



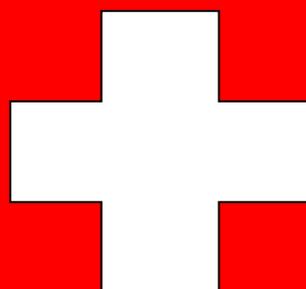
## **Specie Alloctone invasive nel bacino del Lago Maggiore (SPAM)**

Programma triennale 2016-2018

### **Rapporto finale**

A cura di

Andrea Beghi, Luca Gariboldi, Angela Boggero, Nicoletta Riccardi, Pietro Genoni



# **SPECIE ALLOCTONE INVASIVE NEL BACINO DEL LAGO MAGGIORE (SPAM)**



## **Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere**

Programma triennale 2016-2018

### **Rapporto finale**

#### Sezione 3. Ecomorfologia delle rive

A cura di

Andrea Beghi<sup>1</sup>, Luca Gariboldi<sup>1</sup>, Angela Boggero<sup>2</sup>, Nicoletta Riccardi<sup>2</sup>, Pietro Genoni<sup>1</sup>

<sup>1</sup>ARPA Lombardia - Settore Monitoraggi Ambientali  
U.O. Centro Regionale Laghi e Monitoraggio Biologico Acque Superficiali

<sup>2</sup>Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto di Ricerca Sulle Acque  
Sede di Verbania Pallanza

Giugno 2019

## Sommario

<b>PREMESSA</b> .....	<b>3</b>
<b>MACROFITE AQUATICHE SOMMERSE</b> .....	<b>5</b>
1 INTRODUZIONE.....	5
2 PROTOCOLLO DI MONITORAGGIO.....	6
3 LA FLORA MACROFITICA DEL LAGO MAGGIORE.....	8
3.1 <i>Elenco floristico</i> .....	9
3.2 <i>Frequenza delle famiglie nel Lago Maggiore</i> .....	11
3.3 <i>Frequenza delle specie nel Lago Maggiore</i> .....	11
3.4 <i>Tipi morfologici dei taxa rinvenuti</i> .....	12
3.5 <i>Spettro corologico</i> .....	13
3.6 <i>Spettro biologico</i> .....	14
3.7 <i>Spettro ecologico</i> .....	15
3.8 <i>Peculiarità floristiche</i> .....	17
3.9 <i>Le specie esotiche</i> .....	19
4 SCHEDE ANALITICHE DELLE SPECIE ESOTICHE DEL LAGO MAGGIORE.....	21
4.1 <i>Lagarosiphon major (Ridl.) Moss (Hydrocharitaceae)</i> .....	21
4.1.1 Aspetto e caratteri diagnostici.....	21
4.1.2 Biologia ed Ecologia.....	22
4.1.3 Distribuzione.....	23
4.1.4 Ecologia e carte di distribuzione nel Lago Maggiore.....	24
4.1.5 Impatti.....	29
4.3 <i>Elodea nuttallii (Planch.) H.St.John (Hydrocharitaceae)</i> .....	31
4.3.1 Aspetto e caratteri diagnostici.....	31
4.3.2 Biologia ed Ecologia.....	32
4.3.3 Distribuzione.....	33
4.3.4 Ecologia e carte di distribuzione nel Lago Maggiore.....	33
4.3.5 Impatti.....	37
4.4 <i>Elodea canadensis Michx. (Hydrocharitaceae)</i> .....	39
4.4.1 Aspetto e caratteri diagnostici.....	39
4.4.2 Biologia ed Ecologia.....	40
4.4.3 Distribuzione.....	40
4.4.4 Ecologia e carte distribuzione nel Lago Maggiore.....	41
4.4.5 Impatti.....	45
4.5 <i>Egeria densa Planch. (Hydrocharitaceae)</i> .....	47
4.5.1 Aspetto e caratteri diagnostici.....	47
4.5.2 Biologia ed Ecologia.....	48
4.5.3 Distribuzione.....	48
4.5.4 Ecologia e carte distribuzione nel Lago Maggiore.....	49
4.5.5 Impatti.....	50
5 AZIONI DI CONTENIMENTO E PREVENZIONE.....	52
5.1 <i>Azione chimica</i> .....	52
5.2 <i>Azione biologica</i> .....	53
5.3 <i>Azione meccanica</i> .....	55
5.3.1 Rimozione manuale usando sommozzatori.....	55
5.3.2 Taglio meccanico con lame a V, seguito da raccolta immediata dei propaguli.....	55
5.3.3 Geotessile sommerso o barriere bentoniche.....	56
5.3.4 Dragaggio.....	58
6 L'IMPATTO ECOLOGICO DELLE SPECIE ALLOCTONE INVASIVE SULLE SPECIE AUTOCTONE PRESENTI NEL LAGO.....	60
7 L'IMPATTO ECOLOGICO DELLE SPECIE ALLOCTONE INVASIVE SUGLI HABITAT D'INTERESSE COMUNITARIO (DIRETTIVA 92/43/CEE)..	65
8 L'IMPATTO DELLE SPECIE ALLOCTONE INVASIVE SULLE ATTIVITÀ ANTROPICHE.....	72

9	CONCLUSIONI .....	77
10	BIBLIOGRAFIA .....	79
	Allegato A. Lista delle specie rinvenute nel Lago Maggiore in base ai censimenti floristici degli ultimi 139 anni.....	90
	Allegato B. Aspetto e caratteri diagnostici .....	94
	Allegato C. Le macrofite sommerse nelle aree portuali del Lago Maggiore.....	95
	Allegato D. Localizzazione dei transetti nel censimento 2017 .....	99
<b>MOLLUSCHI BIVALVI .....</b>		<b>101</b>
11	INTRODUZIONE.....	101
12	MATERIALI E METODI.....	103
12.1	<i>Specie autoctone di bivalvi</i> .....	103
12.2	<i>Specie alloctone invasive di bivalvi</i> .....	103
12.3	<i>Area di studio</i> .....	104
12.4	<i>Metodologia di campionamento</i> .....	105
12.5	<i>Stima delle relazioni peso - lunghezza</i> .....	105
12.6	<i>Densità di popolazione, struttura dimensionale e biomassa</i> .....	105
13	RISULTATI.....	106
13.1	<i>Relazioni peso lunghezza</i> .....	106
13.2	<i>Peso fresco, peso secco e ceneri</i> .....	107
13.3	<i>Distribuzione dei popolamenti di bivalvi, densità di popolazione e biomassa</i> .....	107
13.4	<i>Confronto della consistenza e struttura demografica delle attuali popolazioni di <i>Corbicula fluminea</i> con i dati pregressi</i> .....	112
14	CONCLUSIONI .....	117
15	BIBLIOGRAFIA .....	121
	Allegato A. Bivalvi alloctoni invasivi presenti nel Lago Maggiore.....	124
<b>MACROCROSTACEI .....</b>		<b>132</b>
16	INTRODUZIONE.....	132
17	MATERIALI E METODI.....	133
17.1	<i>Sopralluoghi preliminari</i> .....	133
17.2	<i>Selezione delle nasse</i> .....	135
17.3	<i>Campionamento degli organismi</i> .....	136
17.4	<i>Analisi morfometriche</i> .....	137
18	RISULTATI.....	139
18.1	<i>Distribuzione territoriale</i> .....	139
18.2	<i>Analisi morfometriche</i> .....	141
18.3	<i>Segnalazione della presenza di <i>Pacifastacus leniusculus</i></i> .....	145
19	FATTORI CHE FAVORISCONO I MACROCROSTACEI INVASIVI .....	147
20	OSSERVAZIONI CONCLUSIVE.....	150
21	BIBLIOGRAFIA .....	152
	Allegato A. Scheda elenco materiali utili al campionamento .....	155
	Allegato B. Scheda per la caratterizzazione dei siti .....	156
	Allegato C. Scheda di campionamento.....	157
	Allegato D. Scheda misure morfometriche .....	158
	Allegato E. Crostacei decapodi alloctoni invasivi presenti nel Lago Maggiore .....	159

## PREMESSA

Il presente Rapporto descrive le attività svolte e i risultati ottenuti nel corso del triennio 2016-2018 nell'ambito del progetto di ricerca "Specie Alloctone invasive nel bacino del Lago Maggiore (SPAM)", avente per obiettivo lo studio delle specie vegetali (macrofite acquatiche) e animali (bivalvi e macrocrostacei) alloctone presenti nel bacino del Lago Maggiore.

Per specie esotica si intende una specie trasportata dall'uomo, in maniera volontaria o accidentale, al di fuori della sua area di origine. Nella definizione classica, data nell'ambito della Convenzione della Biodiversità e ripresa dal Regolamento EU 1143/14, sono inclusi semi, i propaguli, le uova, ma anche le razze e le varietà delle specie in grado di sopravvivere e riprodursi.

Sinonimi del termine esotico sono: alieno, alloctono, introdotto, non-nativo, non-indigeno. Al contrario, una specie presente nella sua area di origine è definita autoctona o nativa o indigena.

Si definiscono specie aliene invasive (IAS: Invasive Alien Species) le specie aliene che minacciano la biodiversità e i servizi ecosistemici collegati, con effetti negativi su di essi, e che causano impatti negativi sulla salute umana e sulle attività economiche. Non tutte le specie esotiche sono invasive, cioè dannose, e anzi di norma solo una piccola percentuale delle specie esotiche che arrivano su un dato territorio creano problemi (per esempio delle 12.000 specie esotiche registrate in Europa, il 10-15% è ritenuto invasivo).

Kolar e Lodge (2001) definiscono specie invasiva una specie non indigena che si diffonde dal punto di introduzione, con una certa velocità, e diventa prevalente all'interno della nuova area.

I tassi di crescita delle invasioni biologiche, favorite nell'ultimo secolo dall'incremento del commercio, dei viaggi e del turismo legati alla globalizzazione, sono esponenziali: il numero di specie esotiche è cresciuto negli ultimi 30 anni del 76% in Europa e addirittura del 96% in Italia. La crescente diffusione delle specie esotiche è generalizzata a livello mondiale senza che ci siano ancora segnali di rallentamento di questa crescita (BUTCHART *ET AL.*, 2010; SCBD, 2014).

I fattori economici rappresentano la principale causa delle invasioni da parte delle specie esotiche, le quali avvengono con maggiore frequenza nei paesi più ricchi in conseguenza del fenomeno della globalizzazione (PYŠEKA *ET AL.*, 2010).

Le specie esotiche invasive sono tra le principali cause di perdita di biodiversità, seconde solo alla distruzione degli habitat, e minacciano l'esistenza di moltissime specie autoctone in tutti i continenti (BELLARD *ET AL.*, 2016). Numerosi sono anche gli esempi di effetti sulle attività produttive umane, ad esempio l'agricoltura (PAINI *ET AL.*, 2016). Le specie esotiche invasive possono inoltre avere notevoli impatti sanitari a causa della trasmissione di allergie o malattie attraverso i continenti sia all'uomo che alle altre specie animali e vegetali (MAZZA *ET AL.*, 2014).

L'impatto economico delle specie esotiche invasive è stimato in oltre 12 miliardi di euro annui nella sola Unione Europea (KETTUNEN *ET AL.*, 2008).

## Bibliografia

Bellard C., Cassey P., Blackburn T.M., 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biol. Lett.* 12: 20150623. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>

Butchart S.H.M., Walpole M., Collen B., van Strien A., Scharlemann J.P.W., Almond R.E.A., Baillie J.E.M., Bomhard B., Brown C., Bruno J., Carpenter K.E., Carr G.M, Chanson J., Chenery A.M., Csirke J., Davidson N.C., Dentener F., Foster M., Galli A., Galloway J.N., Genovesi P., Gregory R.D., Hockings M., Kapos V., Lamarque J-F., Leverington F., Loh J., McGeoch M.A., McRae L., Minasyan A., Hernández Morcillo M., Oldfield T.E.E., Pauly D., Quader S., Revenga C., Sauer J.R., Skolnik B., Spear D., Stanwell-Smith D., Stuart S.N., Symes A., Tierney M., Tyrrell T.D., Vié J-C., Watson R., 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328: 1164-1168.

Kettunen M., Genovesi P., Gollasch S., Pagad S., Starfinger U., ten Brink P. & Shine C. 2008. Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) - Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (final module report for the European Commission). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium. 44 pp. + Annexes.

Kolar C.S. & Lodge D.M., 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 199-204.

Mazza G., Tricarico E., Genovesi P. & Gherardi F., 2014. Biological invaders are threats to human health: an overview, *Ethology Ecology & Evolution* 26: 112-129, DOI: 10.1080/03949370.2013.863225

Paini D.R., Sheppard A.W., Cook D.C., De Barro P.J., Worner S.P. and Thomas M.B., 2016. Global threat to agriculture from invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113: 7575-7579.

Pyšek P., Jarošík V., Hulme P.E., Kühn I., Wilda J., Arianoutsou M., Bacher S., Chiron F., Didžiulis V., Essl F., Genovesi P., Gherardi F., Hejda M., Kark S., Lambdon P.W., Desprez-Loustau M-L., Nentwig W., Pergl J., Pobljšan K., Rabitsch W., Roques A., Roy D.B., Shirley S., Solarz W., Vilà M., Winter M., 2010. Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107: 12157-12162.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2014. *Global Biodiversity Outlook 4*. Montréal, 155 pages.

#### **Siti internet**

[www.specieinvasive.it](http://www.specieinvasive.it)

[www.lifeasap.eu](http://www.lifeasap.eu)

## MACROFITE AQUATICHE SOMMERSE

Luca Gariboldi, Andrea Beghi, Franca Pandolfi, Francesco Elvio, Davide Fortino, Pietro Genoni

*ARPA Lombardia - Settore Monitoraggi Ambientali*

*U.O. Centro Regionale Laghi e Monitoraggio Biologico Acque Superficiali*

### 1 INTRODUZIONE

Il presente lavoro vuole essere un contributo aggiornato alla conoscenza della fitodiversità e in particolar modo delle specie di macrofite esotiche acquatiche presenti nel Lago Maggiore.

La ricerca si è articolata in due fasi:

- una prima fase di campo, svoltasi da luglio a ottobre del 2017, in cui sono stati eseguiti 473 transetti (per un totale di 2420 rilievi) lungo tutto il perimetro del Lago Maggiore, seguendo perlopiù il “Protocollo di campionamento delle macrofite in ambiente lacustre (BUZZI F., OGGIONI A., 2014)” e 125 rilievi nelle aree portuali;
- una seconda fase di laboratorio per la determinazione dei campioni non riconosciuti in campo e l’analisi dei dati raccolti.

Gli intenti principali di questo studio sono stati:

1. l’aggiornamento delle conoscenze sulle macrofite presenti nel Lago Maggiore;
2. l’approfondimento delle conoscenze sulle specie alloctone invasive e sulla loro distribuzione nel Lago Maggiore, valutando in particolare le variazioni degli areali rispetto ai dati storici conosciuti con riferimento soprattutto ai dati raccolti nel biennio 2011-2012 dal precedente progetto ECORIVE (GOMARASCA & ROELLA, 2012);
3. la valutazione dell’impatto ecologico delle specie alloctone invasive sulle specie autoctone presenti nel lago;
4. la valutazione dell’impatto delle specie alloctone invasive sulle attività antropiche; a questo riguardo, particolare attenzione è stata rivolta alla presenza delle macrofite all’interno delle aree portuali, delle marinerie e dei cantieri, individuando eventuali situazioni critiche dovute alla proliferazione di specie invasive;
5. fornire delle indicazioni per la stesura di linee guida per la gestione e il contenimento delle specie con impatto significativo.

## 2 PROTOCOLLO DI MONITORAGGIO

In base alle informazioni raccolte in bibliografia e all'esperienza dei precedenti progetti CIP AIS, si è scelto di utilizzare un approccio simile a quello già applicato nel progetto ECORIVE, adattandolo alle esigenze attuali. I transetti sono stati eseguiti lungo tutta la costa, in aree scelte a caso e in quelle in cui erano già state rilevate in passato le specie esotiche (allegato D), con l'utilizzo di un'imbarcazione. Lungo ogni transetto sono stati effettuati dei rilievi, secondo il metodo fitosociologico classico (CAPPELLETTI, 1976), in aree di vegetazione omogenea di 4-8 m<sup>2</sup>. Per ogni rilievo oltre ai dati floristici e di copertura (utilizzando la scala di Braun-Blanquet, modificata da Pignatti; CAPPELLETTI, 1976), sono stati presi i dati stazionali e la profondità, segnando anche i limiti tra le varie comunità individuate, necessari per realizzare la cartografia richiesta. Talvolta, per comunità vegetali molte estese presenti lungo lo stesso transetto, sono stati realizzati più rilievi. L'attrezzatura utilizzata è quella elencata nel "Protocollo di campionamento di macrofite acquatiche in ambiente lacustre" presente nel manuale ISPRA "Metodi Biologici per le acque superficiali interne" (Manuali e Linee Guida 111/2014):

- dispositivi di protezione individuale
- carta topografica del lago in scala 1:5000 o 1:10000; la scala è stata scelta per raffigurare al meglio l'intero bacino imbrifero ed il relativo uso del suolo
- disco di Secchi per la misura della trasparenza dell'acqua
- GPS
- corda metrata o ecoscandaglio per la misura della profondità del fondale
- batiscopio (Figura 2.1)
- rastrello con denti opposti e spazio interdentale regolabile per la raccolta delle macrofite (Figura 2.1)
- schede di campagna
- telecamera subacquea munita di video a cristalli liquidi
- palmare o computer portatile, interfacciati con strumento GPS avente un errore inferiore a 3 m, per il rilevamento delle coordinate geografiche richieste (Figura 2.1)
- ecosonda in grado di rappresentare, su schermo o su carta, la presenza della vegetazione sommersa e il profilo di profondità del transetto (Figura 2.1)
- draga per la determinazione della granulometria del fondo
- buste di plastica, per la conservazione degli esemplari di piante non immediatamente determinabili
- lente di ingrandimento
- matita e penna con inchiostro indelebile
- borsa frigorifera per la conservazione dei campioni
- macchina fotografica.

I rilievi sono stati effettuati con l'utilizzo del batiscopio, fino a dove profondità e trasparenza lo consentivano, e di una telecamera subacquea. Si è proceduto inoltre a campionare le specie osservate, utilizzando un doppio rastrello opportunamente modificato. Tutte le informazioni raccolte sono state georeferenziate tramite GPS. In questo lavoro è stato inoltre utilizzato un ecoscandaglio dotato di GPS integrato e software dedicato che consente di elaborare informazioni sulla copertura vegetale, sull'altezza delle macrofite radicate sommerse, e di creare un profilo di profondità dei vari transetti. Le informazioni raccolte dall'ecoscandaglio sono state poi incrociate con quelle raccolte e georeferenziate direttamente dagli operatori, al fine di caratterizzare al meglio le aree oggetto di studio e produrre la relativa cartografia.



*Figura 2.1. Attrezzatura utilizzata per i transetti: ecoscandaglio con computer portatile da campo resistente all'acqua (in alto a sinistra); telecamera subacquea (in alto a destra); batiscopio (in basso a sinistra); rastrello (in basso a destra).*

### 3 LA FLORA MACROFITICA DEL LAGO MAGGIORE

Durante la campagna di monitoraggio delle macrofite del Lago Maggiore, svoltasi da luglio a ottobre del 2017, sono state censite 44 specie, distribuite in 31 generi e 14 famiglie; 39 specie sono piante superiori (cormofite o tracheofite) e 5 piante inferiori (tallofite), tutte macroalghe.

Lo schema tassonomico delle macrofite rinvenute è riportato nella tabella seguente (Tabella 3.1).

Tabella 3.1. Schema tassonomico delle macrofite acquatiche osservate nel Lago Maggiore nel 2017.

				FAMIGLIA
	Piante inferiori (Tallofite)	Alghe (Carofite)		CHARACEAE
Macrofite	Piante superiori (Cormofite o Tracheofite)	Spermatofite	Angiosperme	ARACEAE HYDROCHARITACEAE POTAMOGETONACEAE IRIDACEAE TYPHACEAE CYPERACEAE POACEAE CERATOPHYLLACEAE RANUNCULACEAE HALORAGACEAE ELATINACEAE LYTHRACEAE PLANTAGINACEAE

Nel Lago Maggiore sono state osservate anche tre alghe verdi filamentose: *Spirogyra* sp. (Charophyta della famiglia delle Zygnemataceae); *Hydrodictyon* cf. *reticulatum* (L.) Bory e *Cladophora* sp., (Chlorophyta appartenenti alle famiglie rispettivamente delle Hydrodictyaceae e Cladophoraceae).

La stima dei taxa censiti (44 specie) non è sicuramente esaustiva della *richness floristica* presente nel Lago Maggiore sia perché, come noto, occorrerebbero almeno 2-3 anni consecutivi per studiare nella sua completezza floristica un dato territorio, sia per l'ambiente acquatico difficile da indagare anche con l'attrezzatura adeguata (barca, batiscopio, rastrello, ecc.). Inoltre, per questo lavoro, l'indagine floristica ha interessato soprattutto l'ambiente subacqueo della zona litorale e ha trascurato, salvo osservazioni saltuarie, la fascia riparia. Per avere un'idea della potenzialità floristica del Lago Maggiore sono stati presi in considerazione i censimenti floristici degli ultimi 139 anni, dal 1878 (una sola segnalazione in Macchi, 2005) fino ad oggi, che hanno interessato l'intera fascia perilacuale. La stima ottenuta, in base alla bibliografia consultata, ammonta a 103 specie (Allegato A), ripartite in 59 generi e 34 famiglie; 94 specie sono piante vascolari, mentre 9 sono piante inferiori (5 macroalghe, 3 muschi, 1 epatica). Questo valore non è ovviamente assoluto sia perché alcune specie censite in passato, come ad esempio *Baldellia ranunculoides*, *Ceratophyllum submersum*, *Fimbristylis annua*, *Lindernia procumbens* e *Utricularia vulgaris*, richiederebbero nuova verifica e riconferma, sia per il costante disturbo antropico cui il territorio è soggetto che favorisce la comparsa di nuove specie, in particolare le sinantropiche (esotiche, nitrofile), e infine anche per le scarse conoscenze floristiche sulla fascia riparia del lago, i cui ultimi censimenti per l'intero lago risalgono agli anni '70 e '80 del secolo scorso (GUILIZZONI ET AL., 1989). Considerando, invece, solo le macrofite più strettamente acquatiche rinvenute nella fascia litoranea, il Lago Maggiore risulterebbe tra i primi laghi d'Italia e il primo in Lombardia per numero di specie presenti (BOLPAGNI, in verbis).

### 3.1 Elenco floristico

L'elenco floristico riferito al censimento attuale è riportato nelle tabelle sottostanti (Tabella 3.2 e Tabella 3.3) nelle quali le famiglie sono disposte in ordine alfabetico e così anche i taxa al loro interno. La determinazione delle piante vascolari è stata eseguita utilizzando perlopiù la *Flora d'Italia* (PIGNATTI, 2017, 1982) e la *Flora europea* (TUTIN ET AL., 1980), integrate da successivi aggiornamenti sistematico-tassonomici e approfondimenti riguardanti diversi generi come: *Potamogeton* (TISON & DE FOCAULT, 2014; STACE, 2010; GARCIA-MURILLO, 2010; VAN DER WEYER & SCHMIDT, 2007; KAPLAN, 2008, 2002; KAPLAN & ŠTĚFÁNEK, 2003; KAPLAN & WIEGLED, 1998; PRESTON, 1995) e *Elodea* (ASSINI ET AL., 2010; BOWMER ET AL., 1995). La delimitazione delle famiglie e la nomenclatura è conforme a "An updated checklist of the vascular flora native to Italy" (BARTOLUCCI ET AL., 2018).

Per le macroalghe la determinazione è stata effettuata utilizzando soprattutto la flora analitica delle Caroficee di Bazzichelli & Abdelahad (2009), integrata da vari approfondimenti dei diversi generi (BUENO ET AL., 2016, 2011; DIDA & AZAM, 2012; CAISOVA' & GABKA, 2009; SAKAYAMA ET AL., 2009; GHAZALA ET AL., 2004). La nomenclatura è conforme a Bazzichelli & Abdelahad (2009) e al database "AlgaeBase" ([www.algaebase.org](http://www.algaebase.org)).

Per ogni entità vengono riportati:

- binomio, o trinomio, latino con l'eventuale sinonimo;
- forma biologica (PIGNATTI 2017, 1982; AESCHIMANN ET AL., 2005);
- tipo corologico (PIGNATTI 2017, 1982); per le specie esotiche viene indicato tra parentesi l'areale d'origine;
- zona d'osservazione: L = Lombardia; P = Piemonte; CT = Canton Ticino.

Tabella 3.2. Elenco floristico delle spermatofite (sono incluse le specie riparie, anche se osservate solo sporadicamente).

Famiglia	Genere-specie	Sinonimo	Forma biologica	Corologia	L	P	CT	
ARACEAE	<i>Lemna minor</i> L.	-	I nat	Subcosmopolita				
	<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid.	-	I nat	Subcosmopolita	X			
CERATOPHYLLACEAE	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	-	I rad	Cosmopolita	X	X		
CYPERACEAE	<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.	-	He, G rhiz	Eurasiatica	X			
	<i>Carex elata</i> All. subsp. elata	-	He, H caesp	Europeo-Caucasica	X			
	<i>Carex pseudocyperus</i> L.	-	He, H caesp	Subcosmopolita	X			
	<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. & Schult.	-	G rhiz, T caesp	Subcosmopolita	X	X	X	
	<i>Schoenoplectiella supina</i> (L.) Lye	<i>Schoenoplectus supinus</i> (L.) Palla		T scap	Subcosmopolita		X	
	<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	-	He, G rhiz	Subcosmopolita	X			
	<i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják	<i>Scirpus holoschoenus</i> L.		G rhiz	Eurimediterranea			X
HALORAGACEAE	<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	-	I rad	Subcosmopolita	X	X	X	
HYDROCHARITACEAE	<i>Egeria densa</i> Planch.	<i>Elodea densa</i> (Planch.) Caspary	I rad	Esotica (Sudamerica)	X			
	<i>Elodea canadensis</i> Michx.	-	I rad	Esotica (Nordamerica)	X	X	X	

Famiglia	Genere-specie	Sinonimo	Forma biologica	Corologia	L	P	CT
	<i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) H.St.John	-	I rad	Esotica (Nordamerica)	X	X	X
	<i>Lagarosiphon major</i> (Ridl.) Moss	-	I rad	Esotica (Africa)	X	X	X
	<i>Najas major</i> All.	<i>Najas marina</i> auct., non L.	I rad	Cosmopolita	X	X	X
	<i>Najas minor</i> All.	-	I rad	Paleotemperata e Subtrop.	X	X	
	<i>Vallisneria spiralis</i> L.	-	I rad	Cosmopolita	X	X	X
IRIDACEAE	<i>Limniris pseudacorus</i> (L.) Fuss	<i>Iris pseudacorus</i> L.	He, G rhiz	Eurasiatica	X	X	
LYTHRACEAE	<i>Lythrum salicaria</i> L.	-	He, H scap	Subcosmopolita	X	X	X
	<i>Trapa natans</i> L.	-	I nat	Paleotemperata	X	X	
PLANTAGINACEAE	<i>Gratiola officinalis</i> L.	-	H scap	Circumboreale	X	X	
	<i>Hippuris vulgaris</i> L.	-	I rad	Cosmopolita			X
	<i>Littorella uniflora</i> (L.) Asch.	-	I rad, He	W-Europea	X	X	
POACEAE	<i>Phalaris arundinacea</i> L. subsp. <i>arundinacea</i>	<i>Phalarioides arundinacea</i> L.	He, H caesp	Circumboreale	X	X	
	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud. subsp. <i>australis</i>	-	He, G rhiz	Subcosmopolita	X	X	X
POTAMOGETONACEAE	<i>Potamogeton berchtoldii</i> Fieber	-	I rad	Subcosmopolita	X		
	<i>Potamogeton crispus</i> L.	-	I rad	Subcosmopolita	X	X	
	<i>Potamogeton lucens</i> L.	-	I rad	Circumboreale	X	X	
	<i>Potamogeton nodosus</i> Poir.	-	I rad	Subcosmopolita	X		
	<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	-	I rad	Subcosmopolita	X	X	X
	<i>Potamogeton pusillus</i> L.	-	I rad	Subcosmopolita	X	X	X
	<i>Stuckenia pectinata</i> (L.) Börner	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	I rad	Subcosmopolita	X		
	<i>Zannichellia palustris</i> L.	-	I rad	Cosmopolita	X	X	X
RANUNCULACEAE	<i>Ranunculus reptans</i> L.	-	He, I rad	Eurosiberiana	X		
	<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix	-	I rad	Europea		X	
TYPHACEAE	<i>Typha latifolia</i> L.	-	He, G rhiz	Cosmopolita	X		

Tabella 3.3. Elenco floristico delle alghe.

Famiglia	Genere-specie	L	P	CT
CHARACEAE	<i>Chara delicatula</i> Desvaux	X	X	
	<i>Chara globularis</i> J.L. Thuiller	X	X	X
	<i>Chara vulgaris</i> L.	X		
	<i>Nitella flexilis</i> (L.) C. Agardh	X	X	X
	<i>Nitella opaca</i> (C. Agardh ex Bruzelius) C. Agardh	X		

Gli *exsiccata* della maggior parte dei taxa censiti sono stati conservati in un erbario "da campo" (per le piante superiori) o in boccette in alcol etilico (per le alghe), presso ARPA Lombardia, sede di Varese, U.O. Centro Regionale Laghi e Monitoraggio Biologico Acque Superficiali. Alcuni campioni sono stati conservati anche presso l'erbario del Museo Civico di Storia Naturale di Milano (MSNM).

### 3.2 Frequenza delle famiglie nel Lago Maggiore

In accordo con l'ambiente studiato in questo progetto, le macrofite acquatiche sommerse appartenenti alle famiglie delle Potamogetonaceae e Hydrocharitaceae sono quelle maggiormente rappresentate nel Lago Maggiore.

In particolare, come mostrato nella Figura 3.1, la famiglia di specie più rappresentativa è quella delle Potamogetonaceae, con 8 specie ritrovate, seguita da Hydrocharitaceae e Cyperaceae, con 7 specie ciascuna, e dalle Characeae (alghe) con 5.

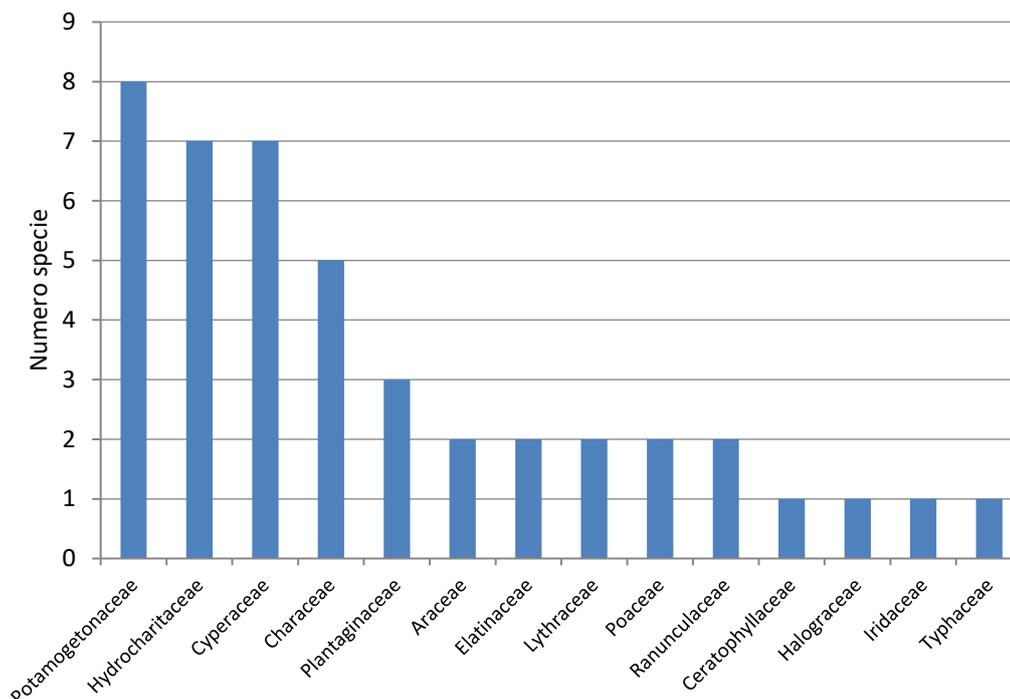


Figura 3.1. Famiglie di macrofite acquatiche sommerse maggiormente rappresentate nel Lago Maggiore.

### 3.3 Frequenza delle specie nel Lago Maggiore

La frequenza percentuale di tutte le specie rinvenute nel Lago Maggiore è stata determinata considerando il numero di volte che una determinata specie è stata trovata rispetto al totale delle osservazioni eseguite. Nella Figura 3.2 sono state escluse le specie della fascia riparia (canneti e cariceti), non considerate in questo studio, e *Ranunculus reptans* e *Nitella opaca* frutto di osservazioni sporadiche al di fuori dei siti rilevati.

Dal grafico si evince che le specie più comuni nel lago sono *Elodea nuttallii*, *Potamogeton perfoliatus* e *Najas major*, seguite da *Lagarosiphon major*, *Potamogeton pusillus*, *Vallisneria spiralis* e *Myriophyllum spicatum*; tutte le altre specie sono poco comuni o rare.

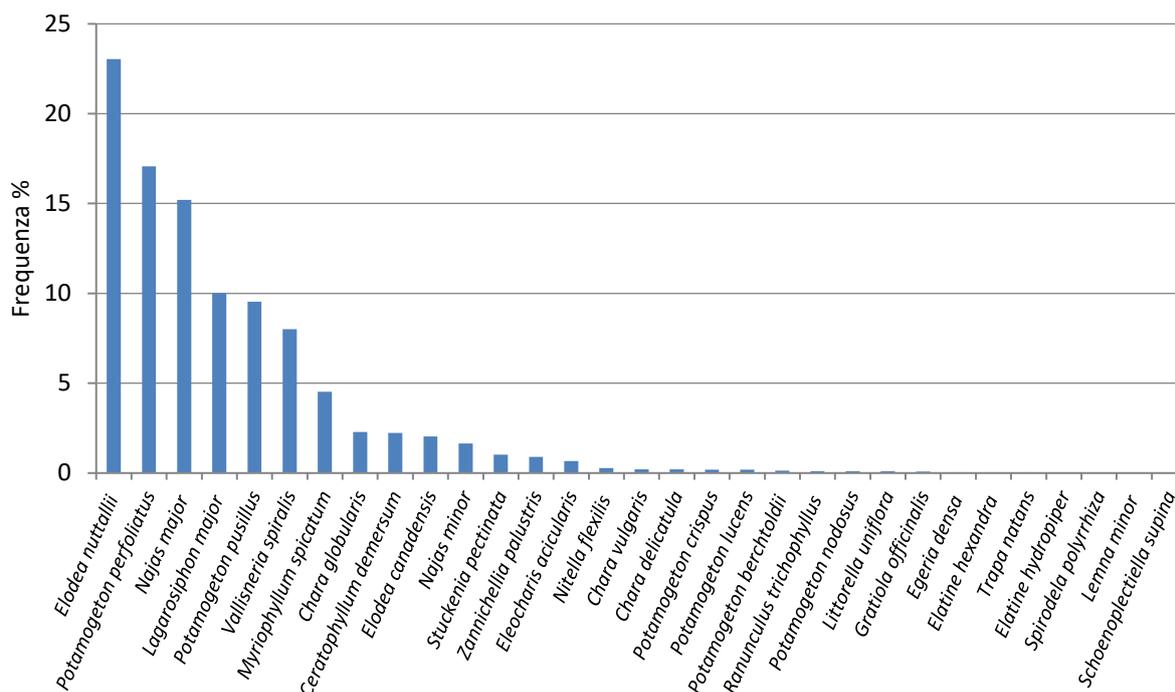


Figura 3.2. Frequenza delle specie maggiormente rappresentate nel Lago Maggiore rispetto al numero totale di rilievi.

