34	0.48	0.14	40
SIC	IT2020001	Lago di Piano	-	3.78	3.78	-
SIC	IT2020003	Palude di Albate	-	0.05	0.05	-
SIC	IT2020004	Lago di Montorfano	-	0.27	0.27	-
SIC	IT2020005	Lago di Alserio	0.07	15.69	15.62	22636
SIC	IT2020006	Lago di Pusiano	0.05	17.61	17.57	38420
SIC	IT2020010	Lago di Segrino	19.42	19.86	0.45	2
SIC	IT2030005	Palude di Brivio	6.28	7.49	1.22	19
SIC	IT2040042	Lago di Mezzola e Pian di Spagna	81.06	83.79	2.73	3
SIC/ZPS	IT2070020	Torbiere d'Iseo	2.16	34.65	32.49	1507
SIC	IT2080010	Garzaia di Sartirana	-	0.85	0.85	-
SIC	IT2090008	La Zerbaglia	0.10	7.38	7.28	7067
ZPS	IT20B0008	Paludi di Ostiglia	3.61	3.84	0.23	6
ZPS	IT20B0009	Valli del Mincio	39.70	53.23	13.53	34
SIC	IT20B0016	Ostiglia	3.61	3.84	0.23	6
SIC	IT20B0017	Ansa e Valli del Mincio	11.64	17.26	5.62	48
TOTALE			336.26	529.53	193.27	57



Figura 8 – Particolare del Lago di Piano con in evidenza i *lamineti*.

3.3 Modelli predittivi della distribuzione delle macrofite: definizione degli areali di idoneità

Al fine di identificare gli areali occupati dalla vegetazione sommersa, la fotointerpretazione presenta grossi limiti di affidabilità. A tale scopo, anche il telerilevamento molto spesso ha applicabilità limitata. La possibilità di riconoscere la presenza di vegetazione sommersa è fortemente limitata dall'ampiezza della zona eufotica. In presenza di acque torbide, diviene quasi impossibile distinguere la presenza di macrofite al di sotto dei 2 m di profondità. In questi casi, è possibile, ricorrendo ai modelli matematici elaborati per la definizione della Z_{cmax} delle macrofite (sia per la componente vascolare che per le caracee), determinare i limiti distributivi potenziali delle diverse fasce di vegetazione sulla base della qualità delle acque. Da questi dati, è possibile poi retrocalcolare le aree idonee per l'habitat avendo informazioni sulla batimetria di un dato corpo idrico. Questi dati possono rivelarsi di grande utilità per identificare il *range* di un habitat così come previsto dalla DH. In più, così facendo, è possibile indicare le superfici occupate da habitat anche al di fuori della Rete N2000, integrando con dati essenziali le attività di *reporting*.

Utilizzando il dato di DS e l'area di ognuno dei 16 laghi analizzati, è stato possibile identificare i limiti distributivi potenziali della componente vascolare e delle *Characeae*, che risultano del tutto comparabili con i dati reali acquisiti da ARPA Lombardia (tabella 9). In particolar modo, emerge l'importanza di considerare il fattore area (A) nel modello per stimare al meglio la Z_{cmax} e identificare quindi le superfici idonee per l'habitat. Di fatto, il modello b elaborato da Azzella et al. (2014) presenta i coefficienti di correlazione maggiori tra dato reale e modellato (tabella 9). In linea di massima, considerando i laghi sui quali è stata condotta l'operazione di fotointerpretazione, emerge come l'estensione degli habitat 3140 e 3150 sia da considerare largamente sottostimata. Tale sottostima potrebbe essere in parte ridotta se si disponesse di un adeguato modello batimetrico per tutti i principali laghi della Lombardia, così come delle zone umide incluse all'interno della Rete N2000.

Tabella 9 – Z_cmax, reale (DR) per la componente vascolare (vas) e per le caracee (car) applicando i modelli di C&K_85 (Chambers & Kalf, 1985; con * per le car), Cetal_85 (Canfield et al., 1985), Setal_13 (Søndergaard et al., 2013), Aetal_14 (Azzella et al., 2014), modello a e b; CC = Coefficiente di correlazione tra valori stimati e quelli reali da dati ARPA Lombardia, n = 16 per vas, n = 10 per car.