### 3.4 Tipi morfologici dei taxa rinvenuti

La presenza percentuale dei diversi tipi morfologici delle macrofite rinvenute nel Lago Maggiore fornisce utili indicazioni sull'ambiente studiato; infatti, è nota l'esistenza di una correlazione tra i tipi morfologici (o forme morfo-adattive) delle macrofite (*sensu* DEN HARTOG & SEGAL, 1964) e l'ambiente di crescita.

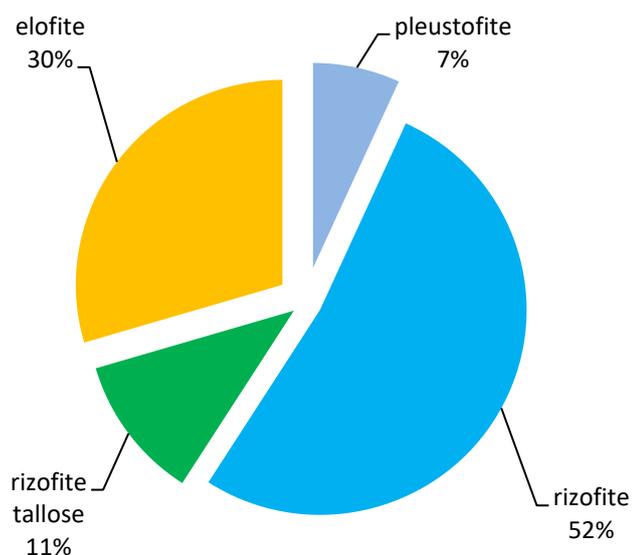


Figura 3.3. Spettro dei tipi-morfologici delle macrofite del Lago Maggiore.

In particolare dal grafico sopra riportato (Figura 3.3) si evince che il 70% dei taxa rinvenuti sono tipici dell'ambiente acquatico: si tratta di specie adattate a vivere nell'acqua (**idrofito**), che si distinguono in "pleustofite", se fluttuanti liberamente sulla superficie, "rizofite", se ancorate sul fondo, e "rizofite tallose",

se riferite alle macroalghe ancorate sul fondo. Il rimanente 30% dei taxa trovati è invece tipico dell'ambiente ripario: si tratta di quelle specie (**elofite**) più o meno marcatamente anfibe, annuali o perenni, delle rive perlopiù fangose e/o immerse nell'acqua per parte o quasi tutto l'anno.

### 3.5 Spettro corologico

Lo spettro corologico è stato calcolato per valutare l'incidenza dei diversi elementi geografici nella composizione della flora considerata. Esso rappresenta un dato sintetico di fattori ecologici e di storia delle flore, dal momento che la distribuzione di una specie denota da una parte la concordanza dell'ambiente con le esigenze della specie e dall'altra è il risultato di caratteristiche genetiche e di eventi storici che ne hanno ampliato o limitato l'estensione. Nel presente lavoro i tipi corologici utilizzati da Pignatti (2017) sono stati raggruppati in base alla loro affinità biogeografica in unità superiori al fine di sintetizzare e facilitare l'interpretazione delle informazioni ottenute. Le principali unità corologiche individuate nell'area indagata sono le seguenti.

- Specie Boreali: comprende le specie Circumboreali e le specie Eurosiberiane, distribuite nelle zone fredde e temperato-fredde dell'emisfero boreale.
- Specie Eurasiatiche: comprende le specie che occupano tutte le zone temperate dell'Europa e dell'Asia. Possiamo distinguere 2 sottogruppi: le specie temperate (Eurasiatiche in senso stretto, Europee e Europee-Caucasiche) e le specie temperato-calde, che comprende le Paleotemperate (specie Eurasiatiche in senso lato presenti anche nel Nordafrica).
- Specie Atlantiche: specie il cui areale gravita intorno alle coste atlantiche dell'Europa, dal Portogallo alla Norvegia, ed anche più ad oriente nelle zone a clima suboceanico (specie Subatlantiche).
- Specie Mediterranee: specie con areale localizzato intorno al bacino del Mediterraneo e/o che penetrano anche più o meno profondamente nell'Europa media (Eurimediterranee).
- Specie ad Ampia distribuzione: sono state così definite le specie Cosmopolite e Subcosmopolite, ossia quelle diffuse in tutti i continenti o quasi.
- Specie Esotiche: specie non indigene in Italia o in Svizzera, introdotte accidentalmente o intenzionalmente dall'uomo.

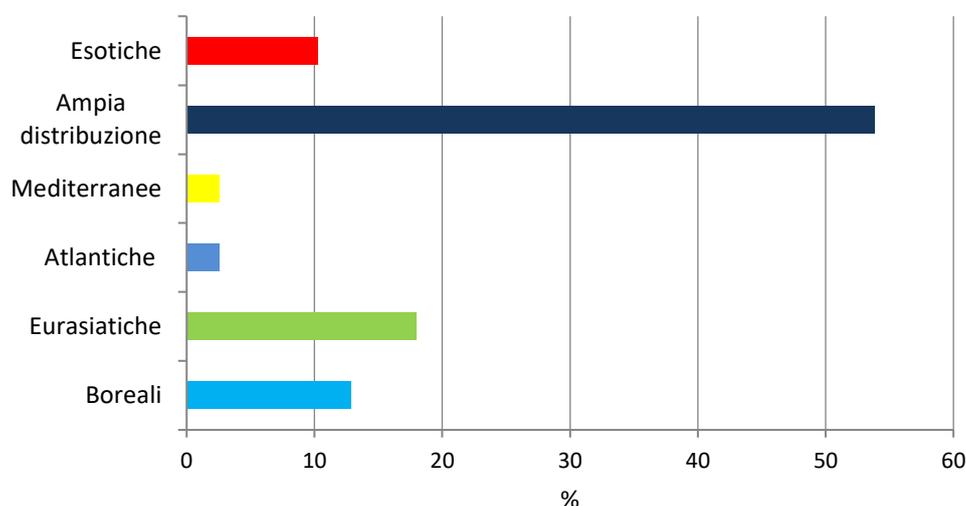


Figura 3.4. Spettro corologico generale delle macrofite acquatiche del Lago Maggiore.

Dalla lettura dello spettro (Figura 3.4) emerge la prevalenza dell'elemento ad **ampia distribuzione** (54%), la cui percentuale elevata è da mettere in relazione all'ambiente acquatico oggetto di questo studio. Tale contingente, infatti, è legato ad ambienti ecologici ben determinati, che si ripetono nelle varie parti del mondo, come le zone umide (PIGNATTI, 1994). Segue il contingente **eurasiatico** (18%), a cui appartengono le piante tipiche del nostro clima temperato. La modesta presenza di questo contingente è in accordo con l'azonalità della vegetazione dell'ambiente studiato. Modesto è anche il contingente **boreale** (13%), la cui presenza è legata ad ambienti dal particolare microclima (freddi, temperato-freddi) come le formazioni erbacee palustri o meso-igrofile; seguito da quello delle **esotiche** (10%), formato da specie la cui presenza sul territorio è legata, volontariamente o involontariamente, all'attività dell'uomo. Scarsamente rappresentati, infine, sono il contingente **mediterraneo** (2,6%) e quello **atlantico** (2,6%), in accordo con l'ambiente studiato.

### 3.6 Spettro biologico

Secondo Raunkiaer è possibile suddividere le piante vascolari in categorie dette forme biologiche; tale suddivisione si basa sulle strategie messe a punto dalle piante allo scopo di proteggere, durante la stagione avversa, la parte più delicata e importante per la loro sopravvivenza: la gemma. Nell'Italia settentrionale la stagione avversa per le piante è l'inverno, periodo in cui la temperatura troppo bassa determina il blocco delle attività metaboliche. Le principali forme biologiche secondo Raunkiaer, come riportate in Pignatti (2017), sono le seguenti.

- Terofite (T): erbe annuali che svernano sotto forma di semi.
- Geofite (G): erbe perenni che svernano con gemme sotterranee portate da bulbi, rizomi o tuberi.
- Idrofite (I): erbe perenni acquatiche con gemme sommerse durante la stagione avversa.
- Emicriptofite (H): erbe perenni con gemme situate a livello del terreno, protette da apparati aerei morti o ancora assimilanti, o da strati di neve. Possono avere habitus graminoidi (H cespitose, come le Graminaceae, Cyperaceae e Juncaceae), oppure possono essere rosulate, scapose, scandenti o reptanti.
- Camefite (Ch): piante perenni legnose o erbacee a base lignificata, che mantengono gli apparati aerei, con gemme situate sul fusto a meno di 2-3 dm dal suolo; possono essere striscianti, succulente, a cuscinetto, suffruticose e frutticose.
- Fanerofite (P): piante perenni legnose con gemme situate sugli apparati aerei a più di 3 dm dal suolo. Sono tipicamente rappresentate dagli alberi, grossi cespugli e liane; intermedi tra questo gruppo e il precedente sono gli arbusti nani o Nanofanerofite (NP).
- Elofite (He): piante con gemme poste nel fango sul fondo di paludi o laghi.

Lo spettro biologico esprime in modo sintetico l'aspetto o la struttura di una flora e permette di rendere più facilmente confrontabili fra loro florule di località o di ambienti diversi. Da tale confronto, considerando il significato di adattamento al clima che si può dare alle forme biologiche (PIROLA, 1970), possono emergere anche delle differenze il cui significato può essere discusso da un punto di vista ecologico-climatico.

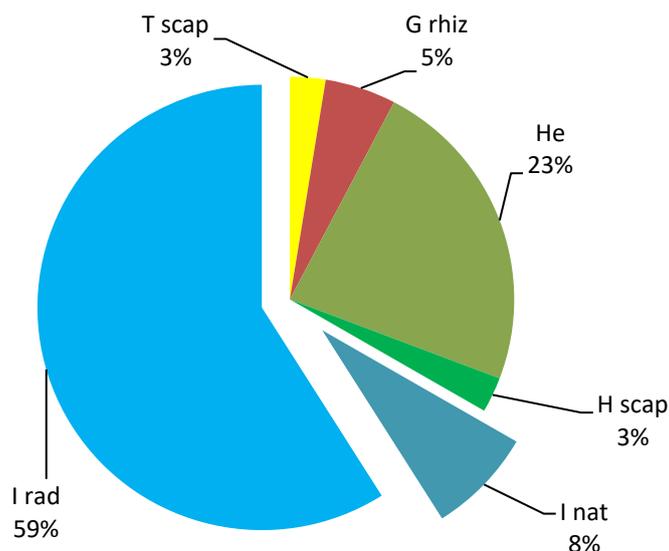


Figura 3.5. Spettro biologico generale delle macrofite acquatiche del Lago Maggiore.

Lo spettro biologico generale dell'area in esame (Figura 3.5) si discosta completamente da quelli classici delle regioni temperate e temperato-fredde, confermando il carattere azonale delle formazioni vegetali acquatiche oggetto del presente studio: **idrofite** (59%) e **elofite** (23%) sono infatti dominanti sulle altre forme biologiche. La scarsa presenza di **emicriptofite** (3%) e **terofite** (3%), che sono le forme biologiche tipiche delle nostre regioni temperate, temperato-fredde e più o meno caldo aride di bassa quota, è legata alle aree lasciate libere dalle acque per periodi più o meno lunghi (fascia riparia), poco osservate in questo lavoro. La presenza delle **geofite** (5%), sempre legata alle rive del lago, è spiegabile soprattutto per la struttura e diversificazione delle tipologie vegetali presenti.

### 3.7 Spettro ecologico

La presenza di una certa pianta in un sito permette di ricavare informazioni sulle caratteristiche ecologiche del sito stesso (PIGNATTI, 1980); infatti, quando una pianta, per cause naturali, si trova a vegetare in un determinato sito, dimostra che il sito è compatibile con le sue esigenze ecologiche. Lo svizzero Landolt (1977) ha calcolato l'optimun ecologico di circa 3000 specie, attribuendo a ciascuna, per ogni fattore ecologico (luce, temperatura, tenore in nutrienti, tenore in humus, acidità, umidità e tessitura del suolo), un indice compreso tra 1 e 5, il cui significato è riassunto nella Tabella 3.4.

Utilizzando agli indici di Landolt è possibile raggruppare le specie vegetali di una flora in base alle loro esigenze ecologiche e calcolare, per ogni fattore ambientale, lo spettro ecologico. Quest'ultimo ci fornisce utili indicazioni ecologiche riferite all'ambiente studiato.

Tabella 3.4. Indici di Landolt.

		1	2	3	4	5
F	<b>Umidità</b>	suoli molto secchi	suoli secchi	suoli da moderatamente secchi ad umidi	suoli umidi	suoli inzuppatisi
R	<b>Acidità del suolo</b>	suoli molto acidi pH 3-4,5	suoli acidi pH 3,5-5,5	suoli da debolmente acidi a debolmente neutri pH 4,5-7,5	suoli neutri o neutro-alcalini pH 5,5-8	suoli nettamente alcalini pH >6,5
N	<b>Tenore in nutrienti</b>	suoli molto poveri	suoli poveri	suoli moderatamente poveri	suoli ricchi	suoli molto ricchi
H	<b>Tenore in humus</b>	suoli privi di humus	suoli poveri di humus	suoli a medio tenore di humus	suoli ricchi di humus	suoli molto ricchi di humus
D	<b>Tessitura</b>	suoli rupestri	regosuoli	suoli sabbiosi ben areati	suoli con poco scheletro	suoli fini (argillosi o torbosi)
L	<b>Luce</b>	stazioni molto ombrose	stazioni tendenzialmente ombreggiate	stazioni più o meno luminose	stazioni luminose	stazioni molto luminose
T	<b>Temperatura</b>	piante della zona alpina	piante della zona subalpina	piante della zona montana	piante della zona collinare	piante della zona più calda
K	<b>Continentalità</b>	piante delle regioni a clima oceanico	piante delle regioni a clima suboceanico	piante delle regioni a clima da suboceanico a subcontinentale	piante delle regioni a clima subcontinentale	piante delle regioni a clima solo continentale

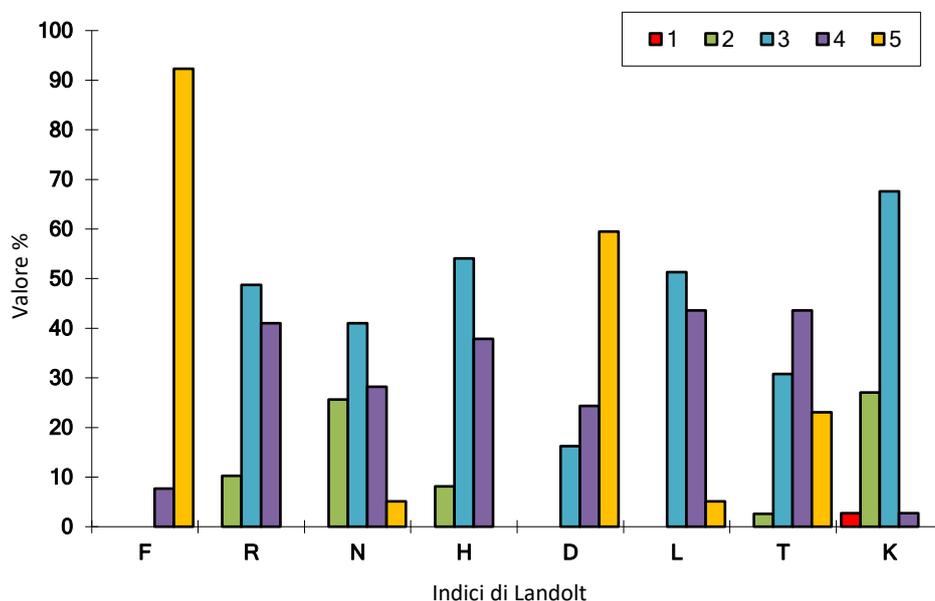


Figura 3.6. Spettro ecologico generale delle macrofite del Lago Maggiore.

Dal grafico di Figura 3.6 si evince che:

- dal punto di vista dell'umidità del suolo (F), la flora rinvenuta è costituita soprattutto da piante caratteristiche di suoli sommersi o inzuppatisi, in accordo con l'ambiente studiato;

- dal punto di vista della reazione del suolo (R), la flora rinvenuta è costituita prevalentemente da specie caratteristiche di suoli da debolmente acidi a neutro-alcini, in accordo con le caratteristiche geolittologiche del bacino lacustre;
- dal punto di vista della tessitura del suolo (D), le specie vegetali rinvenute prediligono perlopiù suoli fini (sabbiosi-fini, limosi e argillosi) e asfittici;
- dal punto di vista del tenore in nutrienti (N) e in humus (H) del suolo, le specie rinvenute sono perlopiù tipiche di suoli da moderatamente da poveri a ricchi di sostanze nutritive e in humus;
- per quanto riguarda le esigenze di luce (L), le specie che amano o tollerano la penombra prevalgono, anche se di poco, sulle eliofile o amanti del sole; ciò è da mettere in relazione all'adattamento delle piante acquatiche a vivere in profondità dove l'intensità della radiazione luminosa è minore rispetto alla superficie;
- gli indici di temperatura (T) e continentalità (K), evidenziano che la flora in questione è tipica di zone da calde a fresche a clima da suboceanico a subcontinentale.

### 3.8 Peculiarità floristiche

Alcune specie censite rappresentano, per motivi biosistemati, corologici, autoecologici e, spesso, anche estetico-economici, punti di interesse particolare (emergenze) nei confronti del suddetto territorio. Fra queste sono degne di nota le "SPECIE PROTETTE" (Tabella 3.5), ossia quelle rare e/o a rischio di estinzione, tutelate dalle normative internazionali, come la Convenzione di Berna, di Washington (CITES) o la Direttiva 92/43/CEE "Habitat", o dalle normative regionali o nazionali (REGIONE LOMBARDIA, 2010; RLCN, 2013; UFAM, 2011), oppure comprese nelle liste rosse delle specie a rischio di estinzione secondo i lavori di Rossi *et al.* (2013), Scoppola e Spampinato (2005) e Conti *et al.* (1997), per l'Italia, e di Bornand *et al.* (2016) e Auderset Joy & Schwarzer (2012), per la Svizzera.

Tabella 3.5. Lista delle specie di pregio presenti nel Lago Maggiore (P1: priorità nazionale molto elevata per la conservazione; P2: priorità nazionale elevata per la conservazione; P3: priorità nazionale media per la conservazione; P4: priorità nazionale esigua per la conservazione; CR: gravemente minacciata; EN: minacciata; VU: vulnerabile; NT; quasi minacciata; LC: basso rischio).

Nome scientifico	Nome comune	Lombardia (status)	Piemonte (status)	Canton Ticino (status)	IUCN Italy red List	IUCN Svizzera (status)	Convenzioni internazionali e Dir. Habitat
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Ceratofillo comune	L.R. 10/2008 LR (IUCN)	-	-	-	P4; LC	-
<i>Elatine hexandra</i>	Pepe d'acqua a sei stami	-	-	RLCN-2013	-	-	-
<i>Elatine hydropiper</i>	Pepe d'acqua ad otto stami	-	-	RLCN-2013	-	-	-
<i>Eleocharis acicularis</i>	Giunchina aghiforme	L.R. 10/2008	-	RLCN-2013	-	P4; VU	-
<i>Gratiola officinalis</i>	Graziella	L.R. 10/2008 LR (IUCN)	-	RLCN-2013	-	P4; VU	-
<i>Hippuris vulgaris</i>	Coda di cavallo acquatica	L.R. 10/2008 VU (IUCN)	VU (IUCN)	RLCN-2013	EN	P3; NT	-

Nome scientifico	Nome comune	Lombardia (status)	Piemonte (status)	Canton Ticino (status)	IUCN Italy red List	IUCN Svizzera (status)	Convenzioni internazionali e Dir. Habitat
<i>Limniris pseudacorus</i>	Giaggiolo acquatico	L.R. 10/2008	-	-	-	LC	-
<i>Littorella uniflora</i>	Littorella	L.R. 10/2008 VU (IUCN)	VU (IUCN)	RLCN-2013	VU	EN	-
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Millefoglio d'acqua comune	-	-	-	-	NT	-
<i>Najas major</i>	Ranocchia maggiore	-	-	-	-	P4; NT	-
<i>Naja minor</i>	Ranocchia minore	-	-	RLCN-2013	-	P3; EN	-
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	Brasca di Berchtold	-	-	-	VU	LC	-
<i>Potamogeton nodosus</i>	Brasca nodosa	L.R. 10/2008 LR (IUCN)	-	-	-	P4; VU	-
<i>Potamogeton pusillus</i>	Brasca palermitana	-	-	-	-	P4; VU	-
<i>Ranunculus reptans</i>	Ranuncolo reptante	L.R. 10/2008 LR (IUCN)	-	RLCN-2013	-	P1; EN	-
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	Ranuncolo a foglie capillari	L.R. 10/2008	-	-	-	LC	-
<i>Schoenoplectiella supina</i>	Lisca prostrata	VU (IUCN)	VU (IUCN)	RLCN-2013	VU	P2; CR	-
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Lisca lacustre	LR (IUCN)	-	-	-	LC	-
<i>Scirpoides holoschoenus</i>	Giunchetto meridionale	-	-	-	-	CR	-
<i>Spirodela polyrhiza</i>	Lenticchia d'acqua maggiore	-	-	RLCN-2013	-	NT	-
<i>Trapa natans</i>	Castagna d'acqua	L.R. 10/2008 VU (IUCN)	VU (IUCN)	-	NT	P2; CR	Berna
<i>Vallisneria spiralis</i>	Vallisneria	VU (IUCN)	LR (IUCN)	-	-	NT	-
<i>Zannichellia palustris</i>	Zannichellia	L.R. 10/2008	-	-	-	P4; VU	-
<i>Chara delicatula</i>	-	-	-	-	-	P3; VU	-
<i>Chara globularis</i>	-	-	-	-	-	LC	-
<i>Chara vulgaris</i>	-	-	-	-	-	P3; VU	-
<i>Nitella flexilis</i>	-	-	-	RLCN-2013	-	P1; CR	-
<i>Nitella opaca</i>	-	-	-	-	-	P3; VU	-

### 3.9 Le specie esotiche

Le specie esotiche o “aliene” (*sensu* PYŠEK *ET AL.*, 2004), sono specie non indigene in Italia o in Svizzera, la cui presenza può rappresentare un potenziale pericolo per la conservazione della biodiversità, delle comunità vegetali, degli habitat e di conseguenza per il paesaggio tipico del territorio. Oltre ad essere la causa di una profonda alterazione bio-ecologica e paesaggistica di un territorio, le specie esotiche possono provocare danni economici (colture, infrastrutture, attività turistiche, attività industriali) o alla salute umana (piante tossiche, allergeniche) non indifferenti. In realtà non tutte le specie esotiche arrecano danni all’ambiente, alla salute, all’infrastrutture o alle attività turistiche o industriali, ma solo quelle “invasive” e in particolar modo quelle inserite nella LISTE NERE regionali o nazionali delle specie alloctone vegetali oggetto di monitoraggio, contenimento o eradicazione, oppure nel più recente “Elenco delle Specie Invasive Animali e Vegetali di Rilevanza Unionale”, in applicazione del regolamento (UE) n. 1143/2014 del Parlamento europeo e del Consiglio dell’Unione europea (Regolamento di Esecuzione (UE) 2016/1141 della Commissione del 13 luglio 2016). Secondo l’Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUCN), le specie esotiche invasive rappresentano, a livello mondiale, il secondo fattore di minaccia alla biodiversità dopo le modificazioni del territorio dovute all’uomo. Per questo motivo la conoscenza delle specie aliene dovrebbe essere preliminare in qualsiasi monitoraggio della biodiversità e a qualunque pianificazione ecosostenibile d’uso del suolo e di governo del territorio.

Nel Lago Maggiore sono state identificate 4 specie esotiche: *Egeria densa*, *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii* e *Lagarosiphon major*, tutte appartenenti alla famiglia delle Hydrocharitaceae. La flora macrofita del Lago Maggiore risulta così formata da 40 specie autoctone o indigene e 4 specie esotiche.

Nella tabella seguente (Tabella 3.6) sono riportate tutte le entità esotiche rinvenute, elencate per area d’origine, con l’indicazione del periodo d’introduzione di ciascuna specie, utilizzando la seguente terminologia: ARCHEOFITA, per le specie introdotte prima del 1492 (approssimato al 1500), anno della scoperta dell’America, e NEOFITA, per le specie introdotte dopo il 1492. È inoltre riportato lo “status” (CAS: casuale; NAT: naturalizzata; INV: invasiva) di ciascuna specie nel territorio, confrontato sia con quelli regionali secondo Galasso *et al.* (2018) o del Canton Ticino secondo Schoenenberger *et al.* (2014) sia con i dati nazionali secondo il lavoro di Galasso *et al.* (op.cit.) per l’Italia e di Buholzer *et al.* (2014) per la Svizzera. Per ogni specie, infine, si riporta la presenza o meno nelle “liste nere” regionali, cantonali o nazionali (REGIONE LOMBARDIA, 2010; REGIONE PIEMONTE, 2017; BUHOLZER *ET AL.*, 2014), o nell’Elenco delle Specie Invasive Vegetali e Animali di Rilevanza Unionale (Regolamento UE n. 1143/2014). La valutazione dello status d’invasività delle specie nel Lago Maggiore è stata dedotta attraverso le osservazioni in campo e dalle analisi svolte in questo studio sulla distribuzione di ciascuna specie, rispetto agli anni passati.

Dalla Tabella 3.6 si evince che tre delle quattro specie acquatiche esotiche rinvenute nel Lago Maggiore, *Lagarosiphon major*, *Elodea nuttallii* ed *E. canadensis* possono essere pericolose, se non controllate, per la sopravvivenza della pregiata flora acquatica, delle comunità vegetali, e quindi degli habitat e del paesaggio sommerso del lago.

Tabella 3.6. Le specie esotiche del Lago Maggiore: area d'origine, periodo d'introduzione, "status" locale, regionale (cantonale) o nazionale e presenza nelle liste nere regionali (cantonali) o nazionali e presenza delle specie esotiche di rilevanza unionale. (\*) *Elodea nuttallii* appartiene alla lista di organismi alloctoni invasivi vietati secondo l'"Ordinanza sull'Emissione Deliberata nell'Ambiente (OEDA, RS 814.911: INFO FLORA, 2013)".

Specie	<i>Lagarosiphon major</i>	<i>Elodea nuttallii</i>	<i>Elodea canadensis</i>	<i>Egeria densa</i>
Area d'origine	Africa tropicale e subtropicale (Sudafrica)	Nordamerica	Nordamerica	Sudamerica
Periodo d'introduzione	NEOFITA	NEOFITA	NEOFITA	NEOFITA
Status Lago Maggiore	INV	INV	INV	NAT
Status in Lombardia	INV	INV	NAT	NAT
Status in Piemonte	NAT	INV	INV	NAT
Status in Canton Ticino	NAT	LIM. (segnalata in Mesolcina e altre aree in Italia limitrofe al confine svizzero)	NAT	-
Status in Italia	INV	INV	INV	INV
Status in Svizzera	-	INV (OEDA, RS 814.911)*	INV	-
Lista Nera Lom (L.R.10/2008)	-	X	X	-
Lista Nera Pie (D.G.R. 12 Giugno 2017, n. 33-5174)	Black-List-Action-list	Black-list-Management-list	Black-List-Management-list	-
Lista Nera Svizzera	-	X	X	-
Elenco Unionale (Reg.UE 1143/2014)	X	X	-	-

## 4 SCHEDE ANALITICHE DELLE SPECIE ESOTICHE DEL LAGO MAGGIORE

Conoscere il “nemico” è il primo passo da compiere per poterlo sconfiggere (eradicare) o almeno controllare; nel seguito sono trattati l’aspetto e i caratteri diagnostici di ciascuna specie, ai fini del suo riconoscimento, la biologia, l’ecologia e la distribuzione, in particolare nel Lago Maggiore. Verranno inoltre valutate le variazioni rispetto ai dati storici, l’impatto e le azioni di contenimento che si possono applicare.

### 4.1 *Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss (Hydrocharitaceae)

**Nome comune:** peste d’acqua arcuata, peste d’acqua arricciata, elodea africana, erba ossigeno.

**Sinonimo:** *Lagarosiphon muscoides* Harv. var. *major* Ridl., *Elodea crispa* Hort.

**Etimologia del nome:** *Lagarosiphon* deriva da due parole greche e significa “tubo stretto o molle”, in riferimento ai fusti della pianta cavi e flaccidi; l’epiteto specifico *major* vuol dire grande, più lunga o grande delle altre specie del genere. Il nome italiano di “peste d’acqua” è probabilmente riferito al carattere invasivo e quindi dannoso di queste piante, mentre i nomi “elodea africana” e “erba ossigeno” (dall’inglese “African elodea” e “oxygen weed”) fanno riferimento rispettivamente al paese d’origine della specie e alla sua capacità di ossigenare (depurare) le acque.

#### 4.1.1 Aspetto e caratteri diagnostici

La peste d’acqua arcuata è un’erba acquatica (idrofito) perenne e radicante sul fondale (rizofita), con fusti fragili, cilindrici e ramosi che raggiungono da 0,2 fino a 6,1 metri di lunghezza (PIGNATTI, 2017; RAMEY, 2001). Le radici possono raggiungere i 50 cm di lunghezza penetrando profondamente nel substrato del lago (CAFFREY & ACEVEDO, 2007). La pianta ha un caratteristico aspetto robusto, tubuloso, conferito dalle numerose foglie arcuate-arricciate presenti sul fusto. Le foglie sono lunghe 2-3 cm, lineari, traslucide, rigidette, di colore verde scuro e caratteristicamente disposte a spirale nella metà inferiore del fusto, mentre nella metà superiore sono generalmente verticillate a 4 o più (Figura 4.1). La pianta è dioica, ossia con fiori femminili e fiori maschili portati su individui diversi. I fiori sono piccoli, trasparenti, bianchi o rosati e sono riuniti in infiorescenze avvolte in spate tubulose, ascellari, sessili, le maschili multiflore, le femminili 1(-3) flore (BANFI & GALASSO, 2010; RAMEY 2001). I fiori sono formati da 3 sepal e 3 petali subeguali; i maschili, all’apertura della spata, si distaccano e fluttuano sull’acqua con 3 stami e 3 staminodi (BANFI & GALASSO, 2010); i femminili, invece, raggiungono la superficie su lunghi peduncoli o tubi filiformi (in realtà si tratta della base del fiore allungata) e imbattendosi nei fiori maschili galleggianti vengono impollinati (COOK, 1982). In Italia dovrebbero essere presenti solo individui femminili.

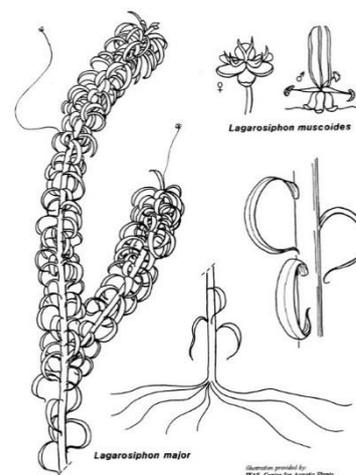
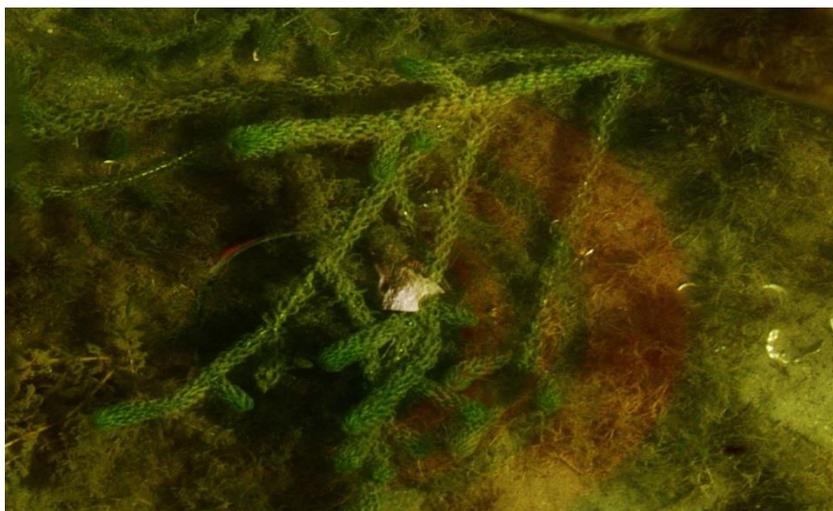


Figura 4.1. Aspetto e caratteri diagnostici di *L. major* (iconografia da Internet: University of Florida/IFAS Center for Aquatic and Invasive Plants, Gainesville 1990).

Specie simili: *Lagarosiphon major* può essere confuso con le altre specie esotiche appartenenti alla stessa famiglia, in particolare può confondersi con *Elodea canadensis*, *E. nuttallii* e *Egeria densa*. La distinzione tra queste specie è schematizzata nell'Allegato B del presente lavoro.

#### 4.1.2 Biologia ed Ecologia

##### Riproduzione

La peste d'acqua arcuata si riproduce unicamente per via vegetativa, mediante la frammentazione del fusto, che radica facilmente. Solo nella sua area d'origine si riproduce sessualmente per la presenza di entrambi gli individui, maschili e femminili (SYMOENS & TRIEST, 1983; COOK, 1982).

##### Fenologia

*Lagarosiphon major* fiorisce in tarda estate, a partire da agosto fino a settembre-ottobre (PIGNATTI, 2017; GUILIZZONI ET AL., 1989). La pianta, secondo gli studi condotti sul Lago Maggiore da Gomme (1976-77), vegeta tutto l'anno, ma la ricrescita in particolare sembra avvenga dal mese di maggio (Figura 4.2).

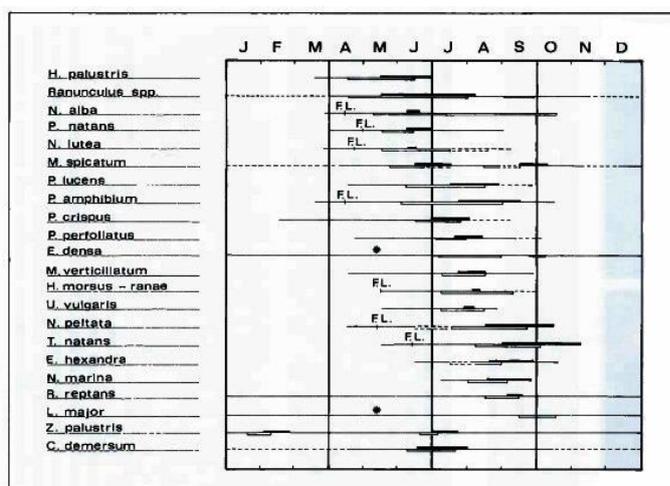


Fig. 3 - Phenology of the main submersed macrophytes of Lake Maggiore. FL and the asterisk indicate floating-leaved species and period of re-growth, respectively...: presence of vegetative organs; —: beginning of growth; —: flowering period; ■: presence of fruits. From Gomme (1976-77).

Figura 4.2. Fenologia delle macrofite sommerse del Lago Maggiore (in GUILIZZONI ET AL., 1989).

**Habitat**

Canali, acque stagnanti e laghi (PIGNATTI, 2017; BANFI & GALASSO, 2010; CAFFREY *ET AL.*, 2010).

**Distribuzione altitudinale**

Planiziale (BANFI & GALASSO, 2010), 0-300 m s.l.m. (PIGNATTI, 2017). Nella sua area d'origine, cresce in torrenti e stagni di alta montagna (WAGER, 1927).

**Autoecologia**

*Lagarosiphon major* è una specie che vive sommersa, raggiungendo profondità <6 m o tra 6-7 m (CAFFREY *ET AL.*, 2010; CAFFREY & ACEVEDO, 2007; COFFEY & WAH, 1988), fino a 9 metri (BOLPAGNI & CERABOLINI, 2016; GOMARASCA & ROELLA, 2012). Cresce in tutti i tipi di suolo, sia per quanto riguarda l'acidità (MARTIN E COETZEE, 2014; LANDOLT, 2010, 1997) sia per il grado di nutrienti in essi presenti (OSSERVATORIO REGIONALE BIODIVERSITÀ, 2018; RAMAY, 2001), ma predilige quelli con un moderato contenuto in humus (LANDOLT, 2010), asfittici e a tessitura fine (da sabbiosi a limosi o argillosi; MARTIN & COETZEE, 2014; LANDOLT, 2010 E 1997; LECHOWICZ & ADAMS, 1975). Ama i luoghi luminosi (OSSERVATORIO REGIONALE BIODIVERSITÀ, 2018; LANDOLT, 2010; SCHWARZ AND HOWARD-WILLIAMS, 1993), caldi a clima suboceanico (LANDOLT, 2010). Preferisce acque ferme o lente, limpide e cresce bene in aree riparate protette da vento, onde e correnti. La temperatura ottimale di crescita secondo Kasselmann (1995), si aggira tra 20-23 (25) °C.

Principali habitat in cui la specie vive, secondo la Dir. "Habitat" (BIONDI *ET AL.*, 2009):

- HABITAT 3150: Laghi eutrofici naturali con vegetazione del *Magnopotamion* o *Hydrocharition*.
- HABITAT 3140: Acque oligomesotrofe calcaree con vegetazione bentica di *Chara* spp.
- HABITAT 3130: Acque stagnanti, da oligotrofe a mesotrofe, con vegetazione dei *Littorelletea uniflorae* e/o degli *Isoëto-Nanojuncetea*.
- HABITAT 3260: Fiumi delle pianure e montani con vegetazione del "*Ranunculion fluitantis*" e "Callitricho-Batrachion".

Ambienti per la Svizzera dove la specie vive (DELARZE *ET AL.*, 2015):

- 1.1.2 - Acque con vegetazione di piante vascolari sommerse (*Potamion*).

**4.1.3 Distribuzione**

Questa specie è originaria dell'Africa tropicale e subtropicale e si è diffusa in tutto il mondo come pianta ornamentale o ossigenante per acquari, giardini con laghetto, laghi o corsi d'acqua artificiali e campi da golf con laghetto (BANFI & GALASSO, 2010; CAFFREY & ACEVEDO, 2008; NATIONAL HERITAGE TRUST, 2003). È stata segnalata in molti paesi dell'Europa occidentale e in particolare in quelli a clima temperato, ed è per questo che in Italia è presente solo al Nord.

Nel mondo è presente in Australia, Europa, Nuova Zelanda e Sudafrica (CATALOG OF LIFE, 2018; LAFONTAINE, 2013), mentre in Europa si può trovare in Austria, Belgio, Francia, Germania, Gran Bretagna, Irlanda, Italia, Olanda, Portogallo, Spagna e Svizzera (CATALOG OF LIFE, 2018; LAFONTAINE, 2013; UOTILA, 2009). In Italia è stata rinvenuta in Piemonte, Lombardia, Trentino Alto-Adige, Veneto (GALASSO *ET AL.*, 2018) e in Lombardia è stata osservata in provincia di Bergamo, Brescia, Cremona, Lodi, Milano, Mantova, Pavia e Varese (BANFI & GALASSO, 2010).

#### 4.1.4 Ecologia e carte di distribuzione nel Lago Maggiore

##### Dati storici

Raccolta per la prima volta in Italia e in Lombardia nel 1947, proprio sul Lago Maggiore ad Angera da Koch (1950), la peste d'acqua arcuata fino agli anni '70 e poi ancora negli anni '80, come riportato dai fruitori del lago, formava una comunità pressoché dominante lungo l'intero perimetro lacustre e per una fascia continua a "corona" nel Bacino Borromeo, tanto da rendere necessari, in diversi porti l'uso di attrezzi sfalcianti (ranza) per poter oltrepassare questa fascia e utilizzare i natanti (OGGIONI, 2010; LECHOWICZ & ADAMS, 1975). Questi ricordi hanno trovato conferma scientifica, solo per quanto riguarda il bacino Sud del lago, nei censimenti del 1973-1974 di Gomme e Muntau (1975), i quali eseguirono una serie di rilievi in 60 stazioni distribuite nella baia di Pallanza e nella parte meridionale del lago, da cui emerse la massiccia diffusione della specie presente nel 90% delle stazioni indagate. Per quanto riguarda il bacino Nord del lago, i censimenti di Lachavanne e Perfetta del 1980-1981, nella parte svizzera del lago, hanno evidenziato una presenza rara della specie, osservata solo in due stazioni, a Brissago e San Nazzaro, frazione del comune di Gambarogno (Figura 4.3).

Rilievi effettuati nel 1986, nell'area di Fondo Toce, hanno confermato la presenza ancora massiccia della specie nel Golfo Borromeo. Il massimo sviluppo della pianta, tra gli anni '70 e '80, pare sia coinciso con il picco di eutrofia del Lago Maggiore, che secondo i dati di chimica lacustre si collocava proprio intorno alla fine degli anni '80 (OGGIONI, 2010). Alla fine degli anni '90, a seguito delle indagini svolte su 4 transetti rappresentativi delle 4 aree del lago (nord, sud, est, ovest), la presenza di *Lagarosiphon major* è stata riconfermata solo nella parte nord ed est del lago, mentre a Sud, e sorprendentemente anche a ovest (l'area di Fondo Toce), la specie non è stata rilevata (LUDOVISI ET AL., 2004). Più di recente, nel 2009, il golfo Borromeo è stato indagato a fondo durante il progetto "PALMa" (OGGIONI, 2010), i cui risultati hanno evidenziato una notevole diminuzione generale delle macrofite lungo tutta la costa, e in particolare l'assenza dell'esotica. Nel biennio 2011-2012 l'intera costa del Lago Maggiore è stata indagata nell'ambito del progetto ECORIVE (ECOmorfologia RIVE delle acque comuni) al fine di censire l'intera comunità macrofita presente nel lago.

I risultati di questo progetto hanno evidenziato la presenza dell'esotica soprattutto nella parte meridionale del bacino lacustre, mentre in quella settentrionale (in territorio svizzero), la specie non è stata individuata (Figura 4.4). Le popolazioni più settentrionali sono state rilevate a Maccagno sulla sponda lombarda e Cannobio sulla sponda piemontese (GOMARASCA & ROELLA, 2012). Dei 170 km di linea di costa indagati nel progetto ECORIVE, 120 km sono risultati caratterizzati da copertura vegetale, di cui 34 km interessati dalla presenza di specie aliene invasive. In particolare *Lagarosiphon major* era diffuso nel 7% del perimetro lacustre.

##### Risultati attuali

I risultati della presente indagine hanno evidenziato una diffusa presenza dell'esotica in tutto il lago, con maggior frequenza e abbondanza nella parte meridionale (o italiana) rispetto alla parte svizzera (Figura 4.4). *Lagarosiphon major* è attualmente al quarto posto tra le specie più rappresentative del lago (Figura 3.2).

La storia dell'osservazione di *L. major* nel Lago Maggiore è riassunta nella Tabella 4.1.

Tabella 4.1. Storia della presenza di *L. major* in base ai censimenti floristici degli ultimi 139 anni.

Periodo	Area	Autori	Presenza di <i>Lagarosiphon major</i>
1903	Alto Lago (zona Locarno)	Schröter & Wilczek (1904)	-
1947-1989	Intero Lago	Koch (1950); Gommes & Muntau (1975); Lachavanne & Perfetta (1981); Oggioni (2010; rilievo 1986); Guilizzoni <i>et al.</i> (1989)	+
1999- 2009	4 transetti e Golfo Borromeo	Ludovisi <i>et al.</i> (2004); Oggioni (2010)	+
2011-2012	Intero lago	Gomasasca e Roella (2011-2012)	+
2017	Intero lago	Gariboldi, Beghi, Pandolfi, Genoni (Progetto SPAM)	+

### Carte di distribuzione

La distribuzione della specie dagli anni '70 del secolo scorso al 2017 è rappresentata in Figura 4.3 e Figura 4.4.

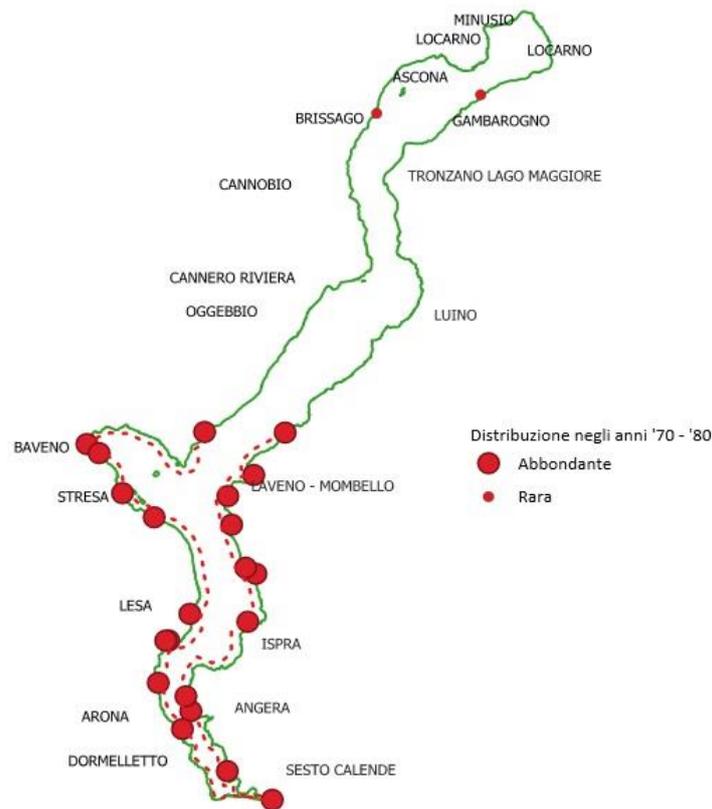


Figura 4.3. Carta di distribuzione di *L. major* negli anni '70 - '80 (da Guilizzoni *et al.*, 1989, reinterpretata). Il tratteggio rosso indica una diffusione della specie pressoché continua.

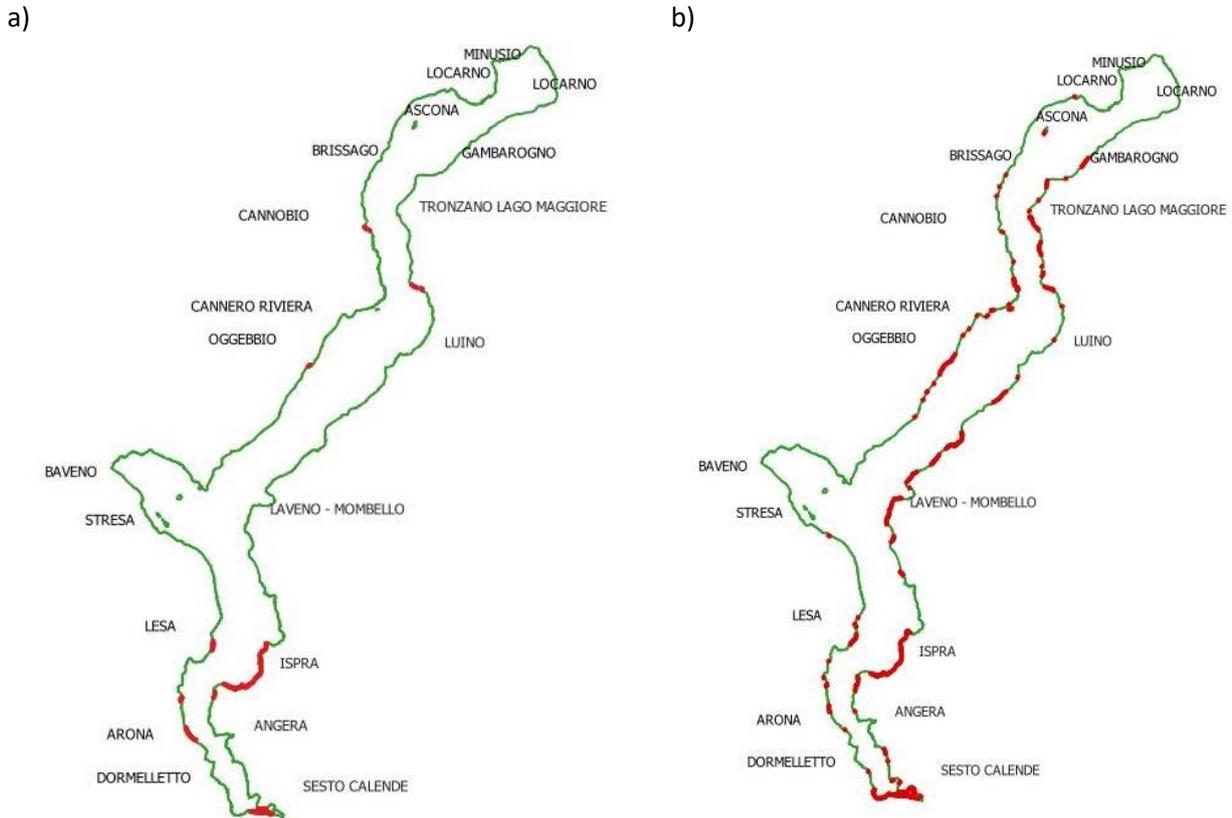


Figura 4.4. Distribuzione di *L. major*: a) nel biennio 2011-2012 (da GOMARASCA & ROELLA, 2012, rielaborata); b) nel 2017.

Confrontando la carta di distribuzione attuale con quella riferita al progetto ECORIVE (Figura 4.4), si nota come negli ultimi 5 anni, la specie sia andata diffondendosi lungo il lago, conquistando nuovi territori. In particolare, come evidenziato nella Tabella 4.2, *L. major* si è diffusa lungo la linea di costa più del doppio rispetto al 2012.

Tabella 4.2. Dati distributivi di *Lagarosiphon major* lungo la linea di costa nei censimenti del 2011-2012 e del 2017. \*: il perimetro del lago è ricavato dai dati dell'Osservatorio dei Laghi Lombardi, 1° rapporto OLL – 2004 (AA.VV., 2005).

Censimenti	Linea di costa (km)*	Linea di costa coperta solo da specie esotiche (km)	Linea di costa coperta solo da <i>L. major</i> (km)	Profondità massima raggiunta (m)
ECORIVE2011-2012	170	34	11,9	9
SPAM 2017	170	87,4	29,0	9

Il confronto tra la distribuzione dell'esotica negli anni '70-'80 e nel 2012 evidenzia una significativa regressione della specie, soprattutto nella parte meridionale del lago, probabilmente da attribuirsi a variazioni locali dell'ambiente che hanno favorito altre specie, oppure all'invasività di una nuova ospite del lago, *Elodea nuttallii*, o entrambe le cause.

Per quanto riguarda la distribuzione della specie in profondità, la Figura 4.5 mostra come la profondità massima raggiunta dall'esotica nel Lago Maggiore sia di 9 m, in accordo con i dati di GOMARASCA & ROELLA (2012) e con quelli riferiti all'intera Lombardia (BOLPAGNI & CERABOLINI, 2016), ma discordanti da quanto riportato da COFFEY (1988), secondo il quale in ambienti non limitati dalla luce, la profondità massima raggiungibile dalla specie è di circa 7 m, al di sotto dei quali la sopravvivenza è limitata dalla pressione. Questo spiegherebbe la maggior diffusione dell'esotica osservata nel lago fino a 7 metri di profondità (in particolare

da 3 a 7 metri); oltre i 7 m la presenza dell'esotica diventa sporadica, non trovandosi più nelle condizioni ambientali idonee alla sua sopravvivenza.

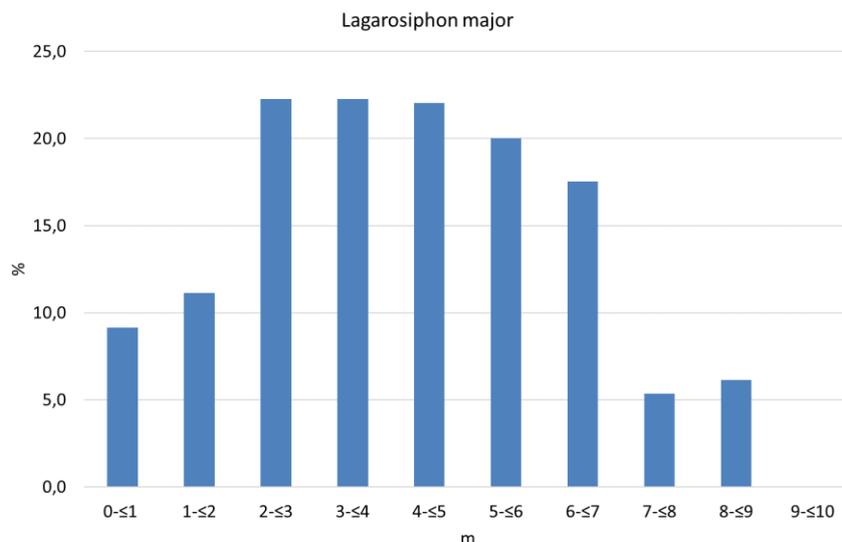


Figura 4.5. Distribuzione di *L. major* lungo la profondità, in termini di % di rilievi colonizzati dalla specie sul numero totale di rilievi eseguiti per fascia di profondità.

Infine, i dati raccolti sul tipo di substrato preferenziale alla colonizzazione della specie (Figura 4.6), mostrano che *Lagarosiphon major* predilige i substrati fini, sabbiosi e/o limosi (84%), in accordo con i dati bibliografici reperiti.

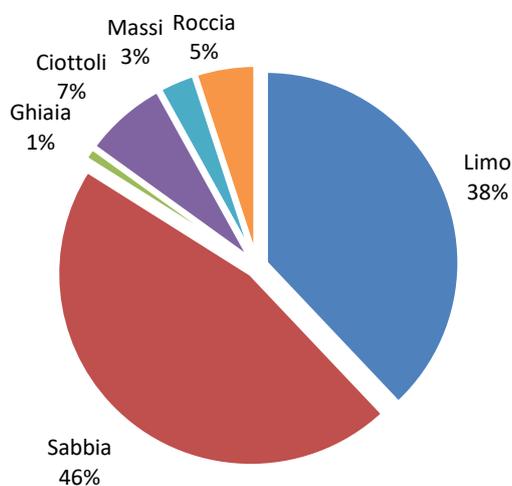


Figura 4.6. Tipi di substrato colonizzati da *L. major*.

La presenza della specie osservata sui substrati rocciosi, ciottolosi o ghiaiosi, in realtà si deve all'accumulo su di essi, o nelle fessure e spazi vuoti, di sabbie o limi che ne favoriscono l'attecchimento e la crescita.

Le seguenti tabelle (Tabella 4.3, Tabella 4.4, Tabella 4.5) forniscono informazioni più dettagliate sul campionamento della specie e sulla sua distribuzione nel Lago Maggiore, con una prima indicazione delle aree di maggior invasività.

Tabella 4.3. Numero totale di transetti e di rilievi eseguiti nel lago; numero totale di transetti e di siti colonizzati (rilievi) da *L. major* con stima dell'abbondanza della specie.

N° totale transetti Lago	N° totale di rilievi Lago	N° totale transetti con <i>L. major</i>	N° totale siti colonizzati con <i>L. major</i>	N° siti colonizzati con copertura >60%	N° siti colonizzati con copertura 20%-60%	N° siti colonizzati con copertura 1%-20%	N° siti colonizzati con copertura rara o <1%
473	2420	145	361	103	58	50	150

Tabella 4.4. Numero totale di siti colonizzati (rilievi) con presenza solo di *L. major* e stima del numero di siti con copertura della specie.

N° totale di siti colonizzati	N° siti colonizzati con copertura >60%	N° siti colonizzati con copertura tra 1%-60%	N° siti di prima colonizzazione (copertura rara o <1%)
84	42	20	22

Tabella 4.5. Numero di transetti e siti colonizzati da *L. major* per regione (o cantone) e comune con relative coperture medie.

Regioni o Cantoni	N° transetti	N° siti colonizzati	Province	Comune	N° transetti per comune	N° siti colonizzati per comune	Copertura media (%)
LOMBARDIA	89	253	VARESE	Sesto Calende	18	80	37
				Angera	2	4	3
				Ranco	8	24	58
				Ispra	14	48	45
				Leggiuno	4	8	34
				Laveno-Mombello	15	33	21
				Castelveccana	8	16	19
				Porto Valtravaglia	3	3	17
				Brezzo di Bedero	1	2	70
				Luino	1	2	1
				Maccagno con Pino e Veddasca 1)Fraz. Maccagno 2)Fraz. Pino sulla Sponda del Lago Maggiore	1) 7 2) 3	1) 20 2) 5	1) 36 2) 3
Tronzano Lago Maggiore	5	8	22				
CANTON TICINO	5	7	LOCARNO	Gambarogno	3	5	7
				Ascona	1	1	0,1
				Brissago	1	1	10
PIEMONTE	51	101	VERBANO-CUSIO-OSSOLA	Cannobio	10	14	21
				Cannero Riviera	4	6	2
				Oggebbio	7	14	17
				Ghiffa	2	5	34
			NOVARA	Lesa	7	12	39

#### 4.1.5 Impatti

L'aggressività della pianta nell'ambiente in cui è inserita si deve al suo comportamento da specie "pioniera", grazie all'efficiente riproduzione vegetativa e alla rapida crescita (in lunghezza e biomassa), che gli consente di colonizzare rapidamente gli ambienti sommersi (liberi o già colonizzati) e conquistarsi lo spazio e la luce indispensabile per la sua sopravvivenza. Anche una piccola parte del fusto, se liberata nell'acqua, riesce a sviluppare rapidamente le radici sul fondo e a colonizzare senza problemi un nuovo ambiente. Si spiega quindi il motivo della fragilità del fusto, dovuta alla necessità di favorirne la rottura sotto l'influenza del vento o delle onde oppure al passaggio delle barche (CAFFREY & ACEVEDO, 2007).

È proprio per questo suo "vantaggio competitivo iniziale", ossia la sua rapidità nel diffondersi dalla frammentazione del gambo, di produrre radici e di crescere velocemente in lunghezza e biomassa, e di formare estese e dense comunità tappezzanti (Figura 4.7), che *Lagarosiphon major* attualmente domina nelle zone litorali di molti laghi, avendo superato la competitività delle specie native (*Myriophyllum* spp., *Potamogeton* spp. e macroalghe) e anche delle esotiche (*Elodea* spp.), come avvenuto per esempio in Inghilterra, Nuova Zelanda e in Irlanda (CAFFREY & ACEVEDO, 2008, 2007; JAMES ET AL., 1999; RATTRAY ET AL., 1994). Secondo il National Heritage Trust (2003), inoltre, le infestazioni dense dell'"erba ossigeno", possono portare a consumare più ossigeno di quello che producono, anche a causa dei processi di decomposizione della biomassa prodotta, riducendo così la qualità dell'acqua e l'ossigeno disponibile. Pare comunque che, anche in questi ambienti inospitali, sia sempre l'esotica a trarne vantaggio crescendo maggiormente in biomassa (MARTIN & COETZEE, 2014; RATTRAY ET AL., 1991). Un altro vantaggio competitivo di *L. major* potrebbe essere dovuto alla sua crescita nei mesi invernali quando la maggior parte delle specie indigene invece muore (CAFFREY ET AL., 2010; CAFFREY & ACEVEDO, 2007). *Lagarosiphon major*, infine, dove i nutrienti sono abbondanti, può canalizzare le risorse di crescita nell'estensione del germoglio piuttosto che allo sviluppo delle radici, vincendo la competizione con le specie vegetali che sembrano richiedere lo sviluppo di un esteso apparato radicale prima di manifestare la crescita del germoglio. Ciò è particolarmente vantaggioso in situazioni acquatiche in cui la luce può essere limitante.

Le caratteristiche dell'habitat delle aree infestate dalla pianta influenzano anche la fauna residente alterando le comunità dei macroinvertebrati e la presenza o composizione delle comunità di pesci, favorendo le specie "grezze" di ambienti eutrofi, poveri d'ossigeno, come lucci, persici e alcune specie di ciprinidi (NAULT & MIKULYUK, 2009; O'GRADY ET AL., 2009; CAFFREY & ACEVEDO, 2007).

La presenza della specie, quindi, può portare alla **perdita di biodiversità**, che come detto non si limita solo alle specie vegetali acquatiche, ma anche alle popolazioni associate di invertebrati acquatici e alla fauna ittica; inoltre causa **danni economici**, dovuti ad esempio alla limitazione delle attività turistico-ricreative (pesca, nuoto, navigazione, ecc.) e alle grandi quantità di questa pianta che si deposita sulle spiagge, dopo le tempeste che la strappano dal fondo, riducendone il valore turistico e che costringono le amministrazioni locali e i privati a intense e costose opere di ripulitura. La specie, inoltre, può causare problemi a impianti idroelettrici e industriali o altre opere idrauliche, intasando i tubi di aspirazione dell'acqua, mentre nei canali o fiumi, può rallentare lo scorrimento dell'acqua riducendo l'efficienza dell'agricoltura irrigata e aumentando i rischi di inondazioni nelle aree adiacenti.



*Figura 4.7. Colonizzazione di L. major in acque limpide e su substrato limoso in zona Sesto Calende (Va). La specie, allungandosi verso la superficie, forma estesi e densi tappeti (o stuoie intrecciate oppure chiome o baldacchini) che bloccano la penetrazione della luce eliminando la concorrenza e la crescita delle altre piante acquatiche, sia native che esotiche.*

### 4.3 *Elodea nuttallii* (Planch.) H.St.John (Hydrocharitaceae)

**Nome comune:** peste d'acqua di Nuttall, elodea di Nuttall

**Sinonimo:** *Anacharis nuttallii* Planch., *Philotria nuttallii* (Planch.) Rydb.

**Etimologia del nome:** *Elodea* deriva dal greco e significa “palude” o più in generale “che cresce in acqua”, in riferimento all’ambiente di crescita; l’epiteto specifico *nuttallii* è dedicato al botanico, ornitologo, esploratore e collezionista di piante inglese Thomas Nuttall (1786-1859) che visse negli Stati Uniti dal 1808 al 1841. Il nome italiano di “peste d’acqua” è probabilmente riferito al carattere invasivo e quindi dannoso di questa pianta.

#### 4.3.1 Aspetto e caratteri diagnostici

La peste d’acqua di Nuttall è un’erba acquatica (idrofita) perenne e radicante sul fondale (rizofita), con fusti esili, lunghi da 15-60 cm fino a 3-4 m (PIGNATTI, 2017; INFO FLORA 2013), cilindrici (diametro 1 mm), sommersi, ramosi e fogliosi su tutta la lunghezza, ma soprattutto nella parte apicale. La pianta è di aspetto variabile, con fenotipi diversi (spesso conviventi o persino presenti sulla medesima pianta) anche a seconda delle condizioni di crescita (PIGNATTI, 2017; BANFI & GALASSO, 2010); generalmente però ha un caratteristico aspetto esile e colore verde chiaro, con foglie corte e ricurve oppure lunghe (Figura 4.8) e piane caratteristicamente ritorte ad elica. Le foglie sul fusto sono verticillate a 3 (raramente a 4), sessili, intere, lineari o lanceolate, sottili, con larghezza generalmente minore di 1,75-2 mm di (PIGNATTI, 2017; INFO FLORA, 2013; BOWMER *ET AL.*, 1995), flaccide, lunghe 6-13 mm, con margine finemente denticolato (Figura 4.8) e apice da strettamente acuto (o acuto-apiculato) ad acuminato. La pianta è dioica con fiori unisessuali maschili e femminili su individui diversi, di 3-5 mm di diametro e con perianzio di 6 segmenti violetti. I fiori maschili sono sessili o subsessili, mentre i femminili sono portati da lunghi (fino a 9 cm) peduncoli capillari (ipanzio). Il frutto è a capsula cilindrica o a forma di uovo (6 mm) e contiene semi pelosi alla base (PIGNATTI, 2017; KLINKENBERG B., 2017; BANFI & GALASSO, 2010). In Italia *E. nuttallii* è presente solo con individui femminili.



Figura 4.8. Aspetto e caratteri diagnostici di *E. nuttallii* (iconografia da Internet: Flora of British Columbia).

Specie simili: *Elodea nuttallii*, può essere confusa con la congenere *E. canadensis* che si differenzia per l’aspetto generale, il colore della pianta verde scuro, le foglie mai ritorte e con apice da largamente acuto a ottuso, larghe  $1.1 \pm 0.03$  mm (misura da prendere 0.5 mm al di sotto dell’apice; SIMPSON, 1988) e gli internodi

più corti. La distinzione tra queste specie e le altre della stessa famiglia è schematizzata nell'Allegato B del presente lavoro.

### 4.3.2 Biologia ed Ecologia

#### Riproduzione

La peste d'acqua di Nuttall si riproduce unicamente per via vegetativa (PIGNATTI, 2017), mediante frammentazione del fusto (anche i frammenti di piante molto piccoli sono in grado di formare radici dai nodi e iniziare a crescere) o tramite gemme dette turioni o ibernacoli che si formano con l'arrivo dell'inverno e germogliano in primavera dando vita a nuove piante. La specie infatti in Europa è presente quasi esclusivamente con individui femminili (INFO FLORA, 2013; JOSEFSSON, 2011). La riproduzione vegetativa risulta comune anche nel paese d'origine della specie, in Nordamerica, nonostante siano presenti individui maschili e femminili (LARSON & WILLÉN, 2006).

#### Fenologia

*Elodea nuttallii* fiorisce a partire da giugno-luglio fino a settembre (PIGNATTI, 2017; ASSINI ET AL., 2010).

#### Habitat

Stagni, laghi, ruscelli e fiumi di pianura (PIGNATTI, 2017; ASSINI ET AL., 2010).

#### Distribuzione altitudinale

Dalla pianura alla montagna; è tra le specie esotiche che raggiungono le maggiori altitudini (GALASSO & BANFI, 2009), 0-1900 m s.l.m. (PIGNATTI, 2017).

#### Autoecologia

*Elodea nuttallii* è una specie che vive sommersa (LANDOLT, 2010), raggiungendo profondità di 6-8 m (INFO FLORA, 2013), fino 10-11 m (BOLPAGNI & CERABOLINI, 2016; GOMARASCA & ROELLA, 2012), massimo 13 m (VÖGE, 1994; SCHMIEDER, 1998). Predilige suoli da neutro a basici (LANDOLT, 2010) da moderatamente poveri a moderatamente ricchi in nutrienti (LANDOLT, 2010), con un moderato contenuto in humus, asfittici e a tessitura fine (LANDOLT, 1977). Ama i luoghi luminosi tollerando anche la penombra, caldi a clima suboceanico (LANDOLT, 2010). Preferisce acque ferme o lente, perlopiù fredde, limpide, ma tollera bene anche le acque torbide (MIELECKI & PIECZNSKA, 2005), principalmente eutrofiche (talora ipertrofiche) e ricche di calcio, ma anche oligotrofiche e mesotrofiche (PIGNATTI, 2017; JOSEFSSON, 2011; BRANQUART ET AL, 2010; THIÉBAUT ET AL., 1997; BEST ET AL., 1996).

Principali habitat in cui la specie vive, secondo la Dir. "Habitat"

- HABITAT 3150: Laghi eutrofici naturali con vegetazione del *Magnopotamion* o *Hydrocharition*.
- HABITAT 3140: Acque oligomesotrofe calcaree con vegetazione bentica di *Chara* spp.
- HABITAT 3130: Acque stagnanti, da oligotrofe a mesotrofe, con vegetazione dei *Littorelletea uniflorae* e/o degli *Isoëto-Nanojuncetea*.
- HABITAT 3260: Fiumi delle pianure e montani con vegetazione del "*Ranunculion fluitantis*" e "*Callitricho-Batrachion*".

Ambienti per la Svizzera dove la specie vive (DELARZE ET AL., 2015)

- 1.1 - Acque ferme.
- 1.1.2 - Acque con vegetazione di piante vascolari sommerse (*Potamion*).

### 4.3.3 Distribuzione

La specie è originaria del Nordamerica ed è diffusa in tutto il mondo con il commercio ortofloricolo delle piante ornamentali per acquari e giardini con laghetto (BANFI & GALASSO, 2010).

Nel Mondo è diffusa in Asia, Europa, Filippine, Nordamerica (CATALOG OF LIFE, 2018; COOK & URMI-KÖNIG, 1985), mentre in Europa si può trovare in Austria, Belgio, Repubblica Ceca, Danimarca, Finlandia, Francia, Germania, Gran Bretagna, Irlanda, Italia, Lussemburgo, Norvegia, Olanda, Polonia, Slovacchia, Svezia, Svizzera, Ungheria (CATALOG OF LIFE, 2018; JOSEFSSON, 2011; UOTILA, 2009; DAISIE, 2009). In Italia è stata rinvenuta in Piemonte, Lombardia, Trentino-Alto Adige, Veneto, Friuli-Venezia Giulia ed Emilia Romagna (GALASSO *ET AL.*, 2018), e in Lombardia è stata osservata nelle province di Bergamo, Brescia, Como, Cremona, Lecco, Lodi, Milano, Mantova, Pavia, Sondrio (BANFI & GALASSO, 2010) e Varese (GARIBOLDI *ET AL.*, 2017; GOMARASCA & ROELLA, 2012).

### 4.3.4 Ecologia e carte di distribuzione nel Lago Maggiore

#### Dati storici

Arrivata in Europa negli anni '90 del secolo scorso (JOSEFSSON, 2011), *Elodea nuttallii* è segnalata per la prima volta in Italia e in Lombardia da DEFAYES (1995) che la raccolse nel 1989 a Crone (comune di Idro) sul Lago d'Idro (BS). Successivamente si è diffusa in altre province lombarde (ASSINI *ET AL.*, 2010) e quindi in altre regioni (GALASSO *ET AL.*, 2018; SELVAGGI *ET AL.*, 2016; MARTINI *ET AL.* 2012; CELESTI GRAPOW *ET AL.* 2010, 2010B E 2009). Nel Lago Maggiore la specie è stata segnalata per la prima volta da GOMARASCA E ROELLA (2012) in diverse stazioni lungo la sponda piemontese e lombarda nell'ambito del progetto ECORIVE e confermata in Piemonte da Selvaggi *et al.* (2016), in particolare a Meina (NO) ad 1 metro di profondità presso una spiaggia a Sud del paese e nel comune di Lesa (NO) nelle acque del porticciolo. I risultati del progetto ECORIVE del biennio 2011-2012 hanno evidenziato una diffusa presenza della peste d'acqua di Nuttall soprattutto nella parte meridionale o italiana del lago, mentre in territorio svizzero la specie non è stata trovata. Le popolazioni più settentrionali sono state rilevate a Maccagno in sponda lombarda e nella frazione di Carmine Inferiore (Cannobio) in quella piemontese. Dei 170 km di linea di costa indagati, 120 km sono risultati caratterizzati da copertura vegetale, di cui 34 km interessati dalla presenza di specie aliene invasive. *Elodea nuttallii* in particolare era diffusa nel 18% del perimetro lacustre (GOMARASCA & ROELLA, 2012).

#### Risultati attuali

I risultati del recente censimento hanno evidenziato una diffusissima presenza dell'esotica in tutto il lago, con una maggiore frequenza e abbondanza nella parte meridionale (italiana) rispetto alla parte svizzera (Figura 4.9). Questo è sottolineato anche dal grafico delle frequenze delle specie nel Lago Maggiore (Figura 3.2), dal quale si evince che *Elodea nuttallii* è attualmente la specie più rappresentativa del lago.