	Co	En	Gan	Gar	Garl	Gh	Is	Ma	MNI	MNM	MNS	Me	Mo	Mon	Pa	Va	CC
DS	3,2	2,4	2,5	8,2	5,6	4,9	4,7	6,4	0,8	0,9	1,0	2,7	8,4	2,8	6,4	3,4	
A	3,6	2,1	0,1	368	4,6	3,2	61	213	1,5	1,1	3,7	5,9	2,5	0,5	0,2	14,8	
C&K_85	4,3	3,6	3,7	6,8	5,7	5,4	5,2	6,1	1,7	1,7	1,9	3,9	6,9	4,0	6,1	4,4	0.71
Cetal_85	3,7	3,1	3,2	6,6	5,2	4,8	4,7	5,7	1,6	1,6	1,8	3,4	6,7	3,4	5,7	3,8	0.73
Setal_13	3,5	2,9	3,0	6,2	4,9	4,5	4,4	5,4	1,5	1,5	1,6	3,1	6,4	3,2	5,4	3,6	0.73
C&K_85*	5,7	4,4	4,5	12,7	9,2	8,2	7,8	10,3	1,7	1,8	2,0	4,9	13,0	5,0	10,3	5,9	0.74
Aetal_14a	5,9	4,7	4,8	12,8	9,2	8,2	7,9	10,3	2,5	2,6	2,7	5,2	13,1	5,3	10,3	6,1	0.75
Aetal_14b	6,1	4,7	0,7	16,4	8,8	7,7	10,8	13,9	2,6	2,3	3,8	6,1	10,9	3,4	5,7	7,8	0.88
DR_vas	2,5	5,5	1,5	13,5	9,5	3,5	7,5	8,5	1,5	2,5	2,5	6,5	7,5	2,5	3,5	3,5	
DR_car	ND	3,5	2,5	17,5	9,5	ND	8,5	10,5	1,5	0,5	ND	6,5	3,5	ND	ND	ND	

A integrazione delle operazioni sopradescritte, per i Laghi di Alserio e Ganna (per i quali si dispone dei dati di ARPA Lombardia relativamente alla componente macrofitica) e Montorfano (per il quale si dispone solo dei dati chimico-fisici), è stato possibile generare delle mappe di idoneità sulla base del modello geometrico basato sull'estensione dei *lamineti*. Anche in questo caso, emerge la possibilità di ulteriori aumenti consistenti degli areali degli habitat. Le stime effettuate suggeriscono che l'estensione dell'habitat 3150 potrebbe più che raddoppiare, sia per il Lago di Alserio che di Montorfano. Occorre ricordare che la digitalizzazione della fascia di vegetazione sommersa è stata possibile solo per piccole porzioni dei laghi in analisi in quanto, in seguito al calcolo, è stato tracciato ogni singolo punto alla distanza trovata, cercando di rimanere il più perpendicolare possibile al *lamineto*. La disponibilità di carte batimetriche avrebbe facilitato l'applicazione del modello di idoneità ambientale a tutto il corpo idrico.

3.4 Applicazione del telerilevamento

L'analisi delle immagini satellitari dei laghi di Annone, Comabbio ed Olginate confermano l'efficacia del telerilevamento per discriminare la vegetazione emersa dall'elemento acqua. Ciò è possibile sulla base di una sola immagine satellitare (riferita ad un preciso momento fenologico), in presenza però di dati di validazione indipendenti relativi alle componenti vegetazionali da caratterizzare (vegetazione acquatica e/o riparia). Il rilevamento a terra può essere effettuato anche su una zona limitata del lago, operazione di per sé sufficiente per procedere con la validazione del dato telerilevato (Maggi, 2016). Il ricorso poi, ad algoritmi di classificazione (non supervisionata e supervisionata) consente di raffinare le procedure di mappaggio e separazione delle zone vegetate rispetto a quelle che non lo sono e, a certe condizioni, di distinguere tra differenti tipologie di vegetazione (*lamineto* e *canneto*).

Nel caso studio del Lago di Annone (Figg. 9 e 10), i risultati ottenuti mettono in luce come la classificazione non supervisionata ottenuta a partire dagli indici di vegetazione calcolati sia in grado di discriminare tra vegetato e non vegetato, ma non tra tipologie di vegetazione.

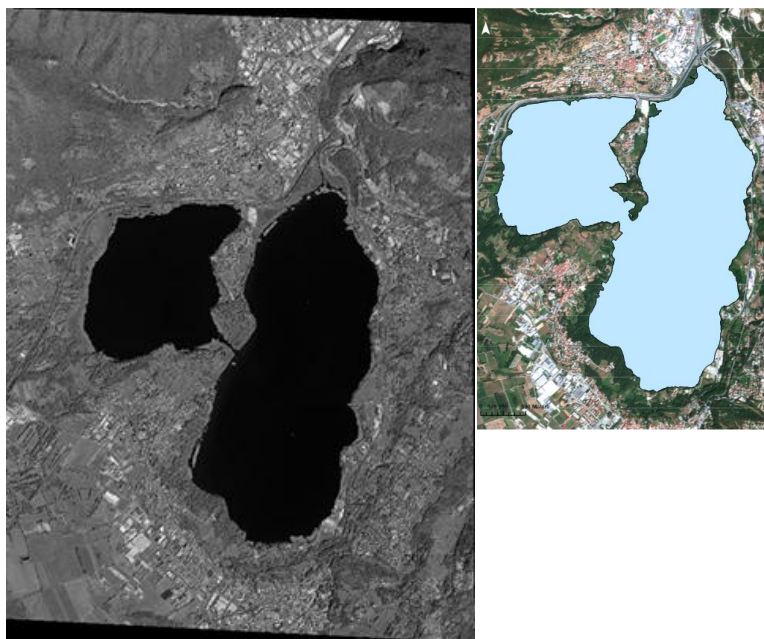


Figura 9 – L'immagine pancromatica del Lago d'Annone (a sinistra); il dominio (in azzurro) per lo studio delle macrofite del lago (a destra).

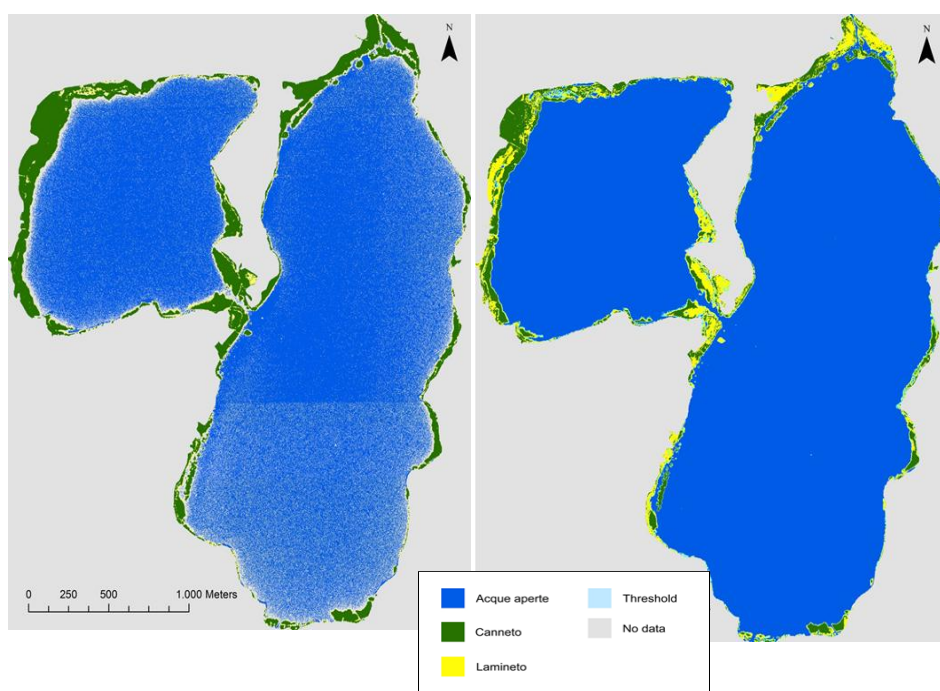


Figura 10 – Mappe di classificazione del Lago d'Annone utilizzando l'indice NDVI (a sinistra) e la combinazione di NDVI+NDAVI sull'immagine multispettrale (a destra).