La storia delle osservazioni di *E. nuttallii* nel Lago Maggiore è riassunta nella Tabella 4.6.

Tabella 4.6. Storia della presenza di *E. nuttallii* in base ai censimenti floristici degli ultimi 139 anni.

Periodo	Area	Autori	Presenza di <i>Elodea nuttallii</i>
1903	Alto lago (zona Locarno)	Schröter & Wilczek (1904)	-
1947-1989	Intero lago	Gommes & Muntau (1975); Lachavanne & Perfetta (1981); Oggioni (2010; rilievo 1986); Guilizzoni <i>et al.</i> (1989)	-
1999- 2009	4 transetti e Golfo Borromeo	Ludovisi <i>et al.</i> (2004); Oggioni (2010)	-
2011-2012	Intero lago	Gomasca e Roella (2011-2012)	+
2017	Intero lago	Gariboldi <i>et al.</i> (2017); Gariboldi, Beghi, Pandolfi, Genoni (Progetto SPAM)	+

### Carte di distribuzione

La carta di distribuzione attuale della specie è rappresentata in Figura 4.9, a confronto con la carta del progetto ECORIVE (GOMARASCA & ROELLA, 2012) rielaborata.

a)



b)

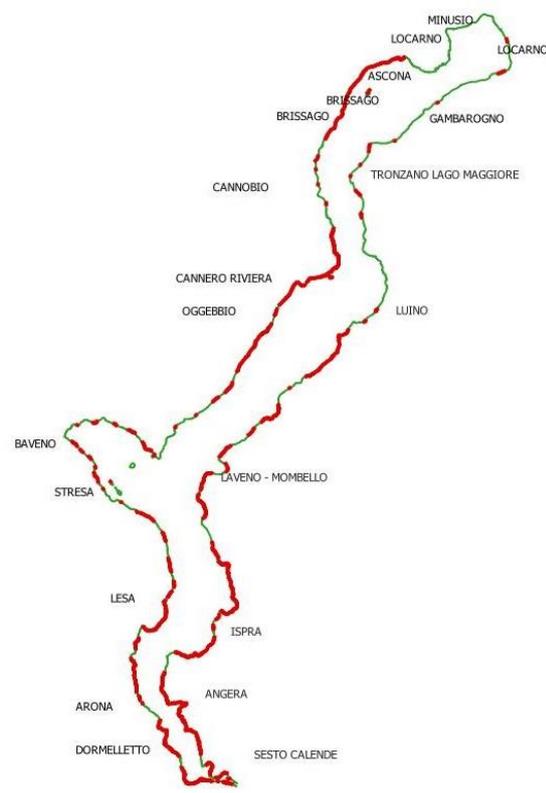


Figura 4.9. Distribuzione di *E. nuttallii*: a) nel biennio 2011-2012 (da GOMARASCA & ROELLA, 2012; rielaborata); b) nel 2017.

Da tale confronto si osserva come la specie negli ultimi 5 anni sia andata espandendosi su entrambe le sponde del lago, penetrando anche in territorio svizzero. In particolare, come si evince dai dati riportati nella Tabella 4.7, *E. nuttallii* si è diffusa lungo la linea di costa, più del doppio della distribuzione che aveva nel 2012.

Tabella 4.7. Dati distributivi di *E. nuttallii* lungo la linea di costa nei censimenti del 2011-2012 e del 2017. \*: il perimetro del lago è ricavato dai dati dell'Osservatorio dei Laghi Lombardi, 1° rapporto OLL – 2004 (AA.VV., 2005).

Censimenti	Linea di costa (km)*	Linea di costa coperta solo da specie esotiche (km)	Linea di costa coperta da <i>E. nuttallii</i> (km)	Profondità massima raggiunta (m)
ECORIVE 2011-2012	170	34	30,6	10
SPAM 2017	170	87,4	75,2	10

Per quanto riguarda la distribuzione in profondità (Figura 4.10), si nota che la specie raggiunge una profondità massima di 10 m, in accordo con i dati di GOMARASCA E ROELLA (2012) e con quelli riferiti all'intera Lombardia (BOLPAGNI & CERABOLINI, 2016).

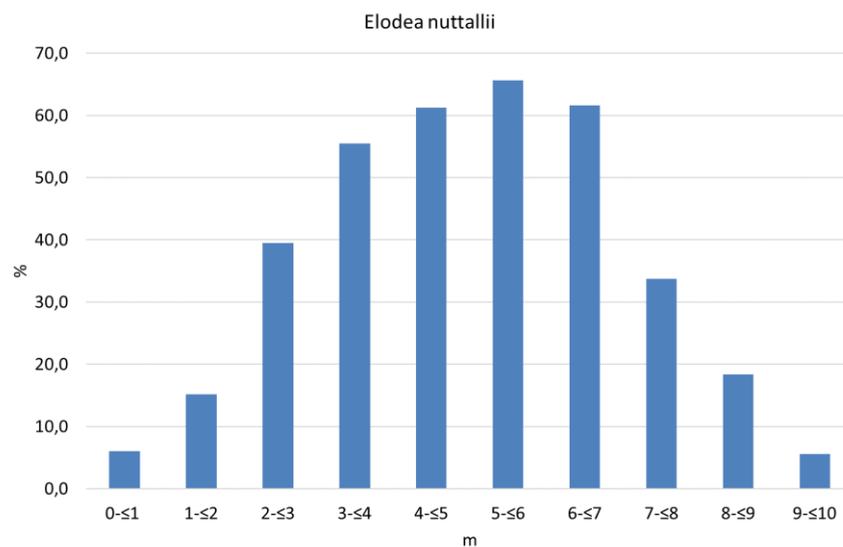


Figura 4.10. Distribuzione di *E. nuttallii* lungo la profondità, in termini di % rilievi colonizzati sul numero totale di rilievi eseguiti per fascia di profondità.

Dal grafico di Figura 4.10, inoltre, si evince che la specie ha il suo *optimum* di diffusione tra 3-8 metri di profondità, mostrando una buona frequenza e abbondanza anche tra i 9 e i 10 m di profondità, come osservato durante i rilevamenti di campo. Infine, i dati raccolti sul tipo di substrato preferenziale alla colonizzazione della specie (Figura 4.11), mostrano che *Elodea nuttallii* predilige i substrati fini, sabbiosi e/o limosi (92%), in accordo con i dati bibliografici reperiti.

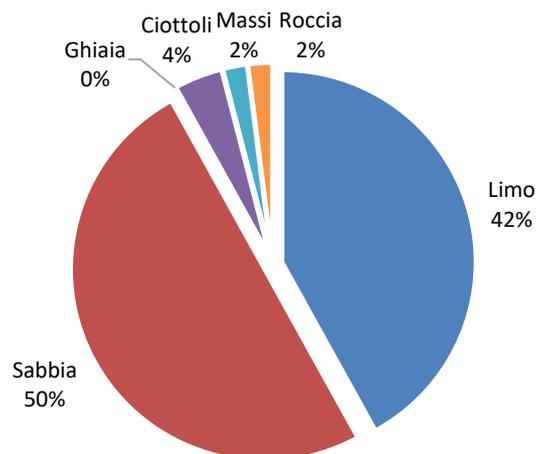


Figura 4.11. Tipi di substrato colonizzati da E. nuttallii.

Le tabelle seguenti (Tabella 4.8, Tabella 4.9, Tabella 4.10), forniscono informazioni più dettagliate sul campionamento della specie e sulla sua distribuzione nel Lago Maggiore, con una prima indicazione delle aree a maggior invasività.

Tabella 4.8.- Numero totale di transetti e di rilievi eseguiti nel lago; numero totale di transetti e siti colonizzati da E. nuttallii con stima dell'abbondanza della specie.

N° totale transetti Lago	N° totale di rilievi Lago	N° totale transetti con E. nuttallii	N° totale siti colonizzati con E. nuttallii	N° siti colonizzati con copertura >60%	N° siti colonizzati con copertura 20%-60%	N° siti colonizzati con copertura 1%-20%	N° siti colonizzati con copertura rara o <1%
473	2420	252	842	297	180	150	215

Tabella 4.9. Numero totale di siti colonizzati (rilievi) con presenza solo dell'invasiva. Stima del numero di siti colonizzati solo da E. nuttallii con copertura: a) >60%; b) trascurabile (rara o <1%); c) da 1% fino al 60%.

N° totale di siti colonizzati	N° siti colonizzati con copertura >60%	N° siti colonizzati con copertura tra 1%-60%	N° siti di prima colonizzazione (copertura rara o <1%)
384	166	124	94

Tabella 4.10. Numero di transetti e siti colonizzati da E. nuttallii per regione (o cantone) e comune con relative coperture medie.

Regioni o Cantoni	N° transetti	N° siti colonizzati	Province	Comune	N° transetti per comune	N° siti colonizzati per comune	Copertura media (%)
LOMBARDIA	110	432	VARESE	Sesto Calende	12	62	45
				Angera	20	191	48
				Ranco	8	15	44
				Ispra	15	53	43
				Brescia	1	6	42
				Besozzo	1	4	28
				Monvalle	4	11	57
				Leggiano	7	10	24

Regioni o Cantoni	N° transetti	N° siti colonizzati	Province	Comune	N° transetti per comune	N° siti colonizzati per comune	Copertura media (%)
				Laveno-Mombello	15	24	33
				Castelveccana	7	17	17
				Porto Valtravaglia	5	9	47
				Brezzo di Bedero	3	8	30
				Germiniaga	1	5	38
				Luino	1	1	30
				Maccagno con Pino e Veddasca 1)Fraz. Maccagno 2)Fraz. Pino sulla Sponda del Lago Maggiore	1) 4 2) 2	1) 5 2) 3	1) 20 2) 34
				Tronzano Lago Maggiore	4	8	34
CANTON TICINO	20	38	LOCARNO	Gambarogno	4	6	35
				Ascona	7	17	43
				Ronco Sopra Ascona	6	9	42
				Brissago	3	6	49
PIEMONTE	122	372	VERBANO-CUSIO-OSSOLA	Cannobio	14	38	35
				Cannero Riviera	10	31	41
				Oggebbio	10	31	30
				Ghiffa	9	19	37
				Verbania	4	8	32
				Baveno	8	15	14
				Stresa	8	15	19
				Belgirate	7	11	39
			NOVARA	Lesà	14	23	42
				Meina	10	25	50
				Arona	10	64	40
				Dormelletto	8	64	36
				Castelletto Sopra Ticino	10	28	30

#### 4.3.5 Impatti

Anche per *Elodea nuttallii* i principali impatti riguardano la perdita di biodiversità e i danni economici legati principalmente alle attività turistico-ricreative e industriali e ai rischi di inondazioni che si possono verificare per l'intasamento di canali o fiumi (JOSEFSSON, 2011; BRANQUART ET AL., 2010A; SPICER & CATLING, 1988).

L'invasività di *Elodea nuttallii* si deve al suo comportamento da specie "pioniera": l'efficientissima riproduzione vegetativa e la rapida crescita, infatti, le consentono di colonizzare rapidamente gli ambienti sommersi formando estese e dense comunità monospecifiche (Figura 4.12). Quest'ultime non solo tolgono la luce ad eventuali altri competitori, ma alterano l'ambiente limitando i movimenti dell'acqua, intrappolando i sedimenti, rendendolo anossico e quindi inospitale. Inoltre, alla fine della stagione vegetativa, la decomposizione di questo denso "tappeto" dell'esotica induce un'eutrofizzazione secondaria che può portare anche all'accumulo di prodotti finali tossici per molte piante (BRANQUART ET AL., 2010).

Studi recenti hanno evidenziato che l'invasività di *E. nuttallii* è sostenuta anche da allelopatia, ossia dal rilascio di sostanze che inibiscono la crescita di fitoplancton (cianobatteri) e alghe la cui presenza, riducendo ulteriormente le condizioni di luce già intrinsecamente povere sott'acqua, può influire negativamente sulla sua competitività (ERHARD & GROSS, 2006).

È così che l'esotica è riuscita a superare l'iniziale competitività di diverse piante acquatiche native come *Myriophyllum* sp. e *Potamogeton* spp. (BRANQUART ET AL., 2010; BAKKER & WILSON, 2001) e anche della congenere *E. canadensis* (BARRAT-SEGRETAIN, 2005; BARRAT-SEGRETAIN & ELGER, 2004; BARRAT-SEGRETAIN ET AL., 2002; SIMPSON, 1990).

Uno dei motivi del successo della pianta rispetto a *E. canadensis* è la sua capacità di immagazzinare grandi quantità di fosforo e quindi di resistere alle grandi fluttuazioni temporali del carico di fosfati nell'acqua (condizioni caratteristiche degli ambienti eutrofici; JOSEFSSON, 2011; BRANQUART ET AL., 2010); inoltre, *E. nuttallii* è considerata una specie "ammoniofila", ossia il cui sviluppo ottimale avviene in un contesto di un'assunzione combinata di azoto ammoniacale e azoto nitrico in proporzioni equimolari e con forte maggioranza di ioni ammonio, mentre *E. canadensis* è "nitratofila" (ROLLAND ET AL., 1995).

*Elodea nuttallii* è considerata una pianta "migliorante l'ambiente"; ossigena e depura le acque assorbendo nutrienti e metalli pesanti. Il problema, come detto sopra, è quando la specie cresce in modo incontrollato (JOSEFSSON, 2011). Tutti i nutrienti assorbiti dal sedimento durante la crescita della pianta vengono infatti rilasciati durante la decomposizione, e per quantità elevate di biomassa tale rilascio può provocare l'iper-eutrofizzazione delle acque e il verificarsi di un deficit di ossigeno. Questa eutrofizzazione secondaria può essere la spiegazione per cui in acque con bassi livelli trofici (fosforo e azoto ammoniacale), come per esempio sono quelle del Lago Maggiore (MORABITO, 2016; SEGRETARIATO TECNICO CIPAIS, 2016), si possono trovare le condizioni ideali che consentono l'installazione e il proliferare di specie eutrofiche come *Elodea nuttallii* (THIÉBAUT ET AL., 1997).



Figura 4.12. Colonizzazione di *E. nuttallii* in acque limpide e su substrato limoso in zona Angera (Va). La specie forma degli estesi e densi tappeti (o letti) che bloccano la penetrazione della luce eliminando la concorrenza e la crescita delle piante acquatiche native. Questi "letti" forniscono un habitat poco ospitale e povero per gli animali acquatici, non sono consumati dai pesci e interferiscono con le attività ricreative.

#### 4.4 *Elodea canadensis* Michx. (Hydrocharitaceae)

**Nome comune:** peste d'acqua comune, elodea del Canada

**Sinonimo:** *Anacharis canadensis* (Michx.) Planch.; *Udora canadensis* (Michx.) Nutt.

**Etimologia del nome:** *Elodea* deriva dal greco e significa “palude” o più in generale “che cresce in acqua”, in riferimento all’ambiente di crescita; l’epiteto specifico *canadensis* indica la sua provenienza, dal Canada.

Il nome italiano di “peste d’acqua comune” è probabilmente riferito al carattere invasivo e quindi dannoso di questa pianta e alla sua ampia distribuzione sul territorio.

##### 4.4.1 Aspetto e caratteri diagnostici

La peste d’acqua comune è un’erba acquatica (idrofito) perenne e radicante sul fondo (rizofita), con fusti cilindrici, sommersi, lunghi da 15 a 50 cm fino a 3-4 m, ramosi e fogliosi su tutta la lunghezza, ma più densamente verso l’alto (PIGNATTI, 2017; INFO FLORA 2013). La pianta ha un aspetto più robusto rispetto a *E. nuttallii* e presenta una colorazione verde scuro. Le foglie lungo il fusto sono verticillate a 3(-4), rigidette e un po’ arcuate (Figura 4.13), oblungo-lineari o ovate, leggermente denticolate al margine, larghe generalmente più di 1,75 - 2 mm (INFO FLORA, 2013; BOWMER ET AL., 1995) e lunghe 5-10 mm, con apice da largamente acuto a ottuso. Verso l’apice dello stelo le foglie si sovrappongono di solito in righe regolari e distese lungo il fusto. I fiori unisessuali maschili e femminili sono su individui diversi (pianta dioica); i maschili sessili, in spata oblungo-lineare di 1-13 mm, i femminili larghi 4-5.5 mm, su peduncoli capillari di 1-2(15) cm (si tratta in realtà della base del fiore allungata), con perianzio di 6 elementi in 2 verticilli, biancastri-lilla (INFO FLORA, 2013). Gli stammi, bilobi, sono 3 e porporini (BANFI & GALASSO, 2010). Da noi e in tutta Europa *E. canadensis* è presente solo con individui femminili (PIGNATTI, 2017; INFO FLORA, 2013; JOSEFSSON, 2011; BANFI & GALASSO, 2010; THIEBAUT ET AL., 1997).



Figura 4.13. Aspetto e caratteri diagnostici di *Elodea canadensis* (foto di Christian Fischer, WIKIMEDIA, iconografia da internet: Università della Florida).

**Specie simili:** *Elodea canadensis*, può essere confusa con la congenera *Elodea nuttallii*, ma anche con le altre specie esotiche della stessa famiglia. La distinzione tra queste specie è schematizzata nell’Allegato B del presente lavoro.

#### 4.4.2 Biologia ed Ecologia

##### Riproduzione

La peste d'acqua comune essendo presente in Europa quasi esclusivamente con individui femminili si riproduce unicamente per via vegetativa, mediante frammentazione del fusto o tramite gli ibernacoli (o apici dormienti) che si formano in autunno-inverno e germogliano in primavera dando vita a nuove piante. La riproduzione vegetativa dell'esotica risulta comune anche nel paese d'origine della specie dove sono presenti sia piante maschili che femminili (LARSON & WILLÉN, 2006; SPICER & CATLING, 1988; BOWMER *ET AL.*, 1984).

##### Fenologia

*Elodea canadensis* fiorisce da giugno a luglio o agosto (PIGNATTI, 2017; ASSINI *ET AL.*, 2010; THIEBAUT *ET AL.*, 1997).

##### Habitat

Acque correnti, stagni e laghi (PIGNATTI, 2017; ASSINI *ET AL.*, 2010).

##### Distribuzione altitudinale

Perlopiù in ambito planiziale (ASSINI *ET AL.*, 2010), 0-600 m s.l.m. (PIGNATTI, 2017).

##### Autoecologia

*Elodea canadensis* è una specie che vive sommersa (LANDOLT, 2010); in Nord America raggiunge anche profondità di 12 m (INFO FLORA, 2013; SPICER & CATLING, 1988) e in casi eccezionali 16 m (GOLLASCH, 2006), mentre in Italia si trova fino a 10-11 m di profondità (GOMARASCA & ROELLA, 2012). Predilige suoli neutro-basici (LANDOLT, 2010) moderatamente poveri, ma anche quelli ricchi in nutrienti (LANDOLT, 2010, 1977), con un moderato contenuto in humus, più o meno areati, sia sabbiosi che limosi (LANDOLT, 1977). Ama i luoghi luminosi, ma tollera anche la penombra, freschi a clima da suboceanico a subcontinentale (LANDOLT, 2010). Preferisce acque ferme o lente, perlopiù fredde e con un optimum tra i 10-25 °C secondo Cook and Urmikönig (1985), limpide, ma tollera bene anche le acque torbide (MIELECKI & PIECZNSKA, 2005), ricche di calcio, principalmente mesotrofiche o moderatamente eutrofiche (JOSEFSSON, 2011; BRANQUART *ET AL.*, 2010A; THIEBAUT *ET AL.*, 1997; BEST *ET AL.*, 1996).

Principali habitat in cui la specie vive, secondo la Dir. "Habitat" (BIONDI *ET AL.*, 2009).

- HABITAT 3150: Laghi eutrofici naturali con vegetazione del *Magnopotamion* o *Hydrocharition*.
- HABITAT 3140: Acque oligomesotrofe calcaree con vegetazione bentica di *Chara* spp.
- HABITAT 3130: Acque stagnanti, da oligotrofe a mesotrofe, con vegetazione dei *Littorelletea uniflorae* e/o degli *Isoëto-Nanojuncetea*.
- HABITAT 3260: Fiumi delle pianure e montani con vegetazione del "*Ranunculion fluitantis*" e "*Callitricho-Batrachion*".

Ambienti per la Svizzera dove la specie vive (DELARZE *ET AL.*, 2015)

- 1.1.2 - Acque con vegetazione di piante vascolari sommerse (*Potamion*).
- 1.2 - Acque correnti.
- 1.2.1 - Zona del Barbo e dell'Abramide (Epipotamon) (*Ranunculion fluitantis*).
- 1.2.2 - Zona del Temolo (*Fontinalidion antipyreticae*).

#### 4.4.3 Distribuzione

La specie è originaria del Nord America e si è diffusa in tutto il mondo con il commercio delle piante ornamentali per acquari o per giardini con laghetto (JOSEFSSON, 2011; BANFI & GALASSO, 2010; GOLLASCH, 2006).

Nel Mondo è diffusa in Africa, Asia, Australia, Centro America, Europa, Nord America, Nuova Zelanda e Sud America (CATALOG OF LIFE, 2018; SPICER & CATLING, 1988), mentre in Europa si può trovare in Austria, Belgio, Bulgaria, Repubblica Ceca, Danimarca, Estonia, Finlandia, Francia, Germania, Gran Bretagna, Irlanda, Italia, Lettonia, Lituania, Lussemburgo, Norvegia, Olanda, Polonia, Portogallo, Romania, Scozia, Slovacchia, Slovenia, Spagna, Svezia, Svizzera, Ungheria, Ex-Yugoslavia (CATALOG OF LIFE, 2018; JOSEFSSON, 2011; UOTILA, 2009). In Italia è stata rinvenuta in Valle d'Aosta, Piemonte, Lombardia, Trentino-Alto Adige, Veneto, Friuli-Venezia Giulia, Liguria, Emilia Romagna, Toscana, Umbria, Lazio, Abruzzo, Molise, Basilicata (GALASSO ET AL., 2018) e in Lombardia è presente nelle province di Bergamo, Brescia, Como, Cremona, Lecco, Lodi, Milano, Mantova, Pavia, Sondrio e Varese (BANFI & GALASSO, 2010).

#### 4.4.4 Ecologia e carte distribuzione nel Lago Maggiore

##### Dati storici

*Elodea canadensis* è stata introdotta in Europa nella prima metà dell'800; il professor Agostini la ebbe a Mantova da Altona nel 1866 e da qui la spedì all'Orto Botanico di Padova nel 1867. Da allora si naturalizzò in tutta Italia; in particolare nel 1873 nel veronese, nel 1879 a Mantova dove fu introdotta per "purgare le acque malsane", nel 1886 nel pavese, dove era coltivata nell'Orto botanico, e nel 1891 a Padova. In seguito venne osservata nel bresciano, nel Lago di Garda (1894), verso il 1900 comparve sul Lago Maggiore e nel 1909 nel lago di Como (BANFI & GALASSO, 2010). Nel Lago Maggiore fu trovata per la prima volta nel 1903, da Schröter & Wilczek (1904), durante uno dei primi censimenti floristici completi della flora dell'alto lago (OGGIONI, 2010). Successivamente la presenza della specie fu confermata (Figura 4.14) nel bacino Sud del lago nei censimenti del 1973-1974 di Gommes e Muntau (1975), con una valutazione di presenza "less abundant", e nel bacino Nord del lago (parte svizzera) nei censimenti di Lachavanne e Perfetta del 1980-1981, con una valutazione di presenza "rare", poiché osservata solo in due stazioni, a Magadino di Sopra e Vira, entrambe frazioni del comune di Gambarogno (GUILIZZONI ET AL., 1989). Rilievi effettuati qualche anno dopo, nel 1986, nell'area di Fondo Toce hanno riconfermato la presenza di *Elodea canadensis* nel Golfo Borromeo (OGGIONI, OP.CIT.). Dalla fine degli anni '90 fino ad oggi, la specie non è stata più osservata sia nell'area di Fondo Toce (LUDOVISI ET AL., 2004; OGGIONI, 2010) sia nell'intero lago (GOMARASCA & ROELLA, 2012). Le mancate osservazioni potrebbero essere legate ad un generale regresso della specie registrato in tutta la pianura lombardo-piemontese a partire dagli anni '80, causato probabilmente dall'eutrofizzazione delle acque interne, che nel Lago Maggiore si è registrata dai primi anni '60 alla fine degli anni '80 del secolo scorso (OGGIONI, 2010; MORABITO, 2009), o da un'infezione parassitica o anche dall'interazione di entrambe le cause (BANFI & GALASSO, 2010). A queste cause potrebbe essere anche aggiunta la temporanea sostituzione della specie con le altre invasive non native presenti nel lago, ossia *Lagarosiphon major* e soprattutto *Elodea nuttallii*, com'è avvenuto nel resto d'Europa (JOSEFSSON, 2011; BRANQUART ET AL., 2010A; GOLLASCH, 2006).

##### Risultati attuali

I risultati dell'indagine hanno evidenziato la presenza dell'esotica in buona parte del lago con una maggior frequenza e abbondanza nella parte Nord del bacino (la parte svizzera) rispetto alla parte meridionale (italiana) (Tabella 4.11, Figura 4.14). La specie è attualmente posizionata al decimo posto tra le specie più rappresentative del lago (Figura 3.2).

La storia delle osservazioni di *E. canadensis* nel Lago Maggiore è riassunta nella Tabella 4.11.

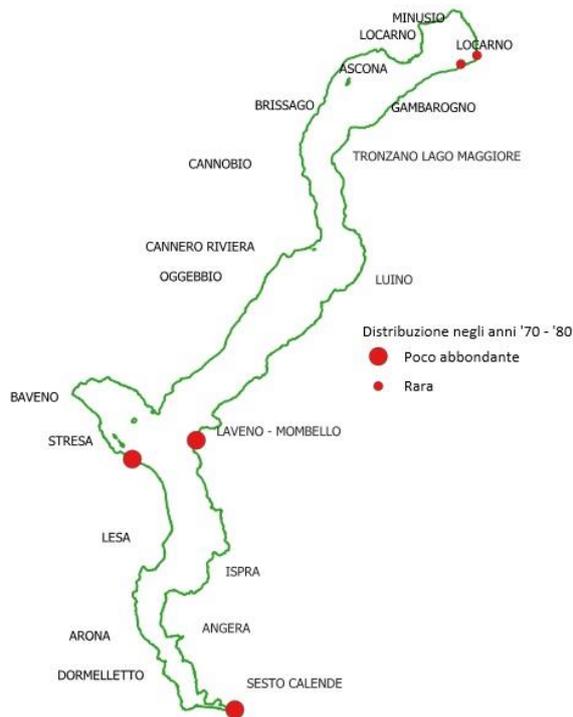
Tabella 4.11. Storia della presenza di *E. canadensis* in base ai censimenti floristici degli ultimi 139 anni.

Periodo	Area	Autori	Presenza di <i>Elodea canadensis</i>
1903	Alto lago (zona Locarno)	Schröter & Wilczek (1904)	+
1947-1989	Intero lago	Gommes & Muntau (1975); Lachavanne & Perfetta (1981); Oggioni (2010; rilievo 1986); Guilizzoni <i>et al.</i> (1989)	+
1999- 2009	4 transetti e Golfo Borromeo	Ludovisi <i>et al.</i> (2004); Oggioni (2010)	-
2011-2012	Intero lago	Gomasca e Roella (2011-2012)	-
2017	Intero lago	Gariboldi, Beghi, Pandolfi, Genoni (Progetto SPAM)	+

### Carte di distribuzione

La Figura 4.14 mostra la carta di distribuzione attuale delle specie confrontata con quella storica degli anni '70-'80, secondo Guilizzoni *et al.* (1989).

a)



b)

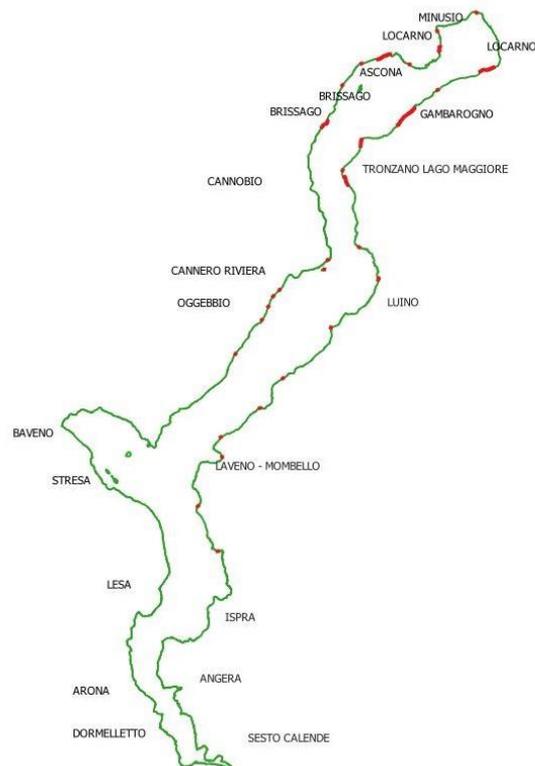


Figura 4.14. Distribuzione di *E. canadensis*: a) negli anni '70-'80 (da GUILIZZONI ET AL., 1989; rielaborata), a sinistra; b) nel 2017 a destra.

Da tale confronto è possibile osservare un'evidente ripresa della specie soprattutto nella parte svizzera del lago, mentre in quella italiana la sua diffusione si ferma a Ghiffa sulla sponda piemontese, e a Monvalle su quella lombarda.

Nella Tabella 4.12 sono annotati i dati di distribuzione attuale della specie lungo la linea di costa.

Tabella 4.12. Dati distributivi di *E. canadensis*. \*: Il perimetro del lago è ricavato dai dati dell'Osservatorio dei Laghi Lombardi, 1° rapporto OLL – 2004 (AA.VV., 2005).

Censimenti	Linea di costa (km)*	Linea di costa coperta solo da specie esotiche (km)	Linea di costa coperta da <i>E. canadensis</i> (km)	Profondità massima raggiunta (m)
SPAM 2017	170	87,4	5,4	9

Per quanto riguarda la distribuzione di *E. canadensis* in profondità, nella Figura 4.15 è possibile osservare come la profondità massima raggiunta dall'esotica nel Lago Maggiore sia di 9 m, con il suo *optimum* di diffusione tra 3-7 metri, mentre tra gli 8 e 9 metri, la presenza della specie tende a diminuire.

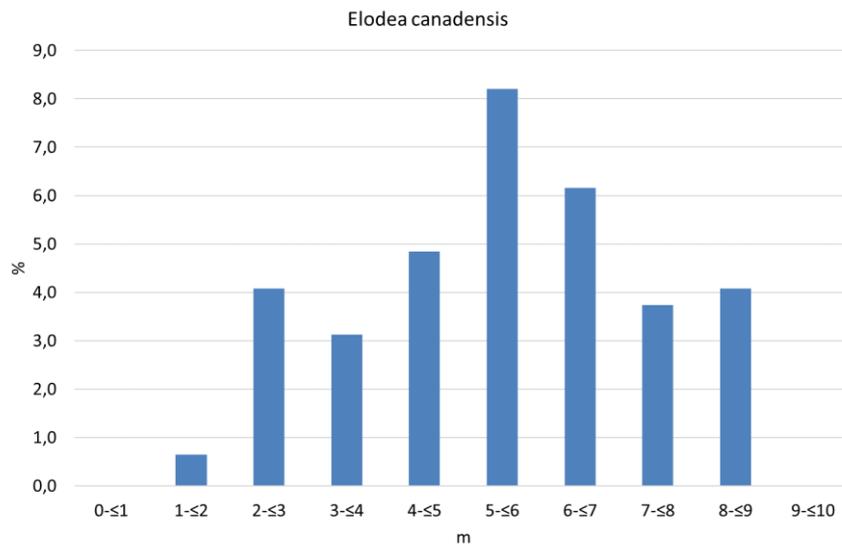


Figura 4.15. Distribuzione di *E. canadensis* lungo la profondità, in termini di % di rilievi colonizzati sul numero totale di rilievi eseguiti per fascia di profondità.

Confrontando i grafici di distribuzione lungo la profondità delle due congeneri di *Elodea* (Figura 4.12 e Figura 4.15), si evince che nel Lago Maggiore *E. nuttallii* è la specie che cresce alle maggiori profondità, in accordo con quanto ipotizzato da Anderberg (2005). Infine, i dati raccolti sul tipo di substrato in cui la pianta è stata trovata (Figura 4.16) indicano che la specie predilige i substrati fini (limosi o sabbiosi fini), in accordo con i dati bibliografici.

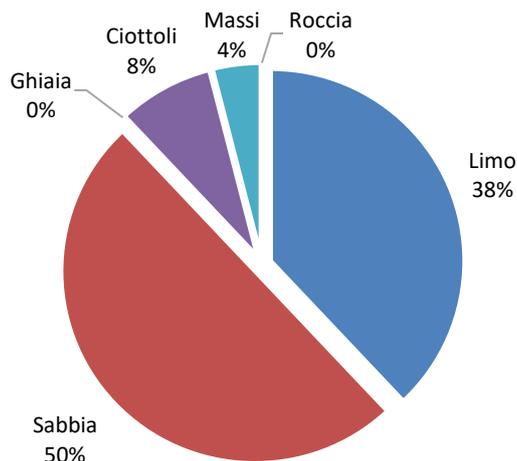


Figura 4.16. Tipi di substrato colonizzati da *E. canadensis*.

Le tabelle riportate di seguito (Tabella 4.13, Tabella 4.14 e Tabella 4.15) forniscono informazioni più dettagliate sul campionamento della specie e la sua distribuzione nel Lago Maggiore, con una prima indicazione delle aree a maggior invasività.

Tabella 4.13. Numero totale di transetti e di rilievi eseguiti nel lago; numero totale di transetti e di siti colonizzati da *E. canadensis* con stima dell'abbondanza della specie.

N° totale transetti Lago	N° totale di rilievi Lago	N° totale transetti con <i>E. canadensis</i>	N° totale rilievi con <i>E. canadensis</i>	N° siti colonizzati con copertura >60%	N° siti colonizzati con copertura 20%-60%	N° siti colonizzati con copertura a)1%-20%	N° siti colonizzati con copertura rara o <1%
473	2420	39	73	16	10	17	30

Tabella 4.14. Numero totale di siti colonizzati (rilievi) con presenza **solo** di *E. canadensis* e stima del numero di siti con copertura: a) >60%; b) trascurabile; c) da 1% fino al 60%.

N° totale di siti colonizzati	N° siti colonizzati con copertura >60%	N° siti colonizzati con copertura tra 1%-60%	N° siti di prima colonizzazione (copertura rara o <1%)
15	3	3	9

Tabella 4.15. Numero di transetti e siti colonizzati da *E. canadensis* per regione (o cantone) e comune con relative coperture medie.

Regioni o Cantoni	N° transetti	N° siti colonizzati	Province	Comune	N° transetti per comune	N°siti colonizzati per comune	Copertura media (%)
LOMBARDIA	13	19	VARESE	Monvalle	1	1	0,1
				Leggiano	1	1	10
				Laveno-Mombello	2	3	17
				Castelveccana	1	1	10
				Porto Valtravaglia	1	1	50
				Brezzo di Bedero	1	2	5,5
				Maccagno con Pino e Veddasca	1) 1 2) 2	1) 1 2) 4	1) 10 2) 2,6

Regioni o Cantoni	N° transetti	N° siti colonizzati	Province	Comune	N° transetti per comune	N°siti colonizzati per comune	Copertura media (%)
				1)Fraz. Maccagno 2)Fraz. Pino sulla Sponda del Lago Maggiore			
				Tronzano Lago Maggiore	3	5	38
CANTON TICINO	19	41	LOCARNO	Gambarogno	8	17	33
				Minusio	1	1	30
				Locarno	2	6	40
				Ascona	4	8	5,4
				Ronco sopra Ascona	2	4	68
				Brissago	2	5	36
PIEMONTE	7	13	VERBANO-CUSIO-OSSOLA	Cannobio	2	5	6,6
				Cannero Riviera	2	3	3,7
				Oggebbio	2	4	20
				Ghiffa	1	1	1

#### 4.4.5 Impatti

Analogamente alle specie già trattate in questo lavoro, anche per *Elodea canadensis* i principali impatti riguardano la perdita di biodiversità e i danni economici.