Il caso studio di Olginate conferma l'utilità degli indici di vegetazione – sempre utilizzando una sola immagine satellitare acquisita in un preciso momento fenologico – per il riconoscimento della vegetazione emersa ma non di quella sommersa (Fig. 11). Tale limite si riflette anche nella classificazione non supervisionata, con un problema di generale sottostima dell'estensione delle aree occupate dalla comunità macrofita. Gli indici testati (i.e. NDVI; NDAVI, WAVI) risultano tuttavia molto utili per l'interpretazione di alcuni elementi dell'immagine di carattere ambiguo, come le barre di sedimento non vegetate che potevano facilmente essere confuse nella fotointerpretazione manuale a video con zone vegetate. La classificazione supervisionata si rivela più efficace di quella non supervisionata nella stima dell'estensione delle aree occupate da macrofite. La mancanza di dati di validazione di campo sufficientemente accurati ne mette in luce però i limiti di un dato approccio. Ovvero, come la sua efficacia sia strettamente legata alla sinergia con l'acquisizione di un numero sufficientemente rappresentativo di punti di validazione su campo.

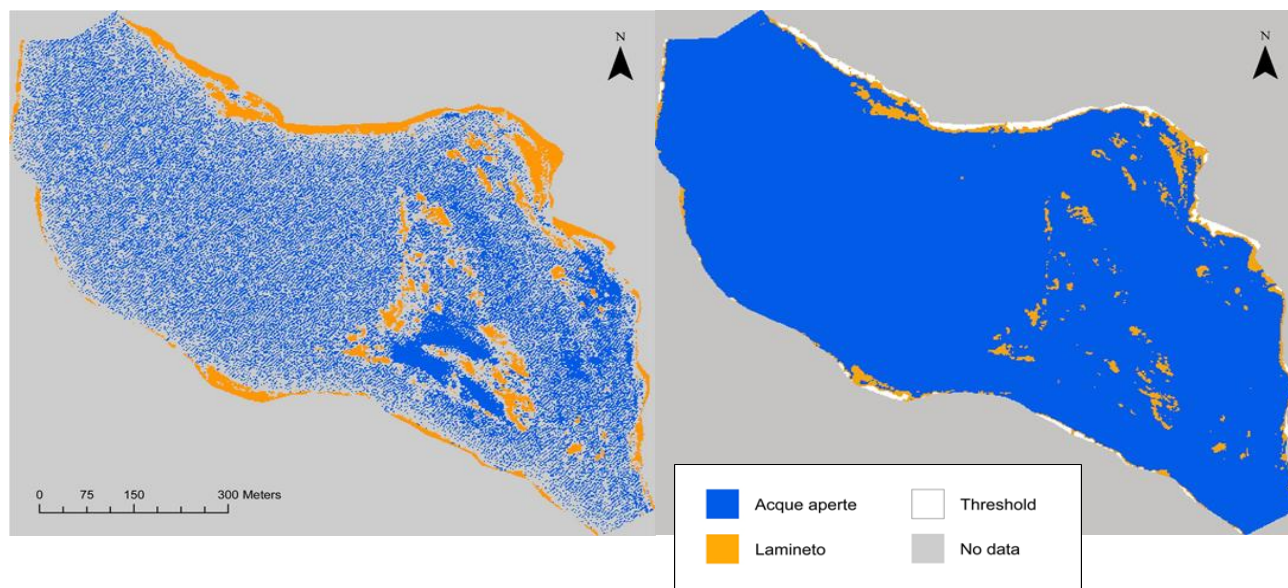


Figura 11 – Mappe di classificazione del Lago di Olginate utilizzando l'indice NDVI (a sinistra) e la combinazione di NDVI+NDAVI sull'immagine multispettrale (a destra).

In generale, emerge come l'applicazione di tecniche di telerilevamento offra indubbi vantaggi quali: a) la rapidità con cui può essere eseguita, b) l'indipendenza dai dati di campo (se non ai fini del controllo dell'accuratezza e della validazione), c) la possibilità offerta di effettuare stime affidabili sull'estensione della vegetazione, utili ad esempio per confronti temporali e d) l'area vasta cui può essere applicata permettendo per esempio, di acquisire informazioni anche al di fuori della Rete N2000.

4. Considerazioni conclusive

Gli approfondimenti condotti sollecitano un aggiornamento urgente della cartografia, così come delle stime degli areali occupati dagli habitat 3150 e 3140 nei siti Rete N2000 della Lombardia. Tale aggiornamento deve essere condotto utilizzando criteri unici di interpretazione dell'habitat, così come di rilevamento. La vicina scadenza per l'aggiornamento dello stato di conservazione degli habitat ai sensi dell'ex art. 17 della DH potrebbe rappresentare un'ottima occasione per risolvere le questioni interpretative e integrare le informazioni disponibili sulla rappresentatività degli habitat acquatici a scala regionale.

I dati relativi alla distribuzione delle macrofite confermano la centralità del fattore trasparenza (espresso come DS) nel definire gli orizzonti di profondità colonizzati e, conseguentemente, di identificare la Zcmax, in accordo con la letteratura di settore (Azzella et al., 2014). La modellizzazione della distribuzione delle fasce di vegetazione sommersa evidenzia inoltre, come esse tendano ad occupare un orizzonte di profondità sempre maggiore, più netto e diversificato, con l'aumento della trasparenza. La disponibilità di habitat è strettamente dipendente quindi, dalla qualità chimico-fisica delle acque e dall'evoluzione stagionale dei principali parametri di qualità, per esempio la quantità di fosforo totale o il contenuto di clorofilla fitoplanctonica. In una tale ottica, il non raggiungimento dell'obiettivo di qualità imposto dalla WFD a scala di singolo corpo idrico deve essere considerato di grande detrimento per il mantenimento di condizioni favorevoli al mantenimento e alla conservazione degli habitat e delle specie di interesse conservazionistico. Così come richiesto dall'art. 12 della WFD, è di primaria importanza delineare per quali corpi idrici, considerando prioritariamente quelli inclusi nella Rete N2000, si è richiesta una deroga al raggiungimento dell'obiettivo Buono per il 2015 in modo da adottare rapidamente tutte quelle azioni necessarie per avviare il recupero qualitativo di acque e sedimenti.

Il lavoro di verifica e di mappatura dei lamineti, nei 24 siti considerati, ha permesso di osservare un notevole incremento della superficie attribuita all'habitat 3150, che in molti casi era stato trascurato o mal riportato nel passato. Ancora del tutto insoddisfacenti, risultano invece i dati disponibili per il codice 3140. Questo è un risultato di particolare rilevanza, considerando che entrambi gli habitat caratterizzati sono inclusi tra i 20 "top habitat types" della regione biogeografica continentale, vale a dire gli habitat che richiedono particolare attenzione e sforzi di conservazione a scala comunitaria (Aronsson et al., 2014).

La digitalizzazione dei lamineti ha permesso di definire correttamente una delle componenti che consideriamo fondamentali dell'habitat 3150 – relativa ai popolamenti di idrofite radicate al fondo con foglie flottanti – e di ottenere un insieme di poligoni univocamente classificati che possono essere poi utilizzati per le procedure di validazione di approcci automatici di classificazione via telerilevamento. A ciò si aggiunge la definizione di fasce (o *range*) di idoneità ambientale per la vegetazione sommersa, che comporterebbe ulteriori aumenti consistenti delle superfici di habitat qualora supportata da dati di campo che ne verificassero presenza e distribuzione.