L'aggressività di *E. canadensis* (Figura 4.17) nel colonizzare rapidamente gli ambienti sommersi liberi o già colonizzati, analogamente alle altre Hydrocharitaceae alloctone appena trattate, si deve al suo comportamento da specie "pioniera" che la porta a formare in breve tempo dense ed estese praterie monospecifiche e a superare l'iniziale competitività delle piante acquatiche native come *Myriophyllum* sp. e *Potamogeton* spp. (BRANQUART ET AL., 2010) e talvolta anche delle esotiche invasive come *Elodea nuttallii* (BARRAT-SEGRETAIN, 2005).

Le estese e fitte comunità che la pianta forma tolgono spazio e luce agli altri competitori e alterano l'ambiente originario rendendolo anossico e quindi inospitale. Inoltre, la decomposizione di questo denso "tappeto" di *Elodea canadensis*, alla fine della stagione vegetativa, induce in genere ad un'eutrofizzazione secondaria che porta all'accumulo di prodotti finali tossici per molte piante (BRANQUART ET AL., 2010).

Studi recenti, infine, hanno evidenziato che l'invasività di *Elodea canadensis*, è sostenuta anche da allelopatia (come per *E. nuttallii*), ossia dal rilascio di sostanze che inibiscono la crescita di fitoplancton (cianobatteri) e alghe la cui presenza nell'ambiente è esiziale per la sua sopravvivenza, poiché riducono ulteriormente le condizioni di luce già intrinsecamente povere sott'acqua (ERHARD & GROSS, 2006).

Il pool di nutrienti rilasciati nell'ambiente dalla decomposizione autunnale delle piante e le condizioni anossiche che si creano di conseguenza, e che causano il rilascio di fosforo nell'acqua, possono essere la spiegazione del perché in un ambiente oligotrofo, come potrebbe essere quello del Lago Maggiore (MORABITO, 2016; SEGRETARIATO TECNICO CIP AIS, 2016), sia possibile il propagarsi e proliferare di specie eutrofiche come *Elodea canadensis* (THIEBAUT ET AL., 1997).

*Elodea canadensis* è però considerata anche un "migliorante dell'ambiente", infatti, essendo "nitratofila", ossia il cui sviluppo è ottimale nel caso di alimentazione nitrica rigorosa (ROLLAND ET AL., 1995), può essere

utilizzata per la bonifica di siti con contaminazione cronica da nitrati (ROLLAND, 1995) e per ossigenare piccoli stagni e acquari. Il problema, come per le altre non native invasive, è quando la specie cresce in modo incontrollato formando estese e dense praterie sommerse, alterando la composizione chimica dell'acqua, impoverendola di ossigeno e aumentandone il contenuto di nutrienti (JOSEFSSON, 2011; SPICER & CATLING, 1988).



*Figura 4.17. E. canadensis galleggiante dopo la raccolta con il rastrello in acque limpide e profonde 3-4 m, a Locarno (CH). La specie forma dei densi tappeti che bloccano la penetrazione della luce eliminando la concorrenza e la crescita delle macrofite native.*

## 4.5 *Egeria densa* Planch. (Hydrocharitaceae)

**Nome comune:** peste d'acqua maggiore, elodea brasiliana, elodea frondosa

**Sinonimo:** *Anacharis densa* (Planch.) Vict.; *Elodea densa* (Planch.) Casp.; *Philotria densa* (Planch.) Small

**Etimologia del nome:** *Egeria* è un genere dedicato a "Egeria" ninfa delle fonti, in riferimento all'habitat della pianta; l'epiteto specifico *densa* vuol dire "fitto, folto", forse in riferimento alla disposizione delle foglie lungo il fusto. Il nome italiano di "peste d'acqua maggiore" è probabilmente riferito al fatto che tra le peste d'acqua, questa è la più grande di tutte, mentre i nomi "elodea brasiliana" e "elodea frondosa" (dall'inglese Brazilian elodea e leafy elodea), si riferiscono rispettivamente al paese d'origine della specie e al suo aspetto con tante foglie.

### 4.5.1 Aspetto e caratteri diagnostici

La peste d'acqua maggiore è un'erba acquatica (idrofito) perenne e radicante sul fondo (rizofita), con fusti cilindrici, sommersi, lunghi da 2 a 8 dm, fino a 2 (6) m (IPANE, 2018; PIGNATTI, 2017; INFO FLORA 2013) scarsamente ramosi e fogliosi su tutta la lunghezza, in particolare all'apice. La pianta ha un aspetto più grande e robusto con foglie più lunghe e larghe rispetto alle altre Hydrocharitaceae trattate finora. Le foglie lungo il fusto sono verticillate a 4 o 6, sono larghe 5 (-12) mm e lunghe 10-40 mm, obovate, piatte, non arcuate e con apice subacuto-ottuso (Figura 4.18). La pianta è dioica, ossia con fiori unisessuali maschili e femminili su individui diversi. I fiori sono grandi, 1,5-2 cm di diametro, con perianzio di 6 elementi in 2 verticilli, gli interni bianchi. Non sono stati osservati frutti. In Italia è presente solo con individui maschili (PIGNATTI, 2017; INFO FLORA, 2013; BANFI & GALASSO, 2010; BOWMER ET AL., 1995; GUILIZZONI ET AL., 1989).



Figura 4.18. Aspetto e caratteri diagnostici di *E. densa* (Foto da internet: Department of Ecology State of Washington; iconografia da internet: Università della Florida).

Specie simili: *Egeria densa* può essere confusa con *Elodea canadensis* o *Elodea nuttallii*, dalle quali però si distingue per essere una pianta più grande e robusta con foglie più larghe e più lunghe non arcuate e nemmeno ritorte. La distinzione tra queste specie è schematizzata nell'Allegato B del presente lavoro.

## 4.5.2 Biologia ed Ecologia

### Riproduzione

La peste d'acqua maggiore si riproduce unicamente per via vegetativa, mediante la frammentazione del fusto (BANFI & GALASSO, 2010).

### Fenologia

*Egeria densa* fiorisce in autunno, a settembre (PIGNATTI, 2017). La pianta, secondo gli studi condotti sul Lago Maggiore da Gommès (1976-77), vegeta tutto l'anno, e la ricrescita in particolare sembra avvenga a partire dal mese di maggio.

### Habitat

Stagni, laghi, canali, acque lente o ferme (PIGNATTI, 2017; ASSINI ET AL., 2010).

### Distribuzione altitudinale

Prevalentemente in ambito pianiziale (ASSINI ET AL., 2010), 0-300 m s.l.m. (PIGNATTI, 2017).

### Autoecologia

*Egeria densa* è una specie che vive sommersa, raggiungendo profondità generalmente intorno ai 2 metri o più. Predilige suoli da debolmente acidi a debolmente neutri (LANDOLT, 2010), ma tollera anche suoli alcalini (CABI, 2018; LANDOLT, 1977), moderatamente poveri in nutrienti e in humus (LANDOLT, 2010, 1997), più o meno areati, a tessitura fine (sabbiosi, limosi) (LANDOLT, 1977). Ama i luoghi semi-ombrosi, caldi a clima oceanico (LANDOLT, 2010). Preferisce acque ferme o lente, limpide, calde o miti; la temperatura ottimale di crescita si aggira tra 15-17 (19)°C (CABI, 2018; THIÉBAUT ET AL., 2016). La pianta tollera una vasta gamma di pH dell'acqua e necessita di luce sufficiente per svolgere l'attività fotosintetica (CABI, 2018).

Principali habitat in cui la specie vive, secondo la Dir. "Habitat" (BIONDI ET AL., 2009).

- HABITAT 3150: Laghi eutrofici naturali con vegetazione del *Magnopotamion* o *Hydrocharition*.
- HABITAT 3140: Acque oligomesotrofe calcaree con vegetazione bentica di *Chara* spp.
- HABITAT 3260: Fiumi delle pianure e montani con vegetazione del "*Ranunculion fluitantis*" e "*Callitricho-Batrachion*".

Ambienti per la Svizzera dove la specie vive (DELARZE ET AL., 2015)

- 1.1.2 -Acque con vegetazione di piante vascolari sommerse (*Potamion*).

## 4.5.3 Distribuzione

La specie è originaria del Sud America e si è diffusa nel mondo con il commercio delle piante ornamentali per acquari (BANFI & GALASSO, 2010).

Nel mondo si ritrova in Africa, Asia, Centro America, Europa, Nord America, Oceania, Sud America (CATALOG OF LIFE, 2018; CABI, 2018; UOTILA, 2009), mentre in Europa è presente in Europa: Austria, Belgio, Francia, Germania, Gran Bretagna, Italia, Olanda, Portogallo (Azzorre), Repubblica Ceca, Slovacchia, Spagna, Svizzera e Ungheria (CATALOG OF LIFE, 2018; UOTILA, 2009). In Italia è stata rinvenuta in Piemonte, Lombardia, Friuli-Venezia Giulia, Emilia Romagna, Toscana, Campania (GALASSO ET AL., 2018) e in Lombardia nelle province di Bergamo, Brescia, Cremona, Lecco, Lodi, Milano, Pavia, Sondrio e Varese (BANFI & GALASSO, 2010).

#### 4.5.4 Ecologia e carte distribuzione nel Lago Maggiore

##### Dati storici

Arrivata in Italia e in Lombardia nella prima metà del secolo scorso, è stata osservata per la prima volta sul Lago Maggiore presso Angera nel 1947 (KOCH, 1950; GIACOMINI, 1950) e nel bacino di Pallanza nel 1958 (GUILIZZONI *ET AL.*, 1989). Successivamente, negli anni '70-'80, *E. densa* è stata confermata nel Bacino Sud del lago e nella Baia di Pallanza, nei censimenti eseguiti nel 1973-1974 da Gomme e Muntau (GUILIZZONI *ET AL.*, OP.CIT.), da cui emerse la massiccia diffusione della specie presente in circa il 90% delle stazioni indagate, mentre nel bacino Nord del lago, i censimenti eseguiti da Lachavanne e Perfetta nel 1980-1981, hanno dato esito negativo (Figura 4.19). La specie, nelle indagini dal 1986 al 2009, nell'area di Fondo Toce e Golfo Borromeo in generale (LUDOVISI *ET AL.*, 2004; OGGIONI, 2010) e in quelle più recenti del progetto ECORIVE (GOMARASCA & ROELLA, 2012), non è più stata rinvenuta.

##### Risultati attuali

*Egeria densa* è stata nuovamente confermata nel Lago Maggiore nell'attuale progetto SPAM, ma la sua presenza è rara; infatti si trova al venticinquesimo posto tra le specie più rappresentative del lago (Figura 3.2). L'esotica è stata rinvenuta solamente all'interno del porto vecchio "La Gabella" nella frazione di Maccagno (comune di Maccagno con Pino e Veddasca) dove sembra abbia trovato "rifugio", a confronto con la distribuzione che aveva nel lago dagli anni '50 fino agli anni '80 del secolo scorso (GUILIZZONI *ET AL.*, 1989).

La storia dell'osservazione di *E. densa* nel Lago Maggiore è riassunta nella Tabella 4.16.

Tabella 4.16. Storia della presenza di *E. densa* in base ai censimenti floristici degli ultimi 139 anni.

Periodo	Area	Autori	Presenza di <i>Egeria densa</i>
1903	Alto lago (zona Locarno)	Schröter & Wilczek (1904)	-
1947-1989	Intero lago	Koch, (1950); Gomme & Muntau (1975); Lachavanne & Perfetta (1981); Oggioni (2010; rilievo 1986); Guilizzoni <i>et al.</i> (1989)	+
1999- 2009	4 transetti e Golfo Borromeo	Ludovisi <i>et al.</i> (2004); Oggioni (2010)	-
2011-2012	Intero lago	Roella, Elvio (2011); Gomasca e Roella (2011-2012)	-
2017	Intero lago	Gariboldi, Beghi, Pandolfi, Genoni (Progetto SPAM)	+

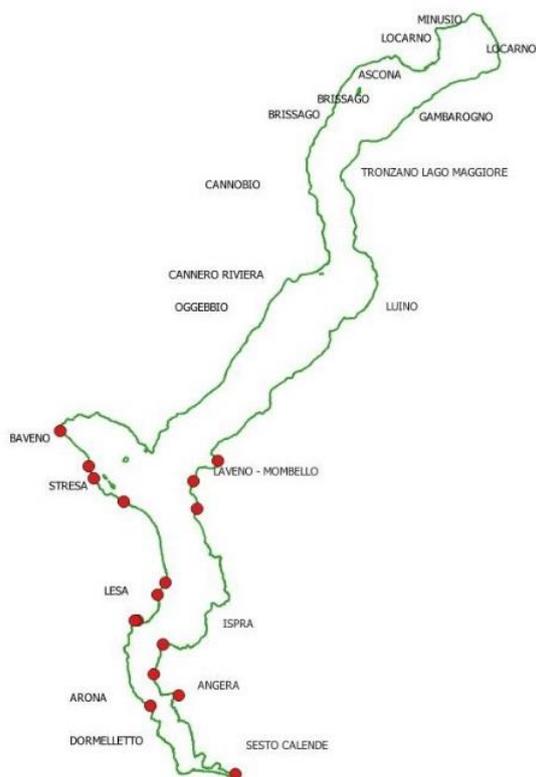
##### Carte di distribuzione

La Figura 4.19 mostra la carta di distribuzione attuale della specie a confronto con la carta storica degli anni '70-'80, rielaborata con i dati di Guilizzoni *et al.* (1989).

Nella Figura 4.19 è evidente una netta regressione dell'areale della specie, oggi relegata in un'unica stazione puntiforme. La quasi scomparsa della specie negli ultimi 43 anni è probabilmente da attribuirsi sia all'ambiente più favorevole alle altre specie, sia alla maggior competitività delle altre esotiche del lago.

I dati di distribuzione attuale della specie lungo la linea di costa sono annotati nella Tabella 4.17.

a)



b)



Figura 4.19. Distribuzione di *E. densa*: a) negli anni '70-'80 (da Guilizzoni et al., 1989; rielaborata); b) nel 2017.

Tabella 4.17. Dati distributivi di *E. densa*. \*: il perimetro del lago è ricavato dai dati dell'Osservatorio dei laghi lombardi, 1° rapporto OLL – 2004 (AA.VV., 2005).

Censimenti	Linea di costa (km)*	Linea di costa coperta solo da specie esotiche (km)	Linea di costa coperta da <i>Egeria densa</i> (km)	Profondità massima raggiunta (m)
SPAM 2017	170	87,4	0,07	3

Per quanto riguarda la distribuzione in profondità e il tipo di substrato che colonizza, *E. densa* nelle due osservazioni effettuate nel porto vecchio di Maccagno (una all'entrata e una in fondo al porto), è stata rinvenuta abbondantemente (copertura media 60%), tra 0,8-3 m di profondità, su un suolo limoso-sabbioso.

#### 4.5.5 Impatti

In Lombardia, Piemonte e Svizzera la specie è "naturalizzata" (Tabella 3.6), ossia tende a formare popolazioni in grado di automantenersi nel tempo senza mostrare comportamento invasivo; quindi *Egeria densa* (Figura 4.20) non sembra aver alcun impatto sull'ambiente.

Tuttavia, è una specie da tenere costantemente monitorata, poiché negli Stati Uniti meridionali (GALASSO & BANFI, 2010) ed ora anche in Italia, in particolare in Campania (GALASSO ET AL., 2018), la specie presenta carattere invasivo, causando **perdita di biodiversità** e **danni economici** simili a quelli provocati dalle altre invasive trattate in questo lavoro. Una stima dei danni che l'invasiva può causare si aggira intorno a diversi milioni di dollari l'anno, così è costata la sua rimozione dai laghi e bacini idrici negli Stati Uniti (CABI, 2018).



*Figura 4.20. Colonizzazione di E. densa in acque limpide e su substrato limoso-sabbioso, ad una profondità di 1-2 m, all'interno del porto vecchio "La Gabella" nella frazione di Maccagno del comune di Maccagno con Pino e Veddasca. La specie forma dei tappeti più o meno densi ed è in competizione con L. major.*

## 5 AZIONI DI CONTENIMENTO E PREVENZIONE

Le azioni per l'eradicazione o il controllo delle specie acquatiche esotiche e invasive in natura possono essere distinte in tre tipologie: chimica, biologica e meccanica.

### 5.1 Azione chimica

Prevede l'uso degli erbicidi che però, nonostante raccomandati anche dal Centre of Aquatic Plant Management (CAPM, 2004), è sconsigliato poiché il loro utilizzo nei corpi idrici potrebbe essere causa di evidenti rischi ambientali (CABI, 2018; COOKE *ET AL.*, 1986). “Essendo concepiti per combattere organismi ritenuti dannosi, i pesticidi possono comportare effetti negativi per tutte le forme di vita. In seguito all'uso, in funzione delle caratteristiche molecolari, delle condizioni di utilizzo e di quelle del territorio, possono migrare e lasciare residui nell'ambiente e nei prodotti agricoli, con un rischio immediato o nel lungo termine per l'uomo e per gli ecosistemi” (ISPRA, 2016). È molto importante quindi che vengano consultati e seguiti i regolamenti e le raccomandazioni nazionali e dell'UE qualora si intendesse fare uso di tali prodotti in acqua o nelle sue vicinanze (JOSEFSSON, 2011).

L'utilizzo di erbicidi, secondo i lavori bibliografici consultati, è sconsigliato anche per gli scarsi risultati ottenuti. Molti erbicidi, infatti, richiedono un lungo contatto con la pianta, difficile da ottenere sott'acqua o in acque correnti; per *Elodea* spp. tale contatto è ancora più difficile a causa di spessi strati di batteri, alghe e detrito che si trovano spesso sulle foglie della pianta a formare una sorta di barriera protettiva. Le sostanze chimiche, inoltre, difficilmente penetrano la densa copertura che queste piante creano (BOWMER *ET AL.*, 1995). Un esempio emblematico è il tentativo di controllare l'invasione di *Lagarosiphon major* nel Lough Corrib, in Irlanda, usando il dichlobenil: questo erbicida granulare si è dimostrato poco efficace, poiché non tutti i granuli riuscivano a superare la fitta copertura della pianta e raggiungere il substrato dove essere attivi (CAFFREY & ACEVEDO, 2008, 2007; CAFFREY, 1993A). Pertanto per eradicare con successo queste piante potrebbero essere necessarie applicazioni ripetute nel corso degli anni, con l'aumento dei rischi all'ambiente. Infine, molti erbicidi non sono selettivi e andrebbero ad agire anche sulle specie native (JOSEFSSON, 2011).

Tra gli erbicidi citati in letteratura si segnalano i seguenti.

- *Dichlobenil*, usato per il controllo di *L. major* e *Elodea* spp. (JOSEFSSON, 2011; CAFFREY & ACEVEDO, 2008, 2007; HOFSTRA & CLAYTON, 2001), è un erbicida che attualmente risulta tossico per i ratti e leggermente tossico per gli esseri umani. Tale sostanza non è iscritta nell'allegato I della direttiva 91/414/CEE “relativa all'immissione in commercio dei prodotti fitosanitari” in Europa e quindi in Italia non risultano autorizzati prodotti fitosanitari che contengono tale sostanza attiva.
- *Diquat*, usato ad esempio per il controllo di *Lagarosiphon major* ed *Egeria densa* (CABI, 2018; HOFSTRA & CLAYTON, 2001), è un erbicida non selettivo che agisce rapidamente danneggiando le parti della pianta sulle quali è applicato. È venduto con diversi nomi commerciali (Dextrone, Detrone, ecc.), e i suoi prodotti sono efficaci per il controllo delle erbe infestanti e le alghe sommerse. L'erbicida non è molto efficace per erbacce emergenti. Il diquat è autorizzato nel mercato europeo (allegato I della direttiva 91/414/CEE), ma non può essere utilizzato come diserbante acquatico, secondo la direttiva 2001/21/CEE della commissione del 5 marzo 2001 (GU L. 69 del 10/03/2001).
- *Terbutryn*, usato per il controllo di *Elodea* spp. (JOSEFSSON, 2011), è un erbicida non iscritto nell'allegato I della direttiva 91/414/CEE, e quindi non autorizzato per il commercio nel mercato europeo e di conseguenza in quello italiano.
- *Glifosato* o *glifosate*, un erbicida non selettivo, il più utilizzato su scala mondiale, efficace sulla maggior parte delle specie acquatiche radicanti e flottanti (PAROCHETTI *ET AL.*, 2008), ma non sulle

piante che stanno sotto la superficie dell'acqua. Attualmente negli Stati Uniti è il pesticida di più largo impiego e, con una media di oltre 1500 tonnellate l'anno (2004–2008), il glifosate è una delle sostanze più vendute anche in Italia (ISPRA, 2011). È iscritto nell'Allegato I della Direttiva 91/414/CEE. Il glifosate e il derivato AMPA, tuttavia, sono in fase di riesame in sede europea per l'eventuale classificazione come sostanze prioritarie o pericolose prioritarie per l'ambiente acquatico, ai sensi della direttiva 2000/60/CE. La sostanza è classificata, in base alla direttiva 67/548/CEE, irritante e pericolosa per l'ambiente (Xi, N) con le fasi di rischio R41 (rischio di gravi lesioni oculari), R51/53 (tossico per gli organismi acquatici, può provocare a lungo termine effetti negativi per l'ambiente acquatico) e i suoi "formulati" sono classificati pericolosi per l'uomo e/o per l'ambiente acquatico (BIANCO ET AL., 2016).

- *Endothall*, usato per il controllo di *Lagarosiphon major* e altre infestanti (HOFSTRA & CLAYTON, 2001), è un erbicida che agisce "a contatto" come inibitore della sintesi proteica vegetale. La sua azione che può variare in funzione della densità del popolamento, della dimensione delle piante e delle condizioni dell'acqua (esempio: temperatura, presenza di corrente o meno) si manifesta anche sulle piante native (*Myriophyllum* spp., *Potamogeton* spp., *Ceratophyllum* spp.) e *Hydrilla* (WISCONSIN DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES, 2012; HOFSTRA & CLAYTON, 2001). Il prodotto viene commercializzato con il nome di Aquathol e Aquathol K oppure di Hydrothol 191, con alcune differenze nella formula chimica. Hydrothol 191 risulta leggermente tossico per i pesci e nocivo anche per *Vallisneria americana* e alcune alghe (esempio: *Chara*, *Cladophora*, *Spirogyra* e *Pithophora*), quindi Aquathol e Aquathol K sono da preferirsi. L'erbicida non è iscritto nell'allegato I della direttiva 91/414/CEE, e quindi non è autorizzato per il commercio nel mercato europeo e in quello italiano.

Va infine ricordato che la diffusione nell'ambiente di sostanze tossiche viola l'articolo 37 della Carta dei Diritti Fondamentali dell'Unione Europea (BIANCO ET AL., 2016), che cita "Un livello elevato di tutela dell'ambiente e il miglioramento della sua qualità devono essere integrati nelle politiche dell'Unione e garantiti conformemente al principio dello sviluppo sostenibile" (GU n. 326 del 26/10/2012).

## 5.2 Azione biologica

Il controllo biologico è sconsigliabile o almeno dovrebbe esserlo, soprattutto quando si pensa di contrastare l'invasività delle specie esotiche di un territorio introducendo altre specie esotiche. Inoltre, secondo alcuni lavori bibliografici, la lotta biologica è sconsigliata anche per i diversi effetti negativi che possono insorgere nell'uso di tale pratica. In Nuova Zelanda, ad esempio, *Lagarosiphon major* è una fonte importante di cibo per il cigno nero (*Cygnus atratus*), la cui comparsa sul Lago Taupo si deve proprio alla presenza dell'invasiva (BULL, 1983). Questo uccello, presente in centinaia di individui sul lago, ha tenuto sotto controllo l'invasiva per diversi anni nella baia di Waihi, ma non si è limitato a consumare solo l'esotica, bensì anche le piante native e spostandosi in aree vicine è diventato lui stesso una minaccia per la conservazione delle piante native del territorio (HOWARD-WILLIAMS & DAVIES, 1988). Analogamente per il controllo biologico di *Lagarosiphon major* (HOWARD-WILLIAMS & DAVIES, 1988), *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii* (JOSEFSSON, 2011; SPICER & CATLING, 1988) e *Egeria densa* (CABI, 2018) sono stati utilizzati pesci erbivori, come la carpa erbivora di origine asiatica (*Ctenopharyngodon idella*); studi condotti sulle preferenze alimentari di questi pesci hanno evidenziato che nella loro dieta, oltre alle alloctone, ci sono anche molte specie acquatiche native, alcune addirittura elencate come "cibo preferito" (ROWE & SCHIPPER, 1985; FOWLER & ROBSON, 1978; CROSS 1969). Quindi, l'uso dei pesci erbivori per il controllo biologico, può aumentare la biomassa di piante sgradevoli a scapito di quelle più appetibili (BOWMER ET AL., 1995) e può anche contribuire all'eutrofizzazione del corpo idrico, per l'inefficiente digestione del materiale vegetale e l'escrezione dei rifiuti corporei (DI NINO ET AL., 2005).

In molti Paesi, tuttavia, il controllo biologico delle invasive esotiche, nei casi in cui altri metodi (chimici e/o meccanici) non hanno avuto successo, è l'unica azione percorribile, oltre ad essere anche quella meno costosa (MCCONNACHIE *ET AL.*, 2004; JOHNSON & BLOSSEY, 2002). Comunque il controllo biologico delle piante sommerse ancora oggi rappresenta una sfida, poiché i programmi di biocontrollo conosciuti finora si sono concentrati soprattutto sulle piante terrestri o acquatiche galleggianti, lasciando una generale mancanza di informazioni pubblicate sui nemici naturali associati alle piante sommerse nei loro Paesi d'origine (BENNETT & BUCKINGHAM, 2000). Per questa ragione sono state avviate nuove ricerche per conoscere i nemici naturali delle specie esotiche invasive nel loro Paese d'origine: ad esempio per *Lagarosiphon major* in Sud Africa ed *Egeria densa* in America, queste ricerche hanno portato all'individuazione di diversi insetti fitofagi come potenziali agenti per il biocontrollo, i più promettenti dei quali includono due specie di mosche della famiglia delle Efidridi (Ephydriidae) del genere *Hydrellia* (*Hydrellia pakistanae* e *Hydrellia balciunas*; BAARS *ET AL.*, 2010; CABRERA *ET AL.*, 2007; SCHUTZ, 2007; MCGREGOR & GOURLAY, 2002; BALCIUNAS & BURROWS, 1996; BALCIUNAS & CENTER, 1981). Nonostante siano stati avviati con successo numerosi programmi di controllo biologico negli Stati Uniti e in altre parti del mondo (BAARS *ET AL.*, 2010), in Europa tale azione è ancora poco praticata, soprattutto per le molte disposizioni internazionali e nazionali per la tutela della biodiversità e degli ambienti naturali, inerenti all'introduzione e controllo di specie alloctone. A tale proposito, vanno ricordati i seguenti vincoli normativi.

a) In base al D.Lgs 230/2017, in vigore dal 14-02-2018 (GU n.24 del 30-1-2018), in tutta UE è vietata l'introduzione deliberata o per negligenza delle specie esotiche invasive contenute nell'“Elenco delle Specie Invasive Animali e Vegetali di Rilevanza Unionale”, in applicazione del regolamento (UE) n. 1143/2014 del Parlamento europeo e del Consiglio dell'Unione europea (Regolamento di esecuzione UE 2016/1141 della commissione del 13 luglio 2016).

b) In base alla Direttiva Quadro sulle Acque (Direttiva 2000/60/CE) e alla Direttiva Quadro sulla strategia per l'Ambiente Marino (Direttiva 2008/56/CE), e in particolare la Direttiva Habitat (92/43/CEE) è previsto per i paesi della Comunità, il controllo e l'eventuale divieto di introdurre elementi alloctoni che creino danno alla biodiversità naturale.

c) In base alla Strategia dell'UE sulla biodiversità fino al 2020 (COM/2011/244 del 3/5/2011), all'Obiettivo 5 è previsto che entro il 2020 i paesi membri dovranno individuare e classificare in ordine di priorità le specie esotiche invasive e i loro vettori, contenere o eradicare le specie prioritarie, gestire i vettori per impedire l'introduzione e l'insediamento di nuove specie.

d) In Italia, in base al Decreto del Presidente della Repubblica 12 marzo 2003, n. 120. Al comma 3 dell'art. 12 del “Regolamento recante modifiche ed integrazioni al decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997, n. 357, concernente attuazione della direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche”, è stabilito che “Sono vietate la reintroduzione, l'introduzione e il ripopolamento in natura di specie e popolazioni non autoctone”.

e) In Svizzera, in base all'“Ordinanza sull'Emissione Deliberata nell'Ambiente, OEDA RS 814.911 del 10 settembre 2008, che regola l'utilizzazione di organismi alloctoni nell'ambiente, ogni specie che potrebbe causare danni o essere invasiva rientra nell'obbligo di diligenza, di controllo autonomo e d'informazione dell'acquirente. Tale ordinanza vieta anche l'uso diretto nell'ambiente di alcuni organismi esotici che, oltre alla loro forte capacità di diffondersi, provocano ulteriori danni (alla salute, all'economia, ecc.). La “Legge federale sulla protezione dell'ambiente, LPAmb, del 1983, Art. 1 e 29” stabilisce inoltre che chiunque utilizzi degli organismi deve garantire che questi non costituiscano una minaccia per l'uomo o per l'ambiente e che non danneggino la diversità biologica.

e) In Lombardia, in base all'articolo 10 della Legge Regionale 31 marzo 2008, "Disposizioni per la tutela e la conservazione della piccola fauna, della flora e della vegetazione spontanea" (REGIONE LOMBARDIA, 2010), sul territorio della Regione è vietato rilasciare individui di qualsiasi specie di invertebrati, anfibi, rettili non autoctoni. È fatto salvo l'utilizzo di invertebrati nell'ambito di interventi di lotta biologica autorizzati a norma di legge; è parimenti vietata l'introduzione di specie vegetali alloctone negli ambienti naturali.

f) In Piemonte, in base alla Legge regionale 29 giugno 2009, n. 19 "Testo unico sulla tutela delle aree naturali e della biodiversità." all'art. 47 (Piani di azione degli habitat e delle specie), si stabilisce che la conservazione e la valorizzazione degli habitat e delle specie di cui alla direttiva 79/409/CEE "Uccelli" e alla direttiva 92/43/CEE "Habitat" siano perseguite attraverso la predisposizione e l'attuazione di appositi piani di azione.

### 5.3 Azione meccanica

Il controllo meccanico delle specie esotiche acquatiche, sommerse e invasive, può avvenire attraverso: la rimozione manuale da parte di subacquei, il taglio meccanico con lame a V, l'utilizzo di geotessili sommersi per coprire l'area infestata o il dragaggio (CAFFREY ET AL., 2010; CAFFREY & ACEVEDO, 2008, 2007).

#### 5.3.1 Rimozione manuale usando sommozzatori

Tale metodo è applicabile per piccole stazioni in aree geograficamente isolate da altri nuclei dell'invasiva (CAFFREY & ACEVEDO, 2008). Il controllo manuale per le grandi infestazioni è difficile e sconsigliato, perché la pianta può rigenerarsi da piccoli frammenti di stelo. In Irlanda la rimozione manuale eseguita da sommozzatori è stata testata per controllare l'invasione di *Lagarosiphon major* sul Lough Corrib, ma ha dato scarsi risultati, a causa del substrato estremamente fine (fango nero anaerobico) su cui l'invasiva si radica. Infatti, con l'inizio dei lavori di rimozione dell'esotica il sedimento fine è andato in sospensione nell'acqua riducendo praticamente a zero la visibilità agli operatori e rendendo l'operazione inefficiente (CAFFREY ET AL., 2010; CAFFREY & ACEVEDO, 2008, 2007).

#### 5.3.2 Taglio meccanico con lame a V, seguito da raccolta immediata dei propaguli.

È uno dei metodi più efficaci di controllo meccanico delle invasive *Lagarosiphon major* (CAFFREY ET AL., 2010; CAFFREY & ACEVEDO, 2008, 2007) ed *Elodea* spp. (JOSEFSSON, 2011; SPICER & CATLING, 1988). Tale metodo, tuttavia, deve essere applicato solo quando non vi è il rischio che i frammenti delle piante tagliate siano diffusi dalle correnti d'acqua o dalle imbarcazioni; infatti, il taglio può comportare una dispersione più efficace di *Elodea* spp. e *Lagarosiphon major*, a causa della loro capacità di propagarsi vegetativamente per frammentazione del fusto e per l'effetto di stimolare la ricrescita delle piante (CAFFREY, 2003), tuttavia, la lama a V, è stata progettata per strappare la vegetazione a livello delle radici, infliggendo il massimo trauma alle piante, soprattutto al *Lagarosiphon major* che, come Clayton e Franklyn (2005) hanno dimostrato, non ricresce dal materiale radicale lasciato nel letto del lago (Figura 5.1). Questo è stato supportato anche dal risultato di un test pilota di questo metodo sul Lough Corrib (CAFFREY & ACEVEDO, 2008, 2007) dove qualche mese dopo l'operazione che ha rimosso circa il 95% dell'esotica presente, è stata registrata una scarsa ricrescita (8%) tra le piante tagliate, di cui almeno una parte era dovuta a propaguli provenienti da altre parti del lago limitrofe all'area trattata.

In generale, il taglio deve essere eseguito a fine luglio-inizio di agosto, prima del raggiungimento del massimo sviluppo della pianta, con un possibile secondo taglio in autunno per ridurre al minimo la biomassa presente nel lago. Le piante tagliate vanno subito rimosse dall'acqua e seccate lontano da possibili convogliamenti verso corpi d'acqua. Generalmente con tale azione si ottiene un controllo delle esotiche a breve termine

(CAFFREY, 2003), in realtà una raccolta ripetuta ed efficiente può esaurire le sostanze nutritive disponibili nel corpo d'acqua e comportare una riduzione a lungo termine delle invasive (JOSEFSSON, 2011; CAPM, 2004).

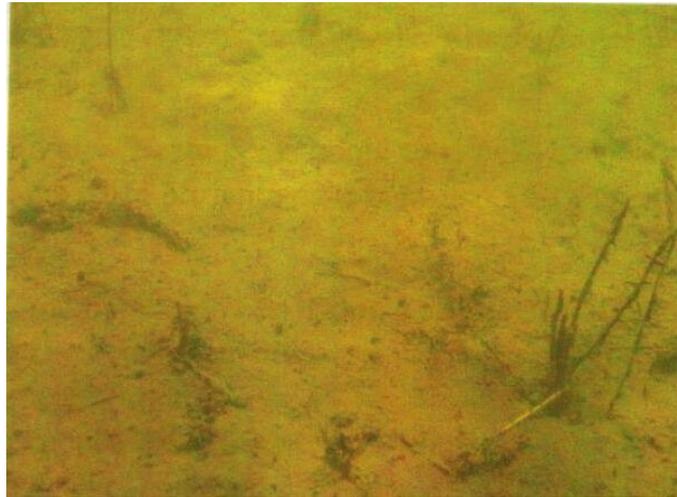


Figura 5.1. Letto del Lough Corrib dopo il taglio meccanico con Lama a V e raccolta dei propaguli (da CAFFREY & ACEVEDO, 2007).

### 5.3.3 Geotessile sommerso o barriere bentoniche

Questo metodo si basa sul concetto di controllare le specie invasive togliendo la luce indispensabile alla loro sopravvivenza attraverso l'uso di "teli occludenti". Tale metodo può essere efficace sia per *Lagarosiphon major* che per *Elodea* spp. (CAFFREY & ACEVEDO, 2008, 2007; CAPM, 2004; SAND-JENSEN, 2000). A questo scopo sono stati testati due diverse tipologie di teli: i geotessili leggeri, occludenti (teli di plastica o sintetici in polietilene) e i teli in fibra tessile naturale di juta.

I teli **geotessili leggeri e occludenti** (spesso sotto forma di teli di plastica o in polietilene nero non biodegradabili) si sono dimostrati efficaci nel controllo delle specie infestanti invasive sommerse in Nuova Zelanda (CLAYTON, 1996) e nel sud della California (WOODFIELD, 2006). Un elevato livello di controllo dell'invasività di *Lagarosiphon major* è stato raggiunto anche in Irlanda nella baia di Rinerroon (Lough Corrib) soprattutto dove l'esotica era stata tagliata prima di fissare il geotessile sul letto del lago (CAFFREY & ACEVEDO, 2008, 2007). Tuttavia, l'uso di questo materiale presenta notevoli svantaggi quali la difficoltà di "affondamento", dovuta alla sua galleggibilità intrinseca, e di fissaggio sul letto del corpo idrico, dove non si blocca in modo sicuro e tende a galleggiare verso la superficie creando un pericolo per le imbarcazioni a motore (CAFFREY ET AL., 2010; CAFFREY & ACEVEDO, 2008, 2007); la sua permeabilità limitata che crea delle condizioni anossiche (dovute alla decomposizione del materiale vegetale) e aumenta le concentrazioni di ammonio sotto il rivestimento, comportando l'eliminazione di comunità di macrofite e macroinvertebrati acquatici nativi (USSERY ET AL., 1997; EAKIN & BARKO, 1995); la non biodegradabilità, che rende tale metodo di controllo delle infestanti non rispettoso dell'ambiente. Questo materiale necessita inoltre di una manutenzione stagionale e va rimosso dall'habitat dopo l'utilizzo, comportando un aumento significativo dei costi per l'intera operazione. Va anche considerato che, poiché nessuna pianta può crescere attraverso questo materiale ci sono poche opportunità per il recupero o il ripristino delle comunità native originarie; infatti, la rimozione del telo lascia il fondo del corpo idrico relativamente denudato dalla vegetazione e il sedimento instabile.

Le **stuoie di juta**, invece, presentano innumerevoli vantaggi rispetto ai geotessili di plastica o polietilene, quali: A) trattandosi di stuoie in fibra naturale e biodegradabile non è necessario sostenere altri costi associati

alla rimozione del materiale dall'acqua una volta raggiunto l'obiettivo; B) il materiale è facile da posizionare anche in condizioni di vento, perché resistente, facile da maneggiare, e perché tende a saturarsi rapidamente a contatto con l'acqua, affondando in pochi minuti; C) le stuoie di juta sono permeabili e permettono sia la fuoriuscita dei gas di decomposizione impedendo il formarsi di condizioni anossiche sotto la copertura, sia il libero movimento dell'acqua e di alcune specie di macroinvertebrati; D) l'utilizzo di queste stuoie, come dimostrato da progetti pilota eseguiti sul Lough Corrib in Irlanda (Figura 5.2), forniscono ottimi risultati nel controllo delle invasive, in particolare di *Lagarosiphon major*, e consentono una ripresa, attraverso la trama della stuoia, delle comunità vegetali indigene (Figura 5.3).



Figura 5.2. Stuoia di juta a trama aperta utilizzata per il controllo di *L. major*; b) Posizionamento della stuoia di juta nel lago (foto di Joe Caffrey, da CAFFREY ET AL., 2010).

L'uso della stuoia di juta biodegradabile, quindi, può essere considerato un nuovo metodo per il controllo delle invasive acquatiche ecologicamente sensibile all'ambiente. Un vantaggio significativo nell'utilizzo di queste stuoie è il ripristino dell'habitat naturale originario a seguito della rimozione dell'invasiva senza successivi interventi. Questo si deve all'azione di stabilizzazione del sedimento di fondo del corpo idrico da parte della stuoia e alla sua trama aperta, che consentono così alle piante autoctone e, in particolare, le macroalghe (riferito al Lough Corrib) di stabilirsi (CAFFREY ET AL., 2010).



Figura 5.3. Ricrescita di *Nitella flexilis* sulla stuoia di juta (foto di Joe Caffrey, da CAFFREY ET AL., 2010).

### 5.3.4 Dragaggio

Il dragaggio è un'operazione di scavo eseguita da un battello-draga, per asportare sabbia, ghiaia e detriti da un fondo subacqueo, e rilocarli altrove (Figura 5.4). E' spesso usato per riempire di sabbia le spiagge che l'hanno persa a causa dell'erosione della costa e talora per combattere anche le piante infestanti (CAFFREY ET AL., 2010), allo scopo di mantenere navigabili corsi d'acqua, porti e darsene.



Figura 5.4. Operazione di dragaggio sul Lago Maggiore sotto Angera (VA)

Altri metodi meccanici applicati con un certo successo riguardano, dove è possibile, la regolazione dell'acqua del corpo idrico in inverno per asciugare, e nelle zone a clima freddo per congelare le piante invasive come *Elodea* spp. (SAND-JENSEN, 2000). Anche piantare alberi sul lato sud dei corpi idrici, può fornire un'adeguata ombreggiatura per controllare la crescita delle invasive (JOSEFSSON, 2011).

I metodi meccanici per il controllo dell'invasività delle specie acquatiche sommerse anche se più costosi rispetto ai metodi di controllo chimici o biologici, sono sicuramente quelli più eco-sostenibili. In futuro sarà importante esplorare metodi nuovi e innovativi per il controllo delle invasive acquatiche sommerse, con particolare riguardo alle opportunità che il controllo biologico (soprattutto se attuato con specie autoctone del territorio) può offrire; tuttavia, sono già disponibili metodi collaudati per consentire l'avvio effettivo del controllo delle infestanti, e con finanziamenti adeguati e uno sforzo coordinato da parte delle organizzazioni competenti, possono essere ottenuti grandi risultati per risolvere questo tipo di problematica.

Nonostante quanto detto circa le azioni di contenimento, esse potrebbero risultare poco efficaci o inutili nel tempo e con ingenti perdite economiche da parte delle amministrazioni pubbliche (enti gestori di aree protette, comuni, province, regioni, nazioni e comunità europea) e/o privati, se a monte di tali interventi non si applicasse quello che è considerato il miglior approccio per combattere le specie aliene, ossia la "prevenzione". Prevenire significa coinvolgere e sensibilizzare la popolazione sulla problematica delle specie esotiche invasive in ambiente naturale, educandola a mantenere un comportamento in linea con le esigenze di tutela dell'ambiente naturale che la circonda, ad esempio in merito agli acquisti florovivaistici per acquari o stagni da giardino, e quindi a scegliere solo specie autoctone. Un comportamento analogo dovrebbe essere

tenuto anche dai vivaisti, che dovrebbero proporre ai propri clienti specie autoctone in alternativa alle esotiche. È inoltre importante educare a ripulire e asciugare ogni attrezzatura che viene a contatto con l'acqua (barche, rimorchi, abbigliamento, ecc.) e a non svuotare gli stagni da giardino e acquari che contengono acquatiche aliene, direttamente nei laghi o nei fiumi, ma a farlo su un supporto asciutto, e ben esposto al sole e lontano da possibili convogliamenti verso corpi d'acqua. Si ricorda, infatti, che questa è la causa principale della presenza delle specie esotiche invasive nei nostri laghi e corsi d'acqua.

Oggi la prevenzione è sostenuta anche a livello legislativo, grazie al D.Lgs 230/2017, in vigore dal 14-02-2018, di "Adeguamento della normativa nazionale alle disposizioni del regolamento (UE) n. 1143/2014 del Parlamento europeo e del Consiglio del 22 ottobre 2014, recante disposizioni volte a prevenire e gestire l'introduzione e la diffusione delle specie esotiche invasive" (GU n.24 del 30-1-2018). Il provvedimento vieta l'introduzione deliberata o per negligenza nell'UE, la riproduzione, la coltivazione, il trasporto, la detenzione e la commercializzazione di specie esotiche, e prevede anche misure di rilevamento precoce e l'eradicazione rapida o la gestione nel caso di specie già ampiamente diffuse. Questo Decreto nel caso del Lago Maggiore è applicabile solo per *Lagarosiphon major* ed *Elodea nuttallii*, uniche piante esotiche inserite nell'"Elenco delle Specie Invasive Animali o Vegetali di Rilevanza Unionale" secondo il Regolamento (UE) n. 1143/2014.

## 6 L'impatto ecologico delle specie alloctone invasive sulle specie autoctone presenti nel lago

L'impatto delle specie alloctone invasive sulle specie autoctone presenti nel Lago Maggiore, già discusso nei precedenti capitoli, può essere riassunto nella Figura 6.1, che mostra l'andamento della distribuzione lungo la profondità della rappresentatività delle specie in termini di siti colonizzati.

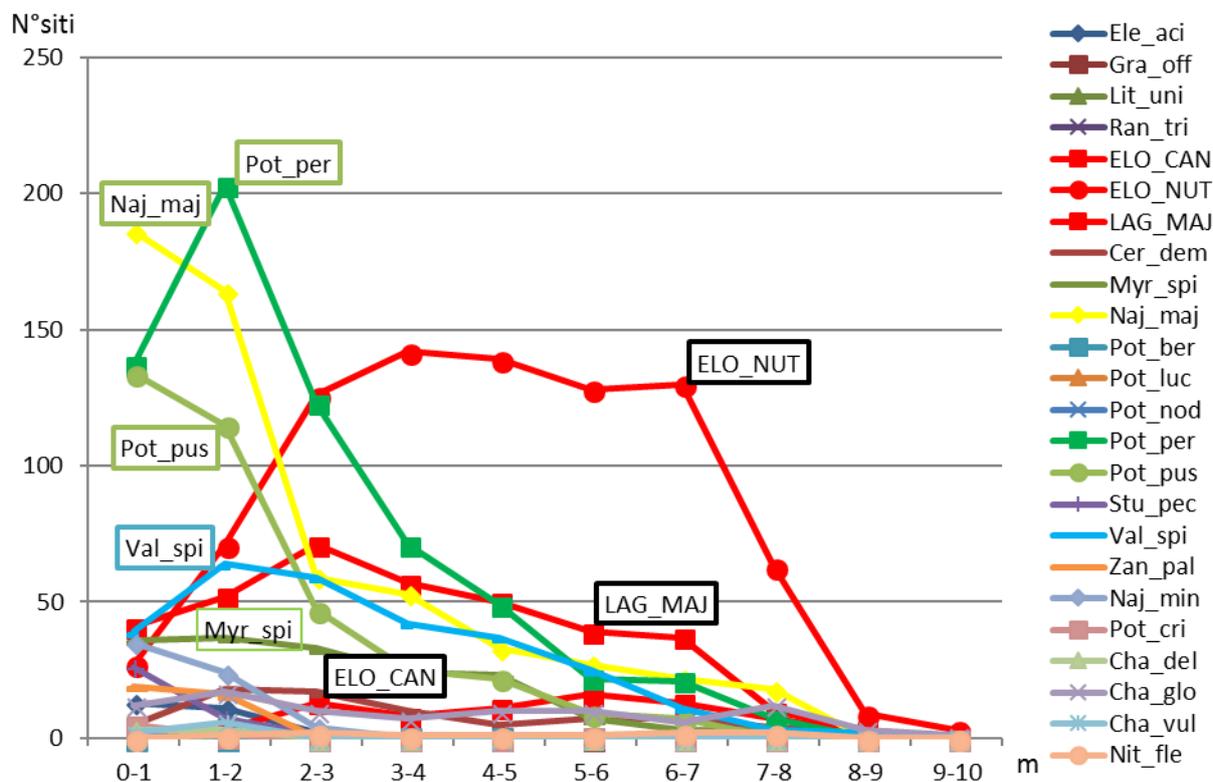


Figura 6.1. Andamento della distribuzione lungo la profondità della rappresentatività delle specie in termini di siti colonizzati.

Il grafico evidenzia chiaramente la tendenza delle specie esotiche a sostituire o spostare le specie native, soprattutto dai 3 ai 10 metri di profondità, dove sono più abbondanti.

La Figura 6.1, inoltre, conferma, come dedotto dai dati sulle specie più rappresentative del lago (Figura 3.2) e dalle carte di distribuzione delle specie esotiche (Figura 4.4, Figura 4.9 e Figura 4.14), che tra le tre specie invasive presenti nel Lago Maggiore, *Elodea nuttallii* è quella più "aggressiva" o "competitiva", seguita da *Lagarosiphon major* ed *Elodea canadensis*.

La maggiore competitività di *E. nuttallii* rispetto a *E. canadensis* si deve alla sua crescita più rapida in primavera (e soprattutto in ambiente eutrofico), e alla maggiore capacità di competere per la luce, che la favorisce quando le due specie sono presenti insieme (BARRAT-SEGRETAIN, 2005; BARRAT-SEGRETAIN & ELGER, 2004; BARRAT-SEGRETAIN ET AL., 2002; SIMPSON, 1990). *Elodea nuttallii* così, in poco tempo, forma estesi e densi tappeti (o baldacchini) che tolgono la luce a *E. canadensis* inibendone lo sviluppo. Tuttavia, quando *E. nuttallii* colonizza aree dove la congenera è già presente e ben sviluppata in densi tappeti, la crescita di quest'ultima non viene inibita e al massimo le due specie potranno coesistere, almeno per un certo periodo (BARRAT-SEGRETAIN, 2005), forse fino a quando *E. canadensis* diminuisce in autunno (*E. nuttallii*, infatti, fiorisce fino a tarda estate) oppure a seguito di disturbi (naturali o antropici) che ne interrompono la continuità. Per quanto riguarda la competitività di *Elodea nuttallii* rispetto a *Lagarosiphon major*, invece, secondo alcuni autori

(CAFFREY E ACEVEDO, 2008; JAMES *ET AL.*, 1999 e RATTRAY *ET AL.*, 1994), sarebbe quest'ultima la specie più aggressiva soprattutto in conseguenza di una maggiore tolleranza allo stress del pH (in particolare pH elevato e bassa emissione di CO<sub>2</sub> libera) che la pianta stessa genera negli ambienti che colonizza. Questo è in accordo con quanto sta accadendo nell'Europa occidentale dove *Elodea nuttallii*, in forte espansione, ha sostituito *E. canadensis* in molti siti a causa dell'aumentata eutrofizzazione, ma è a sua volta sostituita da *Lagarosiphon major* (BRANQUART *ET AL.*, 2010).

Quanto osservato sul Lago Maggiore sembra quindi non coincidere con quello che sta avvenendo in Europa; tuttavia, potrebbe non essere così: infatti, la dominanza attuale di *E. nuttallii* nel lago potrebbe rappresentare solo una fase di passaggio verso la completa prevalenza di *Lagarosiphon major*.

La Figura 6.2 mette in evidenza che con l'aumentare della frequenza (e abbondanza) delle specie esotiche si riduce la presenza delle specie native che occupano lo stesso intervallo di profondità, anche in termini di numero di specie. I dati numerici relativi a questa figura sono riportati nella Tabella 6.1.

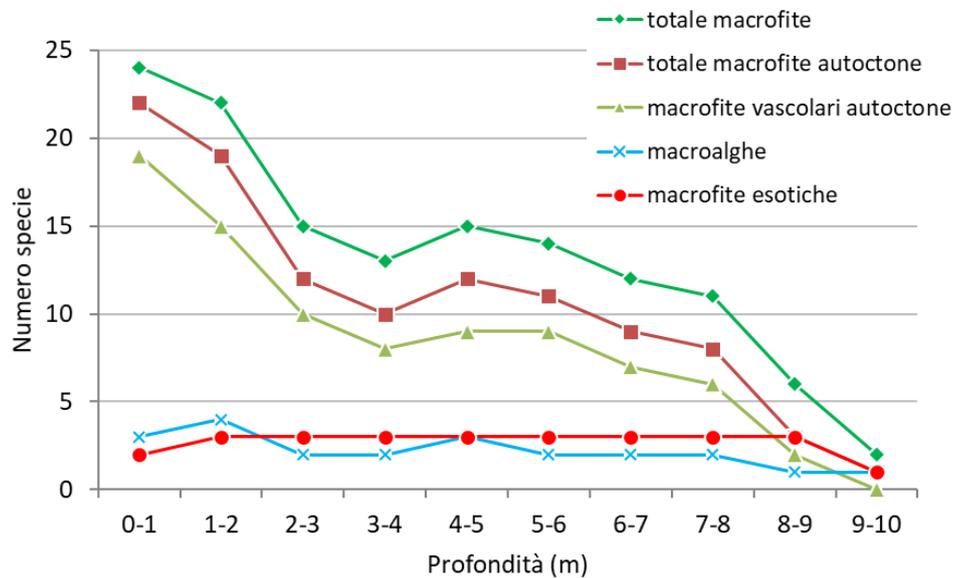


Figura 6.2. Numero di specie di macrofite per intervallo di profondità, escluse le specie natanti (*Lemna minor* e *Trapa natans*).

Tabella 6.1. Numero di specie di macrofite per intervallo di profondità, escluse le specie natanti (*Lemna minor* e *Trapa natans*).

Profondità (m)	0-1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-6	6-7	7-8	8-9	9-10
<b>N° totale di specie macrofite</b>	24	22	15	13	15	14	12	11	6	2
<b>N° specie macrofite autoctone</b>	22	19	12	10	12	11	9	8	3	1
<b>N° specie macrofite esotiche</b>	2	3	3	3	3	3	3	3	3	1
<b>N° specie macrofite vascolari autoctone</b>	19	15	10	8	9	9	7	6	2	0
<b>N° specie macroalghe</b>	3	4	2	2	3	2	2	2	1	1

Questo comportamento delle specie esotiche è dovuto al loro carattere “invasivo”; infatti, nonostante rappresentino solo il 10% delle specie presenti nel Lago Maggiore (Figura 3.4), sono capaci in breve tempo di ricoprire estese superfici e di superare la competitività delle specie native.

I dati raccolti mostrano che le specie native, quali ad esempio *Potamogeton perfoliatus*, *Najas major*, *Potamogeton pusillus*, *Myriophyllum spicatum* e *Vallisneria spiralis*, tendono a predominare nei primi due metri di profondità (in particolar modo nel primo metro di profondità), in cui l’azione invasiva delle esotiche sembra essere meno efficace. Ciò può dipendere da fattori ambientali sfavorevoli alla loro sopravvivenza, come ad esempio quelli citati nel seguito.

- Fluttuazioni annuali del livello delle acque del lago, che interessano soprattutto la fascia riparia e le aree prospicienti poco profonde. L’emersione di tali aree per periodi più o meno lunghi (come avviene ad esempio nella zona di Castelletto Sopra Ticino e Dormelletto) è esiziale per le specie esotiche acquatiche e in generale per tutte le specie acquatiche eccetto quelle più o meno marcatamente anfobie (elofite), quali per esempio *Littorella uniflora*, *Elatine hexandra*, *Elatine hydropiper*, *Gratiola officinalis* ed *Eleocharis acicularis*, quest’ultima spesso dominante (Figura 6.3).
- Tipo di substrato presente. I substrati ghiaiosi, ciottolosi e rocciosi, sono sfavorevoli alla colonizzazione delle piante esotiche e delle acquatiche rizofitiche in generale; infatti, in questo tipo di ambienti (naturali o artificiali) presenti soprattutto nella parte centrale del lago, si trovano solo specie con coperture trascurabili, eccetto talvolta le alghe verdi filamentose che tendono a dominare.
- Moto ondoso, in particolare durante le giornate molto ventose o le tempeste. A tali profondità, infatti, le piante possono essere sradicate dal fondo e “spiaggiate”.
- Ombreggiamento causato dagli alberi, dalle infrastrutture o pareti rocciose lungo la costa.

Anche la presenza di comunità vegetali autoctone, ben sviluppate, sufficientemente integre e quindi chiuse, costituisce un fattore importante che riduce la probabilità d’invasione delle esotiche (BANFI E GALASSO, 2010; BARRAT-SEGRETAIN, 2005). Un esempio sono le dense comunità a *Najas major* presenti nel Golfo Borromeo nella zona tra Feriolo e Fondotoce (Figura 6.4), o quelle a *Potamogeton perfoliatus* a Sesto Calende (Figura 6.5), Arona e Ispra, oppure a *Vallisneria spiralis*, nella zona di Arolo (Figura 6.6).



Figura 6.3. *L. major* che cerca di espandersi lungo le rive del lago, poco profonde e soggette a emersione estiva, generalmente di pertinenza delle formazioni “anfobie” dominate da *Eleocharis acicularis* con presenza di *Littorella uniflora* e *Gratiola officinalis*.



*Figura 6.4. Comunità vegetale a dominanza di Najas major nella zona tra Feriolo e Fondotoce (VB).*



*Figura 6.5. Comunità vegetale a dominanza di Potamogeton perfoliatus a Sesto Calende (VA).*



*Figura 6.6. Comunità vegetale a dominanza di Vallisneria spiralis nella zona di Arolo (VA).*

## 7 L'impatto ecologico delle specie alloctone invasive sugli Habitat d'interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE)

Per valutare l'impatto delle specie esotiche sugli Habitat d'interesse comunitario presenti nel Lago Maggiore, è stata utilizzata la Tabella 7.1 della frequenza delle specie rinvenute nel lago in termini di siti colonizzati, lungo il gradiente profondità (BOLPAGNI & CERABOLINI, 2016). Le specie nella tabella sono state ordinate ed evidenziate con colori diversi in base alla fidelità, secondo Brusa *et al.* (2017), Bolpagni e Cerabolini (2016) e Biondi *et al.* (2009), agli Habitat della Rete Natura2000 presenti nel lago, che sono i seguenti.

- HABITAT 3130: Acque stagnanti, da oligotrofe a mesotrofe, con vegetazione dei *Littorelletea uniflorae* e/o degli *Isoëto-Nanojuncetea*.

L'habitat comprende le vegetazioni costituite da comunità anfibe di piccola taglia, sia perenni (riferibili all'ordine *Littorelletalia uniflorae*) che annuali pioniere (riferibili all'ordine *Nanocyperetalia fusci*), della fascia litorale di laghi e pozze con acque stagnanti, da oligotrofe a mesotrofe, su substrati poveri di nutrienti, dei Piani bioclimatici Meso-, Supra- ed Oro-Temperato (anche con la Variante Submediterranea), con distribuzione prevalentemente settentrionale - COLORE GIALLO.

- HABITAT 3140: Acque oligomesotrofe calcaree con vegetazione bentica di *Chara* spp.

L'habitat include distese d'acqua dolce di varie dimensioni e profondità, grandi laghi come piccole raccolte d'acqua a carattere permanente o temporaneo, site in pianura o in montagna, nelle quali le Caroficee costituiscono popolazioni esclusive, più raramente mescolate con fanerogame. Le acque sono generalmente oligomesotrofiche, calcaree, povere di fosfati (ai quali le Caroficee sono in genere molto sensibili). Le Caroficee tendono a formare praterie dense sulle rive come in profondità, le specie di maggiori dimensioni occupando le parti più profonde e quelle più piccole le fasce presso le rive - COLORE AZZURRO.

- HABITAT 3150 "Laghi eutrofici naturali con vegetazione del Magnopotamion o Hydrocharition".

Comprende gli habitat lacustri, palustri e di acque stagnanti eutrofiche ricche di basi con vegetazione dulciacquicola idrofitica azonale, sommersa o natante, flottante o radicante, ad ampia distribuzione, riferibile alle classi *Lemnetea* e *Potametea* - COLORE VERDE.

Tabella 7.1. Frequenza delle specie rinvenute nel lago in termini di siti colonizzati, lungo il gradiente profondità. Sono escluse dal conteggio le specie natanti (*Lemna minor* e *Trapa natans*) perché rinvenute sporadicamente (solo in un sito e con copertura trascurabile: da uno a pochi individui). Le fitocenosi a *Trapa natans* localizzate a Fondotoce (VB), in questo lavoro non sono state oggetto di rilevamento.

Profondità	3130							3150													-			3140			
	Ele_aci	Gra_off	Lit_uni	Ran_tri	Ela_hyd	Ela_hex	Sch_sup	Cer_dem	Myr_spi	Naj_maj	Pot_luc	Pot_per	Pot_pus	Stu_pec	Val_spi	Zan_pal	Naj_min	Pot_ber	Pot_cri	Pot_nod	ELO_CAN	ELO_NUT	LAG_MAJ	Cha_del	Cha_glo	Cha_vul	Nit_fle
0-1	13	3	3	2	1	2	1	5	36	186	2	137	134	26	39	19	35	0	5	2	0	27	41	3	12	2	0
1-2	11	0	1	1	0	0	0	18	37	164	2	203	115	7	64	16	24	0	1	2	3	71	52	3	17	6	1
2-3	2	0	0	0	0	0	0	17	33	59	2	123	47	1	59	0	4	0	0	0	13	126	71	0	10	0	2
3-4	0	0	0	0	0	0	0	10	24	53	0	71	25	1	42	0	0	1	0	0	8	142	57	0	7	0	1
4-5	0	0	0	0	0	0	0	5	23	33	0	49	22	1	37	0	1	1	0	0	11	139	50	1	10	0	1
5-6	0	0	0	0	0	0	0	7	7	27	1	22	9	0	25	0	0	1	1	0	16	128	39	0	10	0	1
6-7	0	0	0	0	0	0	0	7	3	22	0	21	7	0	11	0	0	1	0	0	13	129	37	0	6	0	2
7-8	0	0	0	0	0	0	0	4	3	18	0	7	0	0	3	0	0	1	0	0	7	63	10	0	12	0	2
8-9	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	9	3	0	3	0	0
9-10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0

Il presente lavoro, come si evince anche dalla Tabella 7.1, ha interessato soprattutto l'Habitat 3150, ed in particolar modo il **potameto** (*Potamion*), ossia le comunità a idrofite rizofitiche con organi vegetativi in genere sommersi (bentonici), di rado fluttuanti sul pelo dell'acqua, presenti nella fascia litoranea di bacini di medio-grande dimensione, con acque da meso- a eutrofiche (talvolta anche ipertrofiche), generalmente ad una profondità maggiore rispetto ai lamineti (*Nymphaeion*), e secondariamente l'Habitat 3140, rappresentato dal **careto** (*Charetea fragilis*), ossia dalle praterie di macroalghe prevalentemente del genere *Chara* e *Nitella*. Solo sporadicamente è stato osservato l'Habitat 3130, riferito alle comunità "anfibia", che si rinvencono prevalentemente sulle rive fangose del lago.

Dai dati della Tabella 7.1, sono state ricavate le figure seguenti (Figura 7.1-40, Figura 7.4-43, Figura 7.7-46) che rappresentano la frequenza percentuale delle specie rinvenute nel lago, in termini di siti colonizzati sul totale dei siti indagati per ciascuna specie, per orizzonte di profondità. Tali grafici mostrano il grado di disturbo (degrado) arrecato al potameto e al careto, dalla presenza delle esotiche, lungo il gradiente profondità; disturbo che, se non controllato, potrebbe provocarne l'estinzione (BRUSA ET AL, 2017; CAFFREY & AVECEDO, 2008). Si osserva, infatti, all'aumentare delle esotiche, una riduzione della capacità di sopravvivenza delle specie tipiche, e quindi dell'Habitat stesso.

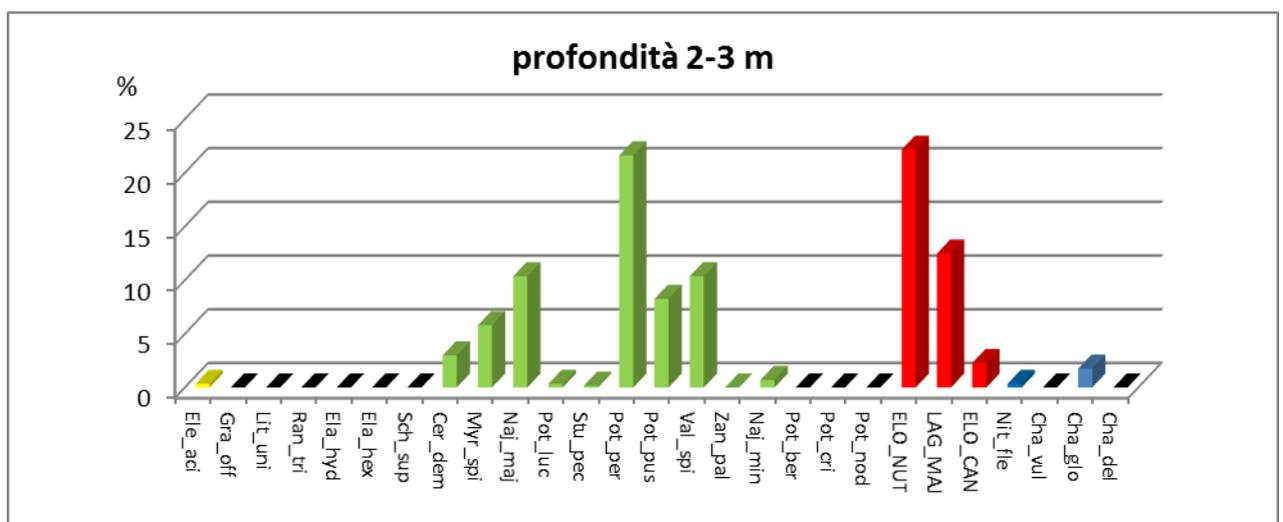
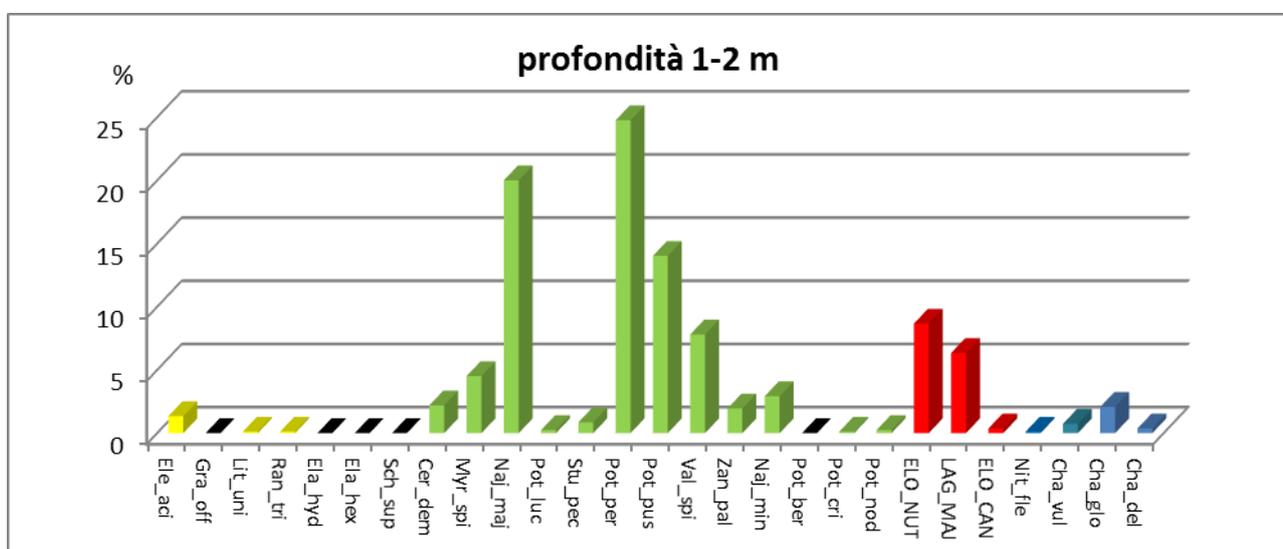
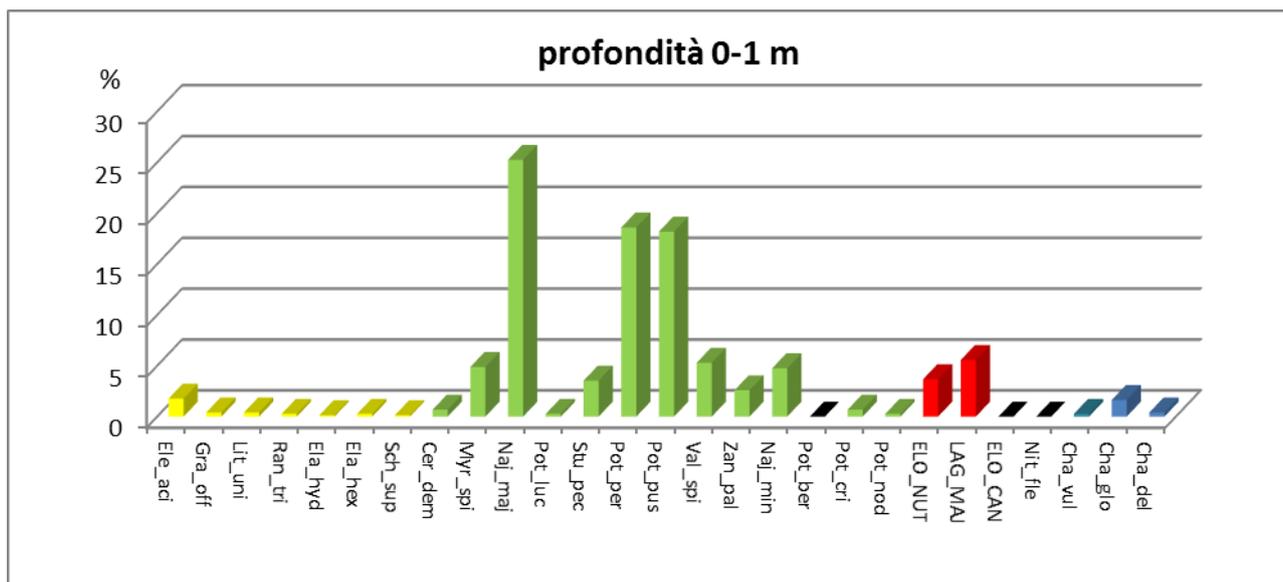


Figura 7.1, Figura 7.2, Figura 7.3. Frequenza percentuale delle specie rinvenute nel lago, in termini di siti colonizzati sul totale dei siti indagati per ciascuna specie, tra 1 a 3 m di profondità.