Il ricorso al telerilevamento risulta di estrema utilità per discriminare la vegetazione emersa dall'elemento acqua, dimostrando la centralità di questo strumento nell'individuazione e nella classificazione degli habitat acquatici. In primo luogo, permette un notevole risparmio di tempo nell'acquisizione e nell'elaborazione delle informazioni. Esso consente inoltre di condurre attività di monitoraggio su scala anche molto vasta, velocizzando e coordinando operazioni che risulterebbero molto lunghe e dispendiose se eseguite a terra. Oltre a questi aspetti, uno dei maggiori pregi della classificazione delle immagini telerilevate consiste nell'oggettività che tale procedimento offre rispetto agli approcci tradizionali, ovvero la costruzione di carte tematiche a partire da dati di campo oppure da fotointerpretazione.

La possibilità di separare chiaramente le diverse fasce di vegetazione è perseguibile integrando temporalmente il dataset di immagini da analizzare, per esempio acquisendo un'immagine per ognuna delle fasi fenologiche fondamentali nello sviluppo delle macrofite (es. mese di maggio, fine luglio e inizio settembre) (Villa et al., 2013, 2014, 2015). La classificazione supervisionata, se ben guidata, è in grado di

distinguere in maniera soddisfacente tra diverse tipologie di vegetazione emersa. Tuttavia ciò richiede campagne di validazione di campo realizzate ad hoc (es. contestualmente con l'acquisizione delle immagini satellitari o aviotrasportate). Associando studi specifici sulle proprietà ottiche delle singole specie, in particolare sulle risposte spettrali delle specie tipiche e aliene, si potrebbe provvedere al monitoraggio anche delle entità da considerarsi "early warning" in modo da integrare le mappe generate dall'uso degli indici di vegetazione.

In conclusione, il carattere innovativo del presente lavoro risiede nella multifattorialità dell'approccio adottato e nello sforzo di integrazione perseguito al fine di verificare la reciproca utilità (e compatibilità) di dati che la Pubblica Amministrazione acquisisce indipendentemente nel normale adempimento delle Direttive Comunitarie (es. DH, WFD). Disporre di dati telerilevati permette di integrare il dato spazializzato con informazioni sullo stato di salute delle piante, sulla loro biomassa, sulla qualità delle acque e le relazioni con i competitori microscopici (fitoplancton, ecc.). Tutto questo risulta di estrema utilità nell'ottica del monitoraggio, sia ai sensi dell'ex. Art 17 della DH, che per quanto riguarda la Direttiva Quadro sulle Acque, e conseguentemente sui processi di valorizzazione e uso "sostenibile" della risorsa idrica. Emerge come fattore chiave – per rendere più produttiva possibile l'integrazione tra dati e obiettivi sovraordinati – l'acquisizione di dati batimetrici. Si sollecitano, pertanto, tutti gli attori pubblici coinvolti nel perseguimento delle direttive ambientali con oggetto gli ecosistemi acquatici, di dotarsi di questo tipo di informazioni.