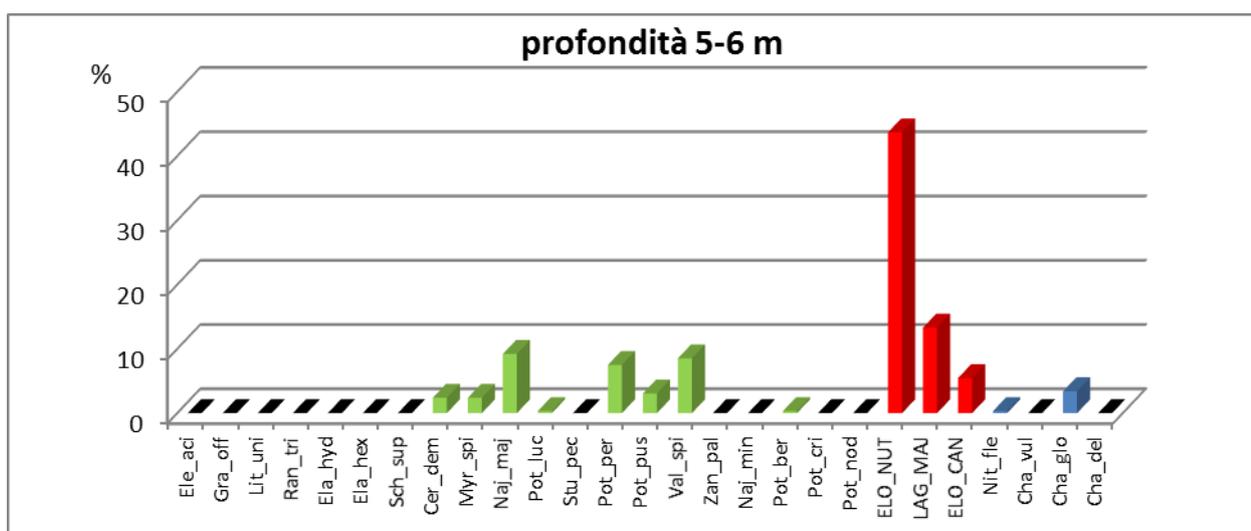
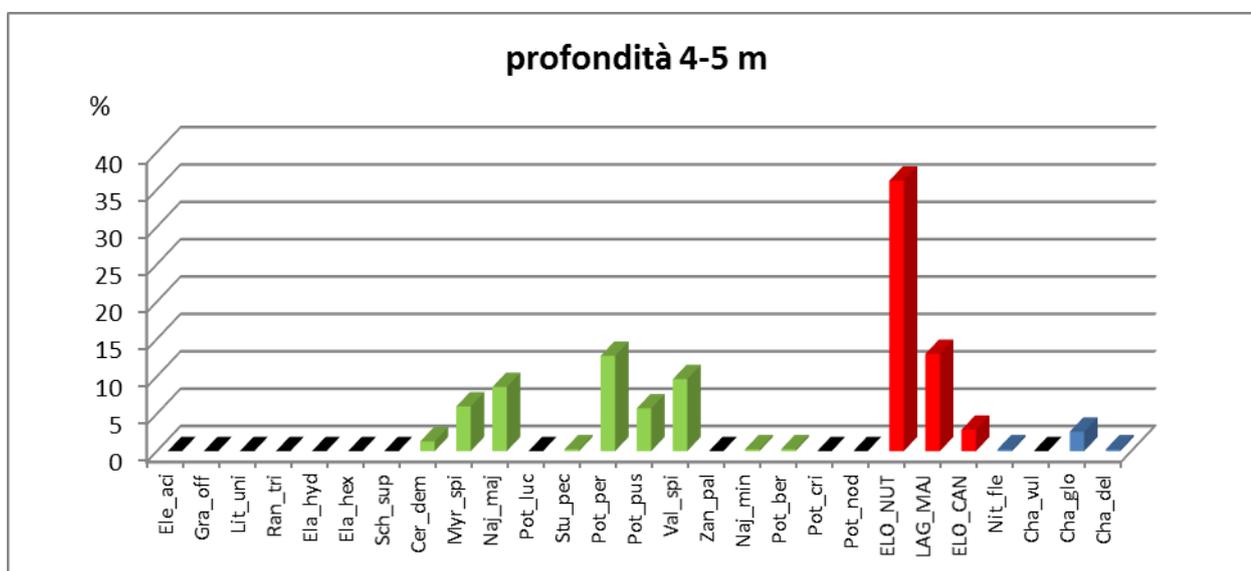
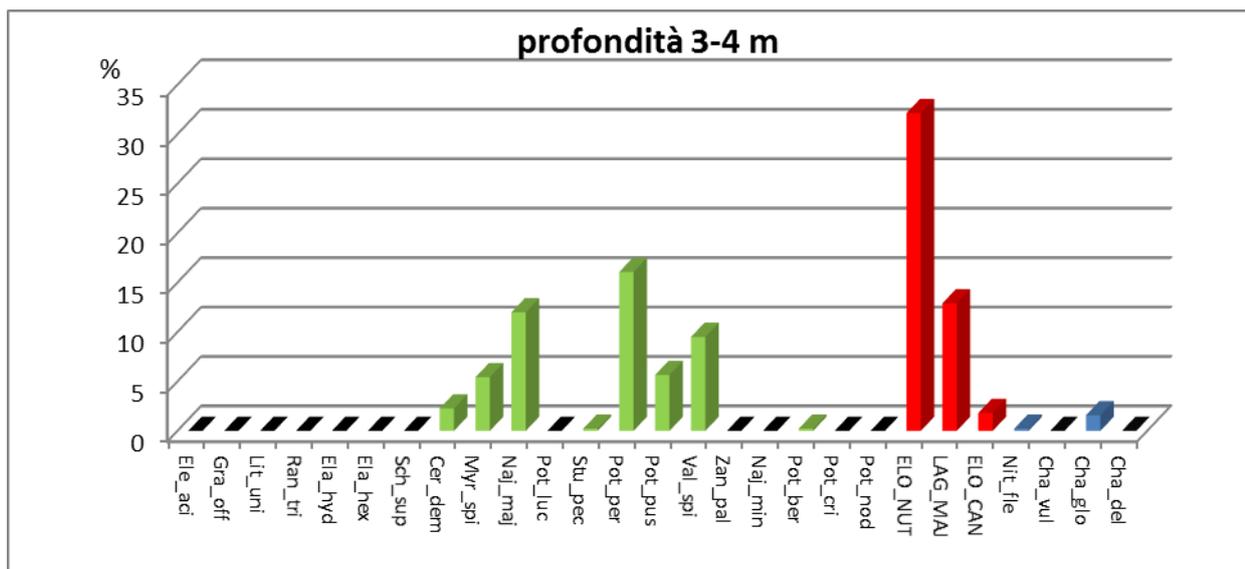


Figura 7.4, Figura 7.5, Figura 7.6. Frequenza percentuale delle specie rinvenute nel lago, in termini di siti colonizzati sul totale dei siti indagati per ciascuna specie, tra i 4 e 6 m di profondità.

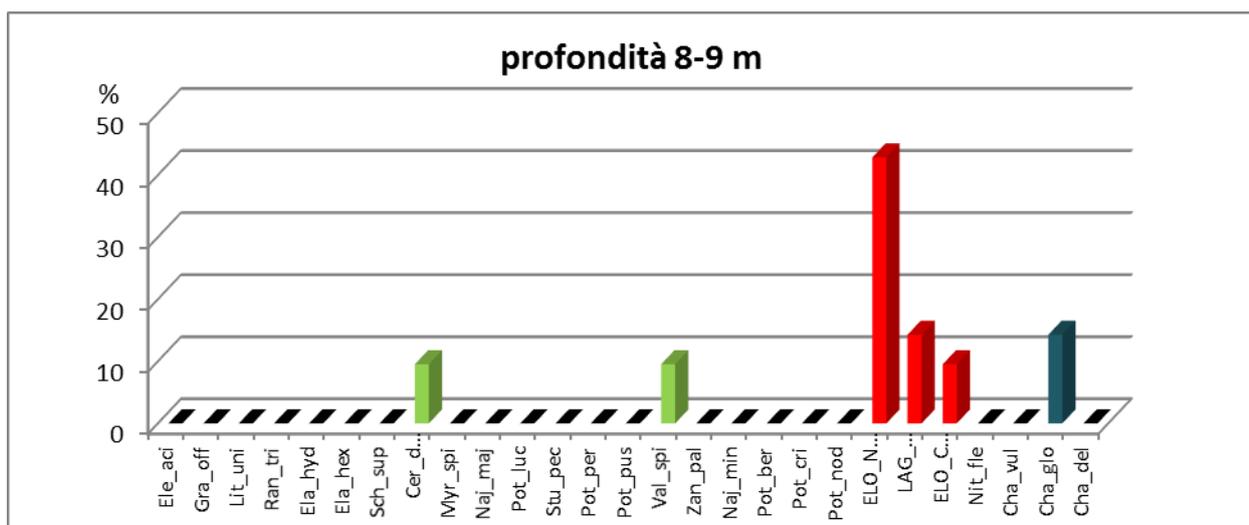
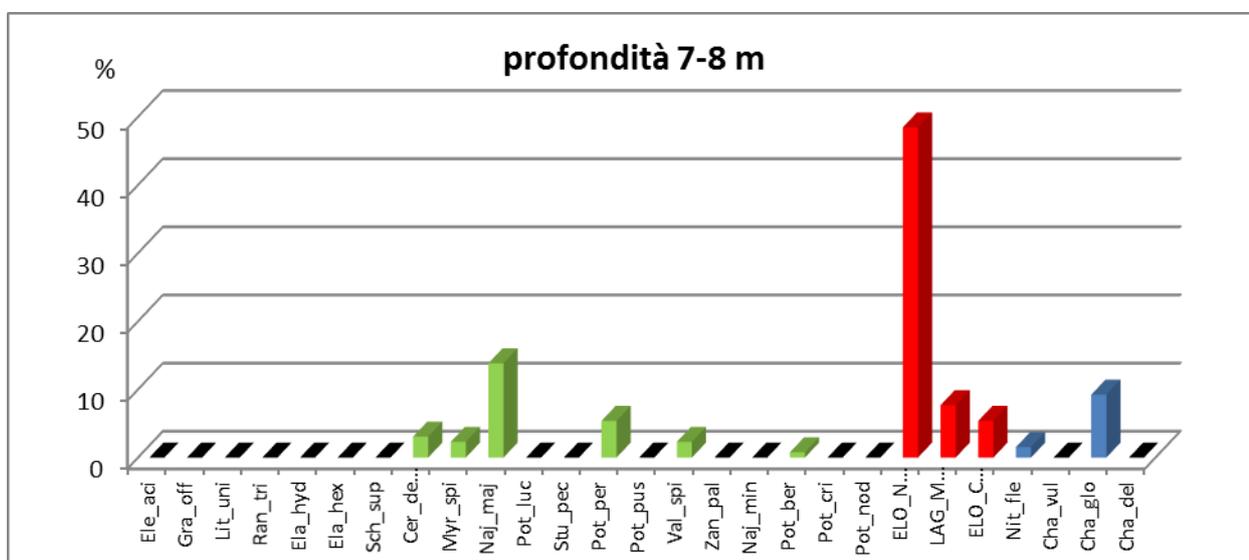
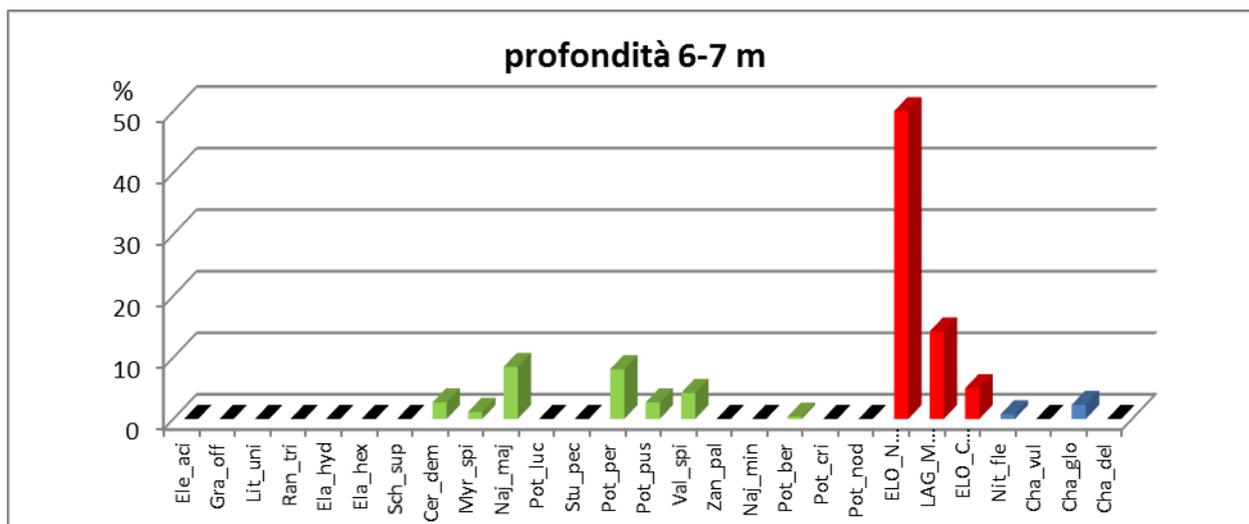


Figura 7.7, Figura 7.8, Figura 7.9. Frequenza percentuale delle specie rinvenute nel lago, in termini di siti colonizzati sul totale dei siti indagati per ciascuna specie, tra i 7 e i 9 m di profondità.

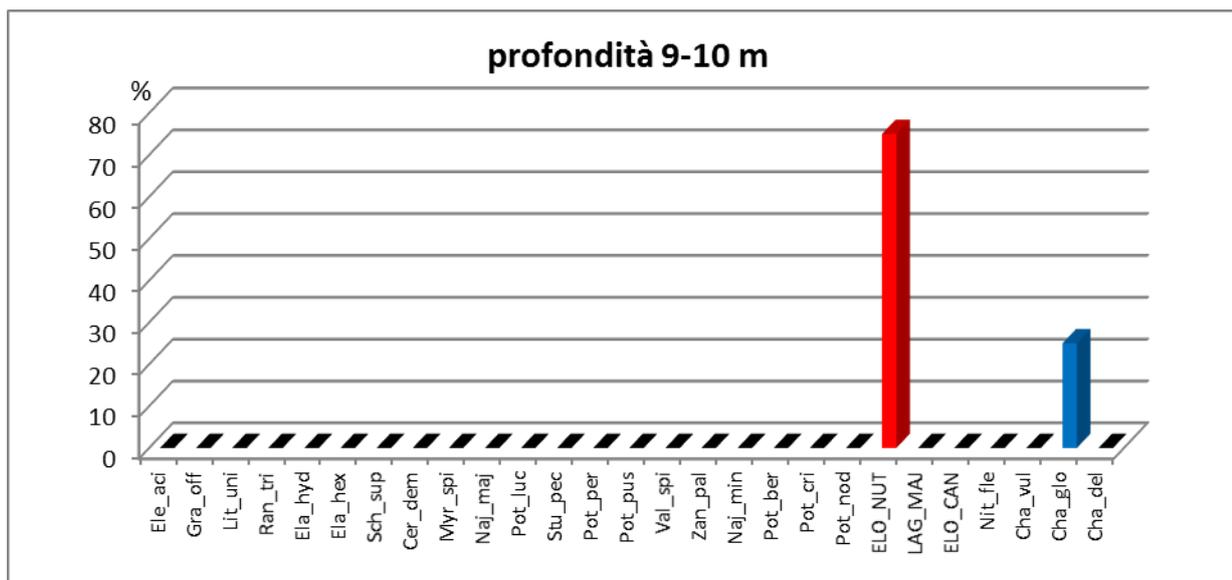


Figura 7.10. Frequenza percentuale delle specie rinvenute nel lago, in termini di siti colonizzati sul totale dei siti indagati per ciascuna specie, a 10 m di profondità.

La Figura 7.10 mostra che le comunità vegetali sommerse in corrispondenza della massima profondità di crescita nel Lago Maggiore, sono il careto a *Chara globularis* e le fitocenosi ad *Elodea nuttallii*, che tendono a predominare. Questo a differenza di quanto avviene in generale in Lombardia, dove il careto raggiunge le profondità massime (fino a 18 m) ed è dominante, mentre *E. nuttallii* si ferma a 11 m (BOLPAGNI & CERABOLINI, 2016).

Utilizzando l'“indice di degrado, piante esotiche (%)” (BRUSA ET AL., 2017), è stato possibile quantificare, indicativamente, il disturbo arrecato al potameto e quindi il suo stato di conservazione, per orizzonte di profondità (Tabella 7.2). Secondo tale indice, infatti, ottenuto dal rapporto tra la somma delle coperture di tutte le specie esotiche diviso la somma delle coperture di tutte le specie, valori superiori a 35 (codice A), indicherebbero una diretta e forte influenza negativa delle esotiche e quindi uno stato di conservazione dell'habitat “mediocre”; invece, valori minori o uguali a 35 (codice M), denoterebbero una debole minaccia e di conseguenza uno stato di conservazione dell'Habitat “discreto”, mentre valori uguali a 0 (codice B) corrisponderebbero a condizioni “ottimali” per la conservazione dell'Habitat.

Tabella 7.2. Indice di degrado, specie esotiche (%). M= media importanza; A=alta importanza.

Profondità (m)	HABITAT 3150 Indice di degrado (%)	Codice di Importanza
0-1	16	M
1-2	26	M
2-3	53	A
3-4	72	A
4-5	77	A
5-6	90	A
6-7	91	A
7-8	93	A
8-9	74	A
9-10	100	A

I dati dell'“indice di degrado” nel complesso denotano il grave stato di conservazione in cui si trova il potameto (Habitat 3150) nel Lago Maggiore.

Infine, allo scopo di osservare eventuali differenze ecologiche tra i vari orizzonti di profondità, è stato calcolato, in base alle coperture delle sole piante vascolari presenti, lo spettro ecologico riportato nella Figura 7.11 utilizzando gli indici di Landolt (2010 e 1977).

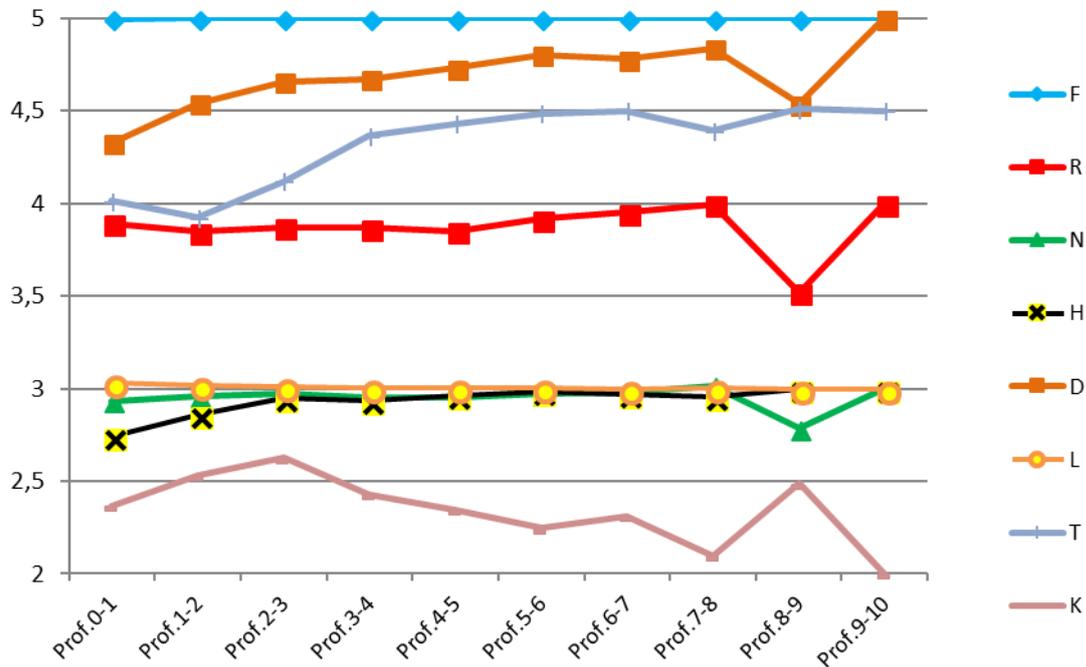


Figura 7.11. Spettro ecologico ponderale calcolato usando le coperture delle specie presenti per orizzonte di profondità (escluse le macroalghe). Legenda: F= umidità; R acidità; N= tenore in nutrienti; H= tenore in humus; D= tessitura; L=luce; T= temperatura; K continentalità (Tabella 3.4).

Da tale grafico si evince un'affinità ecologica tra le fitocenosi esotiche e quelle native del lago e in particolare con il potameto, in quanto non si osservano differenze ecologiche sostanziali nei vari orizzonti di profondità. Ciò conferma che l'invasività delle esotiche è soprattutto legata al loro carattere di specie "pioniere".

## 8 L'impatto delle specie alloctone invasive sulle attività antropiche

Con l'intento di individuare eventuali situazioni critiche dovute all'eccessiva proliferazione di specie invasive che possono generare degli impatti negativi sulle attività di rimessaggio delle barche e su quelle turistico-ricreative legate alla navigazione, particolare attenzione è stata rivolta alla presenza delle macrofite all'interno delle aree portuali (porti, marinerie e cantieri). Tali aree, infatti, dato le loro caratteristiche di ambienti "chiusi", possono essere considerate sia luoghi di "rifugio", dove le specie aliene possono svilupparsi indisturbate dall'azione delle onde, dal vento e dalle correnti, sia delle vere e proprie aree "sorgente", da dove può aver inizio una nuova diffusione in tutto il lago. Ogni barca che arriva o parte da aree portuali è in sostanza un biglietto di sola andata per i propaguli di queste piante, che possono così propagarsi anche a notevolissima distanza dalla pianta madre. Un discorso analogo può essere fatto per gli uccelli che trovano rifugio e cibo in queste aree, grazie ai quali le esotiche possono "migrare" anche in altri corpi idrici o zone umide lontane dal lago.

I risultati dell'indagine, che ha interessato 79 aree portuali lungo tutto il lago, sono riportati nella Figura 8.1, dalla quale si evince che nel 67% delle aree portuali indagate è stata osservata la presenza delle esotiche, mentre nel restante 33% sono state trovate solo specie autoctone (24%) oppure, a causa dell'elevata profondità dell'area portuale, talvolta anche superiore ai 10 m, o per le azioni di ripulitura del fondale, sono risultate prive di specie (9%).

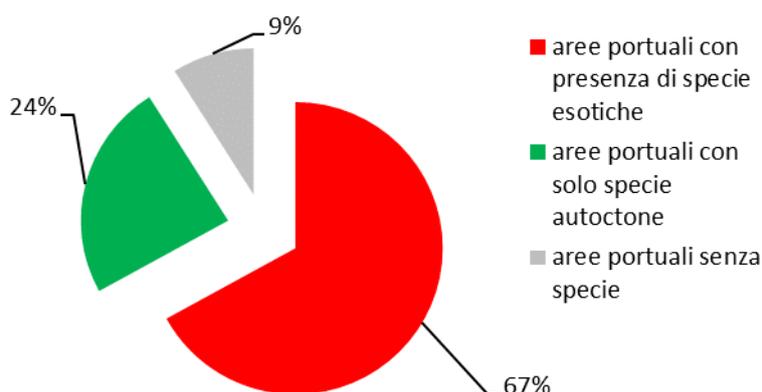


Figura 8.1. Percentuale delle aree portuali indagate del Lago Maggiore con presenza delle macrofite esotiche.

In particolare dai dati raccolti, riportati nell'allegato C, è stata realizzata la "Carta delle criticità delle aree portuali in relazione alla presenza e all'invasività delle macrofite esotiche (Figura 8.2)" in cui le aree portuali, codificate da un codice numerico progressivo (vedi Allegato C), sono state distinte in cinque tipologie a seconda del livello di criticità e quindi della maggior o minor necessità di intervenire per eradicare o controllare la problematica. Queste sono classificabili come nel seguito.

1. **Aree portuali ad alta criticità** (simbolo rosso); in cui è stata osservata una copertura abbondante (> 60%) delle esotiche invasive.
2. **Aree portuali a criticità media**; (simbolo arancione); in cui è stata osservata una copertura delle esotiche compresa tra 1% e il 60%.
3. **Aree portuali a bassa criticità** (simbolo giallo); dove la specie è stata osservata con copertura trascurabile (rara o >1%).
4. **Aree portuali non critiche** (simbolo verde); dove non sono presenti macrofite esotiche.
5. **Aree portuali pulite** (simbolo bianco); riferite a quelle aree in cui non sono state trovate macrofite.

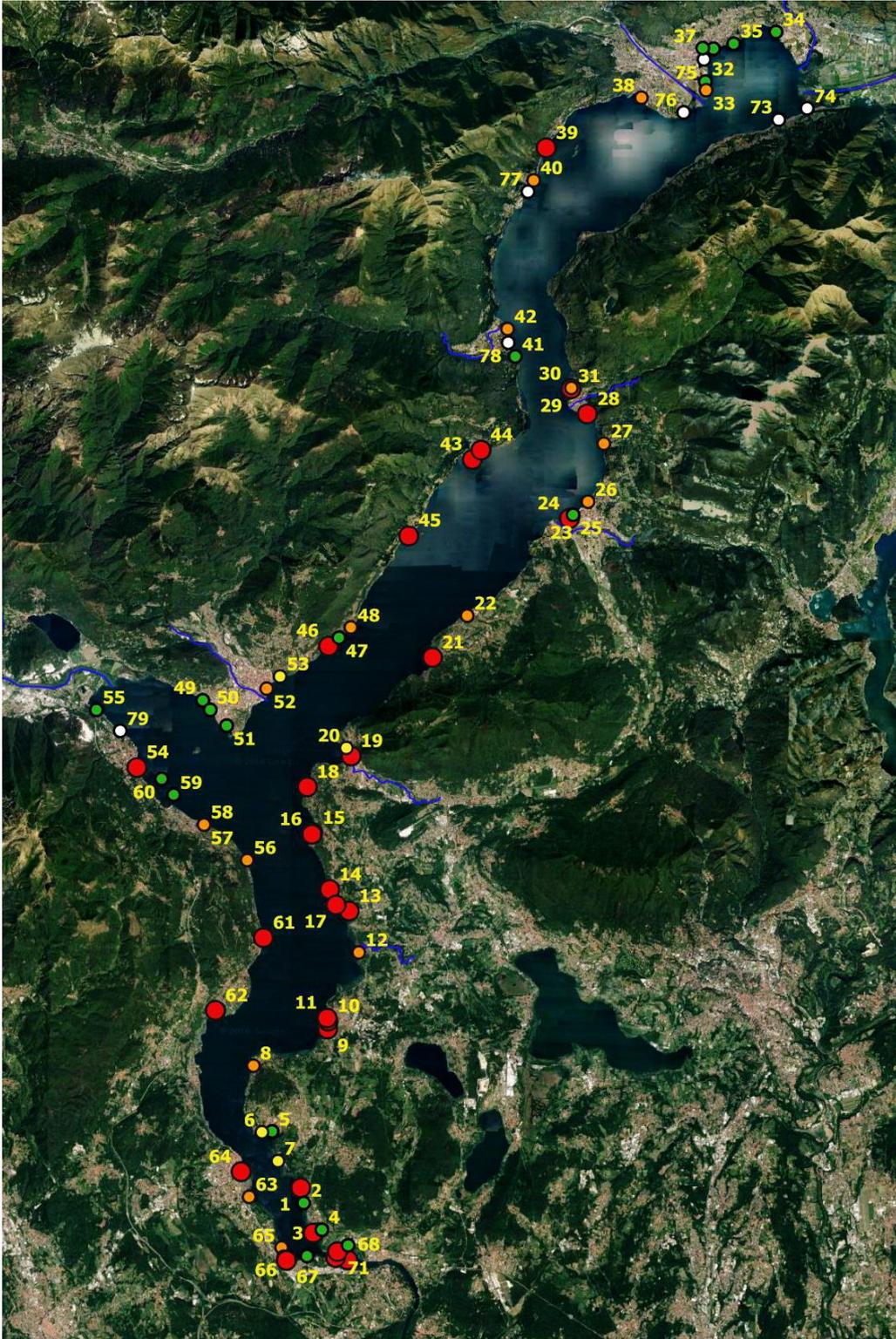


Figura 8.2. Carta delle criticità delle aree portuali.

In generale, in tutte le aree portuali individuate con “criticità”, come buona pratica per il contenimento delle esotiche invasive e per legge, grazie al DLgs 230/2017, si dovrebbero attuare azioni di prevenzione, controllo o eradicazione. Alcuni esempi di aree portuali ad alta criticità (Figura 8.3) sono il porto di Reno (cod. 15) a Leggiano, il porto di Cerro (cod. 18) e il porto vecchio di Laveno (cod. 19) a Laveno-Mombello, il porto vecchio

“La Gabella” (cod. 30) a Maccagno con Pino e Veddasca e il cantiere nautico Giuseppe Botteselle (cod. 67) a Dormelletto.



*Figura 8.3. Area portuale ad alta criticità. Si osserva il denso tappeto di L. major che raggiunge quasi la superficie dell'acqua.*

Il problema dell'infestazione delle esotiche nelle aree portuali è ancora più accentuato quando quest'ultime sono localizzate in insenature poco profonde e protette del lago (baie o golfi), come per esempio il cantiere Motonautica Angerese (cod.5) e il Porto Asburgico (cod.6) nella piccola Baia di Angera, il cantiere nautico Piccalunga (cod. 4) nel golfo di Lisanza, il cantiere nautico Marina di Verbella (cod. 71) e Fauser (cod.72) nel Golfo di Sant'Anna e i cantieri nautici Solcio (cod. 62) nell'insenatura a Lesa. In queste aree portuali, nonostante vengano effettuate azioni di pulizia del fondale, la criticità permane. In queste zone, infatti, le specie aliene, come evidenziato in Figura 8.4, formano una grande fascia, densa e continua che le imbarcazioni in entrata e in uscita dalle aree portuali sono obbligate ad attraversare (Figura 8.5), favorendo così la loro propagazione. Le baie e i golfi sono altresì un luogo di rifugio per numerosi anatidi, anch'essi inconsapevolmente “sfruttati” dalle esotiche per diffondersi.



Figura 8.4. Dettaglio dell'infestazione delle esotiche invasive nel Golfo Sant'Anna ricavato dalla carta di distribuzione delle esotiche nel Lago Maggiore. Legenda: Verde acceso area invasa da *E. nuttallii*; verde pallido= area invasa da *L. major*.



Figura 8.5. Passaggio con la barca in area invasa da *E. nuttallii*, nella piccola baia di Angera (VA).

Situazioni critiche dovute all'eccessiva proliferazione di specie invasive possono interessare anche le aree "Camping", con conseguente impatto negativo sulle attività turistico-ricreative legate al nuoto, alla pesca con l'amo e alla navigazione (moto d'acqua, barca, canottaggio, ecc..) e al decoro delle spiagge (Figura 8.7). Il problema, analogamente a quanto detto per le aree portuali, è più accentuato nelle aree localizzate nelle insenature poco profonde e protette del lago (baie e golfi), come avviene nel caso dell'International Camping di Ispra (Figura 8.6).



Figura 8.6. Accumulo di *E. nuttallii* dopo ripulitura del fondale davanti all'International Camping Ispra.



Figura 8.7. Azioni di ripulitura delle rive del lago di fronte ad aree di campeggio.

## 9 CONCLUSIONI

Il presente lavoro ha evidenziato che la flora del Lago Maggiore risulta piuttosto povera di specie se relazionata all'intera fascia perilacuale e alla sua estensione lungo tutto il perimetro del lago. Sono state censite, infatti, 44 specie (39 piante superiori e 5 macroalghe), su una potenzialità stimata, in base ai censimenti storici reperiti in bibliografia, dal 1878 ad oggi, di 103 specie (94 piante vascolari e 9 piante inferiori). Tuttavia, considerando solo le macrofite più strettamente acquatiche rinvenute nella fascia litoranea, il Lago Maggiore risulta il primo lago in Lombardia e tra i primi d'Italia per numero di specie presenti. Nonostante ciò, sono solo 7 le specie che si rinvergono con più frequenza e abbondanza nel lago (esempio: *Potamogeton perfoliatus*, *Najas major*, *Potamogeton pusillus* e *Vallisneria spiralis*), mentre le altre sono poco comuni o rare, localizzate perlopiù in stazioni puntiformi e/o isolate e a rischio di estinzione. Ciò è dovuto soprattutto alla presenza delle specie esotiche invasive, che pur rappresentando solo il 10% delle specie presenti nel lago, sono capaci in breve tempo di ricoprire estese superfici sostituendosi alle specie native meno efficienti e rapide nell'acquisizione delle risorse (luce e nutrienti), nella crescita, nella riproduzione e nella colonizzazione di nuove aree. Nella loro strategia competitiva, inoltre, le specie esotiche modificano l'ambiente colonizzato a loro vantaggio, rendendolo inospitale ad eventuali altri competitori.

Il Lago Maggiore, tuttavia, racchiude ancora notevoli valenze naturalistico-ambientali meritevoli di conservazione e salvaguardia, come la presenza di 28 specie di pregio (specie protette o inserite nelle liste rosse delle specie a rischi di estinzione), quali ad esempio *Ceratophyllum demersum*, *Eleocharis acicularis*, *Gratiola officinalis*, *Hippuris vulgaris*, *Limniris pseudacorus*, *Littorella uniflora*, *Potamogeton nodosus*, *Ranunculus reptans*, *Ranunculus trichophyllus*, *Trapa natans*<sup>1</sup> e *Zannichellia palustris*, e di 3 Habitat di interesse comunitario che sono:

- l'HABITAT 3150 "Laghi eutrofici naturali con vegetazione del *Magnopotamion* o *Hydrocharition*".
- l'HABITAT 3140: Acque oligomesotrofe calcaree con vegetazione bentica di *Chara* spp.

---

<sup>1</sup> In passato (1876) era stato proposto il binomio *Trapa verbanensis* De Not. a cura di Romolo De Notaris, accolto nel Compendio della flora italiana dell'Arcangeli, ma è stato successivamente degradato a varietà dallo Jaggi che attribuì l'aborto delle corne mediane (le differenze rispetto a *T. natans* furono descritte nell'assenza delle corne mediane) all'influenza ambientale. In effetti, il Prof. Gibelli di Bologna, coltivandone a Modena, ha ottenuto frutti anche con una corna mediana (quindi frutti a volte con due a volte con tre corna) e il Mattiolo confermò l'esistenza anche in natura del terzo corno (nel lago si sono trovati frutti a volte con due, a volte con tre corni, mescolati con quelli a quattro corna; quindi tutte le gradazioni dell'aborto). Jaggi identificò, inoltre, tra campioni di *T. natans* già archiviati, esemplari con solo tre corna, provenienti dalla Francia, e talvolta con due, sebbene più raramente (M.D. Bois, 1887. Sur Le *Trapa verbanensis* De Not, Bulletin de la Société Botanique de France, 34:8, 453-454, DOI: 10.1080/00378941.1887.10830285). Leysser, Mertens, Koch (nella loro flora di Halle) e Boehling (nella sua flora tedesca), affermarono che i nativi di *Trapa* presentano talvolta frutti a due corna.

A oggi, in Italia esiste solo la specie *Trapa natans* L. (check-list Bartolucci *et al.*, 2018). Anche a livello internazionale, nei siti più o meno accreditati per la tassonomia delle piante, la varietà *verbanensis* non è citata.

La varietà *verbanensis* è citata nella "Nuova Flora Analitica d'Italia" (Fiori, 1923) e in una nota del Pignatti (1982; 2017), che però riporta "... ciascun lago sembra aver specializzato una popolazione autonoma".

La questione tassonomica in merito alla varietà *verbanensis* non è quindi risolta, anche se il carattere distintivo del frutto pare rientri nella variabilità della specie (Frey *et al.*, 2017).

La varietà è comunque una categoria tassonomica che non viene quasi mai utilizzata in lavori floristico-vegetazionali; forse è più utilizzata in quelli florovivaistici o più strettamente tassonomici. In questo progetto, fermo restando quanto detto sopra, non ci siamo soffermati a verificare i caratteri della varietà della specie.

- l'HABITAT 3130: Acque stagnanti, da oligotrofe a mesotrofe, con vegetazione dei Littorelletea uniflorae e/o degli Isoëto-Nanojuncetea.

Nel lago sono state rinvenute 4 specie esotiche: *Elodea canadensis*, *E. nuttallii*, *Lagarosiphon major*, ed *Egeria densa*, di cui solo le prime tre sono considerate invasive. Lo status di "invasive" per *Elodea canadensis*, *E. nuttallii* e *Lagarosiphon major* nel lago è confermato dal confronto dei dati e delle carte di distribuzione attuali delle esotiche con quelli riferiti al progetto ECORIVE (GOMARASCA & ROELLA, 2012), dove si è osservato come queste specie si siano diffuse lungo la linea di costa, più del doppio della distribuzione che avevano nel 2012. In pratica negli ultimi 5 anni, si è passati da 34 km a 87,4 km di linea di costa occupati da queste specie. Tra queste, *Elodea nuttallii* è la più invasiva, estendendosi sul 44% (72,5 km) della linea di costa ed essendo al primo posto tra le specie più rappresentative del lago; seguita da *Lagarosiphon major*, che si estende sul 17% (29 km) della linea di costa e occupa il terzo posto tra le specie più rappresentative del lago, e da *Elodea canadensis* che attualmente si estende sul 3% (5,4 km) della linea di costa. *E. nuttallii*, inoltre, tra le esotiche invasive, è anche quella che nel lago si diffonde alle maggiori profondità raggiungendo i 10 m.