5. Bibliografia

- Aronsson, M., Arvela, M., Bailly-Maitre, J., Gavilan, L-P., Richard, D., Sohlman, A. 2014. Pre-scoping document for the Continental/ Pannonian/ Steppic and Black Sea regions (1st part Core document). ETC/BD report to the EEA, 27 pp + annexes.
- Azzella, M, Bolpagni, R, Oggioni, A. 2014. A preliminary evaluation of lake morphometric traits influence on the maximum colonization depth of aquatic plants. *J. Limnol.*, 2013; 73, 400-406.
- Bolpagni R., Azzoni R., Spotorno C., Tomaselli M., Viaroli P., 2010. Analisi del patrimonio floristico-vegetazionale idro igrofilo della Regione Emilia-Romagna. Relazione di Analisi. Regione Emilia-Romagna, Bologna.
- Bolpagni, R. 2013a. Macrophyte richness and aquatic vegetation complexity of the lake Idro (Northern Italy). *Ann. Bot.*, 3, 35–43.
- Bolpagni, R. 2013b. Multimetric indices based on vegetation data for assessing ecological and hydromorphological quality of a man-regulated lake. *Ann. Bot.*, 3: 87-95.
- Bolpagni, R., Bettoni, E., Bonomi, F., Bresciani, M., Caraffini, K., Costaross, S., Giacomazzi, F., Monauni, C., Montanari, P., Mosconi, M.C., Oggioni, A., Pellegrini, G., Zampieri, C. 2013. Charophytes of Garda lake (Northern Italy) - a preliminary assessment of diversity and distribution. *J. Limnol.*, 2013; 72(2), 388-393.
- Bolpagni, R., Piotti A., 2015. Hydro-hygrophilous vegetation diversity and distribution patterns in riverine wetlands in an agricultural landscape: a case study from the Oglio River (Po plain, Northern Italy). *Phytocenologia*, 45, 69-84.
- Bolpagni, R., Piotti A., 2016. The importance of being natural in a human-altered riverscape: Role of wetland type in supporting habitat heterogeneity and vegetation functional diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater ecosystems*. DOI: 10.1002/aqc.2604.
- Bruno, A. 2015. Analisi della distribuzione di macrofite e habitat acquatici in laghi lombardi. Tesi di Laurea, Università degli Studi dell'Insubria.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., et al. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81(2), 163-182.
- Evans D., Arvela M. (2011) Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007-2012. Final version. July 2011.
- Genovesi P., Angelini P., Bianchi E., Dupré E., Ercole S., Giacanelli V., Ronchi F., Stoch, F. 2014. Specie e habitat di interesse comunitario in Italia: distribuzione, stato di conservazione e trend. ISPRA, Serie Rapporti 194/2014.
- Jackson, R. B., Carpenter, S. R., Dahm, C. N., McKnight, D. M., Naiman, R. J., Postel, S. L., et al. (2001). Water in a changing world. *Ecological applications*, 11(4), 1027-1045.
- Jensen, J.R. 2000. *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective*. Prentice Hall, Inc. Upper Saddle River, NJ 07458, ISBN-13: 978-0131453610, Upper Saddle River, NJ.
- Ma, R., Duan, H., Gu, X., Zhang, S. 2008. Detecting aquatic vegetation changes in Taihu Lake, China using multi-temporal satellite imagery. *Sensors*, 8(6), 3988-4005.
- Maggi, N. 2016. Utilizzo del telerilevamento per l'individuazione e la mappatura della vegetazione acquatica. Tesi di Laurea, Università degli Studi dell'Insubria.
- Oberdorfer, E., 1997. *Süddeutsche Pflanzen-gesellschaften*.
- Pulido, C., Lucassen, E.C.H.E.T., Pedersen, O., & Roelofs, J.G.M. (2011). Influence of quantity and lability of sediment organic matter on the biomass of two isoetids, *Littorella uniflora* and *Echinodorus repens*. *Freshwater Biology*, 56, 939–951.
- Verhoeven J.T.A., Arheimer B., Yin C., Hefting M.M. 2006. Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends Ecol. Evol.* 21, 96–103.
- Villa, P., Laini, A., Bresciani, M., Bolpagni, R. 2013. A remote sensing approach to monitor the conservation status of lacustrine *Phragmites australis* beds. *Wetlands Ecol Manage* 21, 399–416.
- Villa, P., Mousivand, A., Bresciani, M. 2014. Aquatic vegetation indices assessment through radiative transfer modeling and linear mixture simulation. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 30, 113–127.

- Villa, P., Bresciani, M., Bolpagni, R., Pinardi, M., Giardino, C. 2015. A rule-based approach for mapping macrophyte communities using multi-temporal aquatic vegetation indices. Remote sensing of environment 171, 218–233.

Il presente documento è stato realizzato con il contributo di:
Simona Bardelli, Augustin Bruno, Guido Brusa, Cristina De Molli, Franz Livio e Nicola Maggi