Quanto osservato sul Lago Maggiore sembra non coincidere con quello che sta avvenendo nel resto d'Europa dove *Lagarosiphon major*, considerata più competitiva di *Elodea* spp. (CAFFREY & ACEVEDO 2008; JAMES ET AL., 1999; RATTRAY ET AL., 1994), sta sostituendo sia *Elodea nuttallii* che *Elodea canadensis* nei corpi idrici dove sono presenti entrambe (BRANQUART ET AL., 2010). Tuttavia, la dominanza attuale di *E. nuttallii* nel lago potrebbe rappresentare solo una fase di passaggio verso la supremazia di *Lagarosiphon major*.

Dall'osservazione dei dati storici di distribuzione delle specie esotiche dagli anni '50 ad oggi, si nota che nonostante il persistere della loro azione invasiva, le specie autoctone hanno sempre trovato il modo di sopravvivere; ad esempio allontanandosi dalle aree di maggior invasività e colonizzando aree generalmente sfavorevoli alla loro presenza, oppure formando delle comunità dense e continue difficilmente penetrabili e sostituibili. Questo comportamento è reso possibile dalle caratteristiche delle comunità di queste piante che, in virtù di una maggiore variabilità genetica dovuta alla riproduzione sessuale, sono più resistenti ai cambiamenti ambientali rispetto a quelle esotiche, formate da cloni di uno stesso individuo e, che potrebbero andare incontro ad estinzione (salvo che in futuro si venga a scoprire che nel lago anche le specie esotiche attuino la riproduzione sessuale).

Le esotiche invasive rappresentano chiaramente una grave minaccia sia per la conservazione delle specie e degli habitat di pregio presenti nel lago, sia perché sono la causa di danni economici alle attività portuali e turistico-ricreative.

Allo stato delle conoscenze attuali, il problema dell'invasione delle specie alloctone nel Lago Maggiore è impossibile da eliminare, almeno non in tempi brevi; tuttavia può essere contenuto e controllato con un'attenta gestione. Per questo è fondamentale, innanzitutto, "prevenire", per limitare nuovi ingressi di propaguli delle specie aliene nel lago, e in secondo luogo "ridurre al minimo la loro propagazione", che può realizzarsi intervenendo soprattutto nelle "aree portuali" e "camping" (in particolare nelle baie e nei golfi dove è maggiore l'attività turistico-ricreativa legata alla navigazione), facendo riferimento alla "carta delle criticità delle aree portuali" allegata in questo lavoro. È importante che gli interventi scelti siano tra quelli eco-sostenibili (per esempio l'utilizzo delle stuoie di juta o anche il taglio meccanico con lama a V seguito dalla raccolta dei propaguli), e che siano svolti al momento giusto, generalmente prima che la "criticità" diventi alta. Infine, la figura di un esperto botanico è indispensabile sia per la scelta dell'intervento più efficace da attuarsi, in relazione anche alla tutela delle specie e habitat di pregio presenti nel lago sia per valutarne i risultati.

## 10 BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2005. Qualità delle acque lacustri in Lombardia. 1°Rapporto Osservatorio dei Laghi Lombardi 2004 - Regione Lombardia, ARPA Lombardia e Fondazione Lombardia per l'ambiente.
- Aeschmann D., Lauber K., Moser D. M. & Theurillat J.-P., 2005. Flora alpina, Haupt Verlag, Bern.
- Anderberg A., 2005. *Elodea nuttallii*. Den virtuella floran. The Swedish Museum of Natural History, <http://linnaeus.nmr.se/flora/hydrocharita/elode/elodnut.html> Date of access: 32 2 april 2009.
- Andolaro F., Blasi C., Capula M., Celesti-Grappo L., Frattaroli A., Zerunian S., Baccetti N., Catullo G., Contini F., Pretto F., Rocco M., 2009. L'impatto delle specie aliene sugli ecosistemi: proposte di gestione - Esiti del tavolo tecnico - Verso la Strategia Nazionale per la Biodiversità – MATTM, DPN e WWF Italia.
- Assini S, Banfi E., Brusa G., Galasso G., Gariboldi L. & Guiggi A., 2010. La flora esotica lombarda. In: Banfi E. & Galasso G. (eds.) Museo di Storia Naturale di Milano, Milano.
- Auderset Joye D. & Schwarzer A., 2012. Lista Rossa Caracee. Specie minacciate in Svizzera, stato 2010. Ufficio federale dell'ambiente, Berna, e Laboratoire d'Ecologie et de Biologie Aquatique dell'Università di Ginevra. Pratica ambientale n.1213: 72.
- Baars J., Cotzee R, Martin G., Hill M. P., Caffrey J.M., 2010. Natural enemies from South Africa for biological control of *Lagarosiphon Major* (Ridl.) Moss & Wager. *Hydrobiologia* 656: 149-158.
- Bakker J. & Wilson S., 2001. Competitive abilities of introduced and native grasses. *Plant Ecol.* 157: 119–127.
- Balciunas J. K. & Center T. D., 1981. Preliminary host specificity tests of a Panamanian *Paraponyx* as a potential biological control agent for hydrilla. In Baars J., R, Cotzee, Martin G., Hill M. P., Caffrey J.M., 2010. Natural enemies from South Africa for biological control of *Lagarosiphon Major* (Ridl.) Moss & Wager. *Hydrobiologia* 656: 149-158.
- Balciunas J. K. & Burrows D. W., 1996. Distribution, abundance and field host-range of *Hydrellia balciunasi* Bock (Diptera: Ephydriidae) a biological control agent for the aquatic weed *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle. In Baars J., R, Cotzee, Martin G., Hill M. P., Caffrey J.M., 2010. Natural enemies from South Africa for biological control of *Lagarosiphon Major* (Ridl.) Moss & Wager. *Hydrobiologia* 656: 149-158.
- Banfi E. & Galasso G. (eds.), 2010. La flora esotica lombarda. Museo di Storia Naturale di Milano, Milano.
- Banfi E., Galasso G., Assini S., Brusa G. & Gariboldi L., 2009. Regional Experts: Lombardia. In: Celesti-Grappo L., Pretto F., Brundu G., Carli E. & Blasi C. (edit.): Contributo tematico alla Strategia Nazionale per la Biodiversità. Le invasioni di specie vegetali in Italia, an overview. Ministry for the Environment Land and Sea Protection, Nature Protection Directorate, Roma: 1-32 + CD-ROM.
- Banfi E., Galasso G., Assini S., Brusa G. & Gariboldi L., 2010. Lombardia. In: Celesti-Grappo L., Pretto F., Carli E. & Blasi C. (eds.). Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia. Casa Editrice Università La Sapienza, Roma: 35-42, 164-165, 181-207.
- Barrat-Segretain M.H. & Elger A., 2004. Experiments on growth interactions between two invasive macrophyte species. *Journal of Vegetation Science* 15: 109-114.
- Barrat-Segretain M.H., 1996. Strategies of reproduction, dispersion and competition in river plants: a review. *Vegetatio* 123: 13–37.
- Barrat-Segretain M.H., 2005. Competition between invasive and indigenous species: impact of spatial pattern and developmental stage. *Plant Ecology* 180: 153–160.

- Barrat-Segretain M.H., Elger A., Sagnes P. and Puijalon S., 2002. Comparison of three life-history traits of invasive *Elodea canadensis* Michx and *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St John. *Aquatic Botany* 74: 299-313.
- Bartolucci F, Peruzzi L., Galasso G., Albano A., Alessandrini A., Ardenghi N. M. G., Astuti G., Bacchetta G., Ballelli S., Banfi E., Barberis G., Bernardo L., Bouvet D., Bovio M., Cecchi L., Di Pietro R., Domina G., Fascetti, Fenu G., Festi F., Foggi B., Gallo L., Gottschlich G., Gubellini L., Iamónico D., Iberite M., Jiménez-Mejías P., Lattanzi E., Marchetti D., Martinetto E., Masin R. R., Medagli P., Passalacqua N. G., Peccenini S., Pennesi R., Pierini B., Poldini L., Prosser F., Raimondo F. M., Roma-Marzio, F., Rosati L., Santangelo A., Scoppola A., Scortegagna S., Selvaggi A., Selvi F., Soldano A., Stinca A., Wagensommer R. P., Wilhalm T. & Conti, F. 2018. An updated checklist of the vascular flora native to Italy, *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* 152: 179–303.
- Bazzichelli G. & Abdelahad N., 2009. *Flora analitica delle caroficee*. Editricesapienza, Roma.
- Bennett C.A. & Buckingham G. R., 2000. The herbivorous insect fauna of a submersed weed, *Hydrilla verticillata* (Alismatales: Hydrocharitaceae). In Baars J., R, Cotzee, Martin G., Hill M. P., Caffrey J.M., 2010. Natural enemies from South Africa for biological control of *Lagarosiphon Major* (Ridl.) Moss & Wager. *Hydrobiologia* 656: 149-158.
- Best E.P.H., Woltman, H. and Jacobs, F.H.H., 1996. Sediment-related growth limitations of *Elodea nuttallii* as indicated by a fertilization experiment. *Freshwater Biology* 36: 33-44.
- Bianco P. M., Bellucci V., Jacomini C. (eds), 2016. *Effetti del Glifosate sulla qualità ambientale e sugli organismi viventi - PI®-TECHNOLOGY ITALY, PI® P.ure SRL*
- Bilz M., Kell, S.P., Maxted, N. and Lansdown, R.V. 2011. *European Red List of Vascular Plants*. Luxembourg, Publications Office of the European Union.
- Biondi E., Blasi C., Burrascano S., Casavecchia S., Copiz R., Del Vico E., Galdenzi D., Gigante D., Lasen C., Spampinato G., Venanzoni R., Zivkovic L., 2009. *Manuale Italiano di interpretazione degli Habitat della Direttiva 92/43/CCE*. <http://vnr.unipg.it/habitat>
- 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.
- Bolpagni R., Longhi D. & Bartoli M., 2007. Relazioni tra macrofite e stato trofico in ambienti umidi perifluviali della Pianura Padana, *Studi Tren. Sci. Nat., Acta Biol.* 83: 145-150.
- Bornand C., Gygax A., Juillerat P., Jutzi M., Möhl A., Rometsch S., Sager L., Santiago H., Eggenberg S. 2016. *Lista Rossa Piante vascolari. Specie minacciate in Svizzera*. Ufficio federale dell'ambiente. Berna e Info Flora, Ginevra. *Pratica ambientale* 1621: 178
- Bowmer K. H., Mitchell D. S, and Short D. L., 1984. Biology of *Elodea canadensis* Michx' and its management in Australian irrigation systems. *Aquat. Bot.* 18: 231-238.
- Bowmer K.H., Jacobs S.W.L. and Sainty G.R., 1995. Identification, Biology and Management of *Elodea Canadensis*, Hydrocharitaceae, *J. Aquat. Plant. Manage.* 33: 13-19.
- Branquart E., Stiers I., Triest L., Vanderhoeven S., Van Landuyt W., Van Rossum F., Verloove F., 2010. *Elodea nuttallii* - Invasive species in Belgium, <http://ias.biodiversity.be/species/show/57>
- Branquart E., Stiers I., Triest L., Vanderhoeven S., Van Landuyt W., Van Rossum F., Verloove F., 2010a. *Elodea canadensis* - Invasive species in Belgium, <http://ias.biodiversity.be/species/show/56>

- Branquart E., Stiers I., Triest L., Vanderhoeven S., Van Landuyt W., Van Rossum F., Verloove F., 2013. *Egeria densa* - Invasive species in Belgium, <http://ias.biodiversity.be/species/show/54>
- Braun-Blanquet J., 1932. Plant sociology. McGraw Hill. Book Co., New York.
- Brusa G., 2016. *Littorella uniflora* - La flora Insubrica. [www.guidobrusa.info](http://www.guidobrusa.info)
- Brusa G., Cerabolini B.E.L., Dalle Fratte M., De Molli C., 2017. Protocollo operativo per il monitoraggio regionale degli habitat di interesse comunitario in Lombardia. Versione 1.1. Università degli Studi dell'Insubria – Fondazione Lombardia per L'ambiente, Osservatorio Regionale per la Biodiversità di Regione Lombardia.
- Bueno N.C., Prado J.F., Meurer T., Bicudo C., 2011. New Record of Chara (Chlorophyta, Characeae) for Subtropical Southern Brazil - Urbaniak.
- Bueno N.C., Prado J.F., Meurer T., Bicudo C., 2016. Nitella (Streptophyta, Characeae) from southern Brazil – Iheringia Série Botânica. Porto Allegre, 71(2): 132-154
- Buholzer S., Nobis M., Schoenenberger N., Rometsch S., 2014. Lista delle neofite invasive in Svizzera. Info Flora, il centro nazionale dei dati e delle informazioni sulla flora svizzera ([www.infoflora.ch](http://www.infoflora.ch)).
- Bull P.C., 1983. Aquatic birds of the lake and its surroundings. In: Howard-Williams C. & Davies J., 1988. The invasion of Lake Taupo by the submerged water weed *Lagarosiphon major* and its impact on the native flora. DSIR Science, New Zealand Journal of Ecology 11.
- Buzzi F. & Oggioni A., 2014. Protocollo di campionamento di macrofite acquatiche in ambiente lacustre. Metodi biologici per le acque superficiali interne. ISPRA, Manuali e Linee Guida 111/2014.
- CABI, 2018. *Egeria densa*. In: Compendio delle specie invasive. Wallingford, Regno Unito: CAB International. [www.cabi.org/isc](http://www.cabi.org/isc)
- Cabrera Walsh G., Mattioli F. & Anderson L. W. J., 2007. Impact of the natural enemies on the potential damage of *Hydrellia* sp. (Diptera: Ephydriidae) on *Egeria densa*. In Baars J., R, Cotzee, Martin G., Hill M. P., Caffrey J.M., 2010. Natural enemies from South Africa for biological control of *Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss & Wager. Hydrobiologia 656: 149-158.
- Caffrey J.M. & Acevedo S., 2007. Status and Management of *Lagarosiphon major* in Lough Corrib, 2007. Central Fisheries Board, Dublin, Ireland, pp. 119.
- Caffrey J.M. & Acevedo S., 2008. *Lagarosiphon major* in Lough Corrib – Management options. In: Moriarty C., Rosell R., Gargan P.(eds), Fish Stocks and their Environment. Institute of Fisheries Management, pp 85-97.
- Caffrey J.M., 1993a. Aquatic plant management in relation to Irish recreational fisheries development. Journal of Aquatic Plant Management 31: 162-168. doi: 10.1051/hydro:1993104
- Caffrey J.M., 1993b. Plant management as an integrated part of Ireland's aquatic resource. Hydroécologie Appliquée 5: 77-96.
- Caffrey J.M., 2013. "Management of *Lagarosiphon major* in Ireland's Great Western Lake Fisheries". RAFTS Perth, Scotland. 21st March 2013.
- Caffrey J.M., Millane M., Evers S., Moran H., Butler M., 2010. A novel approach to aquatic weed control and habitat restoration using biodegradable jute matting. Aquatic Invasions 5: 123-129.
- Caisova L. & Gabka M., 2009. Charophytes (Characeae, Charophyta) in the Czech Republic: taxonomy, autecology and distribution. Fottea 9: 1-43

Cappelletti C., 1976. Trattato di Botanica. Utet

Celesti-Gradow L., Alessandrini A., Arrigoni P.V., Assini S., Banfi E., Barni E., Bovio M., Brundu G., Cagiotti M.R., Camarda I., Carli E., Conti F., Del Guacchio E., Domina G., Fascetti S., Galasso G., Gubellini L., Lucchese F., Medagli P., Passalacqua N.G., Peccenini S., Poldini L., Pretto F., Prosser F., Vidali M., Viegi L., Villani M.C., Wilhalm T. & Blasi C., 2010. Non-native flora of Italy: Species distribution and threats. *Plant Biosystems* 144: 12–28.

Celesti-Gradow L., Alessandrini A., Arrigoni P.V., Banfi E., Bernardo L., Bovio M., Brundu G., Cagiotti M.R., Camarda I., Carli E., Conti F., Fascetti S., Galasso G., Gubellini L., La Valva V., Lucchese F., Marchiori S., Mazzola P., Peccenini S., Poldini L., Pretto F., Prosser F., Siniscalco C., Villani M.C., Viegi L., Wilhalm T. & Blasi C. 2009. Inventory of the non-native flora of Italy. *Plant Biosystems* 143: 386-430.

Celesti-Gradow L., Pretto F., Carli E., Blasi C. (eds). 2010b. Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia. Roma, Casa Editrice Università La Sapienza, 208 pp. Incluso CD-ROM allegato a: *Plant invasion in Italy - an overview*.

Centre for Aquatic Plant Management, 2004. Information Sheet 25: *Elodea nuttallii*, Nuttall's Pondweed. [www.nercallingford.ac.uk/research/capm/pdf/25%20Elodea%20nuttallii.pdf](http://www.nercallingford.ac.uk/research/capm/pdf/25%20Elodea%20nuttallii.pdf), date of access: 2009-04-22.

Clayton J.S. & Franklyn G., 2005. Assessment of the December 2004 - *Lagarosiphon major* control in Lake Wanaka. Internal report for the National Institute of Water and Atmospheric Research, New Zealand.

Clayton J.S., 1996. Aquatic weeds and their control in New Zealand lakes. In: Caffrey J.M. & Acevedo S., 2008. *Lagarosiphon major* in Lough Corrib – Management options. In: Moriarty C, Rosell R, Gargan P. (eds), *Fish Stocks and their Environment*. Institute of Fisheries Management, pp 85-97.

Coffey B.T., Wah C.K., 1988. Pressure inhibition of anchorage-root production in *Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss: a possible determinant of its depth range. *Aquatic Botany* 29: 289-301.

Conti F., Abbate G., Alessandrini A. & Blasi C., 2005 (eds.). An annotated checklist of the Italian vascular flora, Palombi Editore, Roma.

Conti F., Manzi A. & Pedrotti F., 1997 (eds.). Liste Rosse Regionali delle Piante d'Italia, WWF, Società Botanica Italia, Camerino.

Cook C.D.K., & Urmi-König K., 1985. A revision of the genus *Elodea* (Hydrocharitaceae); in Bowmer K.H., Jacobs S.W.L. and Sainty G.R., 1995. Identification, Biology and Management of *Elodea canadensis*, Hydrocharitaceae, *J. Aquat. Plant. Manage.* 33: 13-19.

Cook C.D.K., 1982. Pollination mechanisms in the Hydrocharitaceae. n: "Studies on Aquatic Vascular Plants", J-J Symoens, S.S. Hooper and P. Compere, eds, pp. 1-15, Royal Bot. Society of Belgium, Brussels.

Cooke G. D., Welch E.B., Peterson S.A. and Newroth P. R., 1986. Lake and reservoir restoration. In: Spicer K.W. & Catling P.M., 1988. The biology of Canadian weeds, 88. *Elodea canadensis* Michx. *Can. J. Plant Sci.* 68: 1035-1051.

Cross D. G., 1969. Aquatic weed control using Grass Carp. *J. Fish Biol.* 1: 27-30.

Csurhes S. & Edwards R., 1998. Potential Environmental Weeds in Australia: Candidate Species for Preventative Control. Environment Australia.

DAISIE, 2009. Handbook of Alien Species in Europe. *Invading nature: Springer series in invasion ecology* 3. 399 pp.

- Delarze R., Gonseth Y., Eggenberg S. & Vust M., 2015. Guide des milieux naturels de Suisse. Rossolis, Bussigny, 3e édition: 435 pp.
- Den Hartog C. & Segal S., 1964. A new classification of the water plant communities. Acta Bot. Neerl., Leiden, 13: 367-393.
- Desfayes M., 1995. Appunti floristici sulle acque del Trentino e territori e circostanti. Ann. Mus. Civ. Rovereto, Sez. Arch., St., Sc., nat., Rovereto, 10: 223-248.
- Di Nino F., Muller S., Thiébaud G., 2005. Response of *Elodea Nuttallii* (Planch.) H. St. John to manual harvesting in the north-east of France: in Josefsson, M., 2011 - NOBANIS - Invasive Species Fact Sheet – *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii* and *Elodea callitrichoides* – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org, Date of access 19/05/2018.
- Diba N.J., Naz S., & Azam SMGG., 2012. *Chara contraria* Braun ex Kütz. (Characeae): A new record for Bangladesh, Algological Studies 141, pp. 3-9.
- Eakin H.L. & Barko J.W., 1995. Evaluation of the effect of benthic barrier placement on sediment physical and chemical conditions. In: Caffrey J.M., Millane M., Evers S., Moran H., Butler M., 2010 - A novel approach to aquatic weed control and habitat restoration using biodegradable jute matting. Aquatic Invasions 5: 123-129.
- Erhard D. & Gross E. M., 2006. Allelopathic activity of *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii* against epiphytes and phytoplankton. Aquatic Botany 85: 203-2011.
- Espinosa-Rodríguez C. A., Valencia-del Toro G., Sarma S.S.S., Nandini S., 2016. Allelopathic activity and chemical analysis of crude extracts from the macrophyte *Egeria densa* on selected phytoplankton species. International Allelopathy Foundation, Rohtak, India. Allelopathy Journal 37: 147-160.
- Fowler M. C. & Robson T. O., 1978. The effects of the food preferences and stocking rates of Grass Carp (*Ctenopharyngodon idella* Val.) on mixed plant communities. Aquatic Bot. 5: 261-276.
- Galasso G. & Banfi E., 2009. Lombardy, the Italian region invaded most. In: A thematic contribution to the National Biodiversity Strategy. Plant invasion in Italy, an overview. Celesti-Grappo L., Pretto F., Brundu G., Carli E. & Blasi C. (eds). Ministry for the Environment, Land and Sea Protection, Nature Protection Directorate, Rome: 13.
- Galasso G., Conti F., Peruzzi L., Ardenghi N. M. G., Banfi E., Celesti-Grappo L., Albano A., Alessandrini A., Bacchetta G., Ballelli S., Bandini Mazzanti M., Barberis G., Bernardo L., Blasi C., Bouvet D., Bovio M., Cecchi L., Del Guacchio E., Domina G., Fascetti S., Gallo L., Gubellini L., Guiggi A., Iamónico D., Iberite M., Jiménez-Mejías P., Lattanzi E., Marchetti D., Martinetto E., Masin R. R., Medagli P., Passalacqua N. G., Peccenini S., Pennesi R., Pierini B., Podda L., Poldini L., Prosser F., Raimondo F. M., Roma-Marzio, F., Rosati L., Santangelo A., Scoppola A., Scortegagna S., Selvaggi A., Selvi F., Soldano A., Stinca A., Wagensommer R. P., Wilhelm T. & Bartolucci F. 2018. An updated checklist of the vascular flora alien to Italy, Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology, DOI: 10.1080/11263504.2018.1441197
- García-Murillo P., 2010. Potamogeton L. In: Talavera S., Gallego M.J., Romero Zarco C., & Herrero A. (Eds.) – Flora Iberica. Vol. 17. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid, pp. 64-85.
- Gariboldi L., 2008. Aspetti floristici e vegetazionali dell'area umida in Località Lavorascio. Relazione (Inedita).
- Gariboldi L., Gomasasca S., Beghi A., Pandolfi F., Roella V. e Genoni P., 2017. *Elodea nuttallii* (Planch.) H.St.John (Hydrocharitaceae), Pagine Botaniche, MSNM.

- Ghazala B., Naila B., Shameel M., Shahzad S. and Leghari S.M., 2004. Phycochemistry and bioactivity of two stonewort algae (Charophyta) of Sindh.
- Giacomini V., 1950. Contributo alla conoscenza della flora lombarda (con osservazioni sistematiche e fitogeografiche). Atti Ist. Bot. Univ. Lab. Critt. Pavia, 9: 129-188.
- Gledhill D., 2002. The names of plants. Third edition, Cambridge University Press.
- Global Invasive Species Database (GISD) 2015. Species profile *Lagarosiphon major*. Available from: <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=403> [Accessed 19 May 2018]
- Gollasch S., 2006. *Elodea canadensis* - DAISIE, European Invasive Alien Species Gateway [23 February 2011] [www.europe-alliens.org/pdf/Elodea\\_canadensis.pdf](http://www.europe-alliens.org/pdf/Elodea_canadensis.pdf).
- Gomarasca S. & Roella V., 2012. Ecomorfologia rive delle acque comuni - Campagna 2012 – Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere e Agenzia Regionale per la Protezione dell’Ambiente della Lombardia Dipartimento di Varese. ARPA Dipartimento di Varese.
- Gommes R., 1976-77. Etude ecologique des metaux lourdes chez les hydrophytes macrophytes des bassin meridionaux du Lac Majeur (Italie): in Guilizzoni P., Galanti G., Muntau H., 1989 – The aquatic macrophytes of Lake Maggiore species composition, spatial distribution and heavy metal concentrations in tissue. – Mem.Ist.Ital. Idrobiol. 46: 235-260.
- Govaerts R., 2018 (eds.). For a full list of reviewers see <http://apps.kew.org/wcsp/compilersReviewers.do> 2018 - WCSP: World Checklist of Selected Plant Families (version Aug 2017). In: Roskov Y., Abucay L., Orrell T., Nicolson D., Bailly N., Kirk P.M., Bourgoin T., DeWalt R.E., Decock W., De Wever A., Nieukerken E. van, Zarucchi J., Penev L., eds. (2018). Species 2000 & ITIS Catalogue of Life, 28 th March 2018. Digital resource at [www.catalogueoflife.org/col](http://www.catalogueoflife.org/col). Species 2000: Naturalis, Leiden, the Netherlands.
- Guilizzoni P., Galanti G. e Muntau H., 1989. The aquatic macrophytes of Lake Maggiore species composition, spatial distribution and heavy metal concentrations in tissue. Mem.Ist.Ital. Idrobiol. 46: 235-260.
- Hofstra D. E. & Clayton J. S. 2001. “Evaluation of Selected Herbicides for the Control of Exotic Submerged Weeds in New Zealand: I. The Use of Endothall, Triclopyr and Dichlobenil”. J. Aquat. Plant Manage, 39: 20-24.
- Howard-Williams C. & Davies J., 1988. The invasion of Lake Taupo by the submerged water weed *Lagarosiphon major* and its impact on the native flora. DSIR Science, New Zealand Journal of Ecology 11.
- Info Flora, 2013. *Elodea nuttallii*, *E. canadensis* – Centro nazionale dei dati e delle informazioni sulla flora svizzera, [www.infoflora.ch](http://www.infoflora.ch)
- IPANE, 2018. *Egeria densa* - The University of Georgia - Centro per le specie invasive e la salute degli ecosistemi - [https://www.eddmaps.org/ipane/ipanespecies/aquatics/Egeria\\_densa.htm](https://www.eddmaps.org/ipane/ipanespecies/aquatics/Egeria_densa.htm)
- ISPRA, 2011. Sostanze prioritarie per il monitoraggio dei prodotti fitosanitari nelle acque - aggiornamento 2011, Manuali e Linee Guida 74/2011.
- ISPRA, 2016. Rapporto nazionale pesticidi nelle acque dati 2013-2014. Rapporti, 244/2016.
- Iwan Jones J., Eaton J. W., Hardwick K., 1993. Physiological Plasticity in *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John. J. Aquat. Plant Manage 31: 88-94.
- James C.S., Eaton J.W., Hardwick K., 1999. Competition between three submerged macrophytes, *Elodea canadensis* Michx, *Elodea nuttallii* (Planch.) St John and *Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss. Hydrobiologia 415: 35-40.

- Johnson R.L. & B. Blossey, 2002. Eurasian watermilfoil: in Baars J., R. Cotzee, Martin G., Hill M. P., Caffrey J.M., 2010. Natural enemies from South Africa for biological control of *Lagarosiphon Major* (Ridl.) Moss & Wager. *Hydrobiologia* 656: 149-158.
- Josefsson M., 2011. NOBANIS - Invasive Species Fact Sheet – *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii* and *Elodea callitrichoides* – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org), Date of access 19/05/2018.
- Kaplan Z. & Štěpánek J., 2003. Genetic variation within and between populations of *Potamogeton pusillus* agg. *Plant Syst. Evol.* 239: 95-112.
- Kaplan Z. & Wiegleb G., 1998. An Account of the Species of *Potamogeton* L. (Potamogetonaceae). *Folia Geobotanica* 33: 241-316.
- Kaplan Z., 2002. Phenotypic Plasticity in Potamogeton (Potamogetonaceae). Institute of Botany, Academy of Sciences of the Czech Republic.
- Kaplan Z., 2008. A Taxonomic Revision of *Stuckenia* (Potamogetonaceae) in Asia, with Notes on the Diversity and Variation of the genus on a Worldwide Scale. Institute of Botany, Academy of Sciences of the Czech Republic.
- Kasselman, C., 1995. Aquarienpflanzen: in Ramey V, 2001. *Lagarosiphon major* – Università della Florida / IFAS Center for Aquatic and Invasive Plants – website: <https://plants.ifas.ufl.edu/plant-directory/lagarosiphon-major/90/>
- Klinkenberg B., 2017. E-Flora BC: Atlante elettronico delle piante della British Columbia [eflora.bc.ca]. Laboratorio di Analisi Spaziale Avanzata, Dipartimento di Geografia, Università della British Columbia, Vancouver.
- Lafontaine R.-M., Beudels-Jamar R.C., Delsinne T., Robert H., 2013. Risk analysis of the Curly Waterweed *Lagarosiphon major* (Ridley) Moss. - Risk analysis report of non-native organisms in Belgium from the Royal Belgian Institute of Natural Sciences for the Federal Public Service Health, Food chain safety and Environment. 57 pp.
- Landolt E., 1977. Okologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora, Veeoffentlichungen des Geobotan. Inst. der eidg. Techn. Hochschule Rubel Zurich.
- Landolt E., Bäumler B., Ehrhardt A., Hegg. O., Klötzli F., Lämmli W., Nobis M., Rudmann-maurer K., Schweingruber F.H., Theurillat J.-P., Urmi E., Vust M., Wohlgemuth T., 2010. Flora indicativa. Ecological indicator values and biological attributes of the flora of Switzerland and the Alps. Haupt, Bern.
- Larson D. 2003. Predicting the threats to ecosystem function and economy of alien vascular plants in freshwater environments, SLU, Rapport 2003: 7.
- Larson D. & Willén E., 2006. Främmande och invasionsbelägna arter i Sverige: in Josefsson, M., 2011 - NOBANIS - Invasive Species Fact Sheet – *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii* and *Elodea callitrichoides* – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org), Date of access 19/05/2018.
- Lechowicz, M.J. & Adams M.S., 1975. A note on aquatic macrophytes in Lake Maggiore. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 32: 49-55.
- Ludovisi A., Pandolfi P. & Taticchi, 2004. A proposed framework for the identification of habitat utilization patterns of macrophytes in River Po catchment basin lake (Italy). *Hydrobiologia* 523: 87-101.

- Macchi P., 2005. La flora della provincia di Varese. Catalogo delle piante vascolari – Provincia di Varese.
- Martin G.D., Coetzee J-A, 2014. Competition Competition between two aquatic macrophytes, *Lagarosiphon major* (Ridley) Moss (Hydrocharitaceae) and *Myriophyllum spicatum* Linnaeus (Haloragaceae) as influenced by substrate sediment and nutrients. Aquatic Botany 114: 1– 11.
- Martini F., Bona E., Federici G., Fenaroli F. & Perico G., 2012. Flora vascolare della Lombardia centro-orientale. 1 Parte generale. Trieste: Ed. LINT.
- Mason R. 1964. Identificazione di piante acquatiche in Nuova Zelanda. Pagine 229-250 in Atti del 17 New Zealand Weed and Pest Control Conference.
- McConnachie A. J., Hill M. P. & Byrne M. J., 2004. Field assessment of a frond-feeding weevil, a successful biological control agent of red waterfern, *Azolla filiculoides*, in southern Africa. Biological Control 29: 326–331.
- McGregor P. G. & Gourlay H., 2002. Assessing the prospects for biological control of *Lagarosiphon major* (Hydrocharitaceae). DOC Science Internal Series 57. Department of Conservation, Wellington: 14 pp.
- Mielecki M. & Peiczynska E., 2005. The influence of fragmentation on the growth of *Elodea canadensis* Michx. in different light conditions. Polish Journal of Ecology 53: 155-164.
- Morabito G., 2009. Gestione e recupero degli ecosistemi lacustri – PaneLE2 - Scienza dell’Ambiente – Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, CNR.
- Morabito G., 2016. Ricerche sull’evoluzione del Lago Maggiore, Aspetti Limnologici. CIP AIS, Programma triennale 2016-2018.
- National Heritage Trust., 2003. *Lagarosiphon (Lagarosiphon major)* Guida alla gestione delle infestanti. Dipartimento Ambiente e Patrimonio e CRC per Australian Weed Management.
- Nault M.E. & Mikulyuk A., 2009. “African *Elodea (Lagarosiphon major)* A Technical Review of Distribution, Ecology, Impacts, and Management”. Wisconsin Dept. of Natural Resources PUB-SS1050, Madison, Wisconsin, USA.
- O’Grady MF., Kelly M., O’Reilly S., 2009. Brown trout in Ireland. Irish Freshwater Fisheries Ecology and Management Series: Number 6. In: Caffrey JM., Millane M., Evers S., Moran H., Butler M., 2010 - A novel approach to aquatic weed control and habitat restoration using biodegradable jute matting. Aquatic Invasions 5: 123-129
- Oggioni A., 2010. PALMa, Piante Acquatiche Lago Maggiore – CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi.
- Osservatorio Regionale Biodiversità, 2018. Scheda *Lagarosiphon major* (Ridley) Moss – peste d’acqua arriccata. [www.biodiversità.lombardia.it](http://www.biodiversità.lombardia.it) (pdf. gennaio, 2018)
- Parochetti J., Arsenovic M., Getsinger K., Stubbs D., Haller W., 2008. Addressing the need for herbicides for aquaticweeds in irrigation water in the US. Outlooks on Pest Management, June 2008.
- Pignatti S., 1980. Reflections on the phytosociological approach and the epistemological basis of vegetation science. Vegetatio 42: 181-185.
- Pignatti S., 1982. Flora d’Italia. Edagricole, Bologna.
- Pignatti S., 1994. Ecologia del paesaggio. Utet, Torino.
- Pignatti S., 2017. Flora d’Italia vol. I. Edagricole, Bologna.
- Pirola A., 1970. Elementi di fitosociologia, Ed. Clueb, Bologna.

- Preston C.D., 1995. Pondweeds of Great Britain and Ireland. BSBI Handbook No 8.
- Ramey V., 2001. *Lagarosiphon major* – Università della Florida / IFAS Center for Aquatic and Invasive Plants – website: <https://plants.ifas.ufl.edu/plant-directory/lagarosiphon-major/90/>
- Ratray MR, Howard-Williams C., Brown JMA., 1991. The photosynthetic and growth rate responses of two freshwater angiosperms in lakes of different trophic status: Responses to light and dissolved inorganic carbon. *Freshwater Biology* 25: 399-407.
- Ratray MR, Howard-Williams C., Brown JMA., 1994. Rates of early growth of propagules of *Lagarosiphon major* and *Myriophyllum triphyllum* in lakes of differing trophic status. *New Zealand J. Marine Freshwater Res.* 28: 235-241
- Regione Lombardia, 2010. Flora e piccola fauna protette in Lombardia. CFA della Regione Lombardia.
- Regione Piemonte, 2017. D.G.R. 12 giugno 2017, n. 33-5174 - Aggiornamento degli elenchi delle specie vegetali esotiche invasive del Piemonte approvati con DGR 23-2975 del 29 febbraio 2016 e approvazione del documento "Linee Guida per la gestione e controllo delle specie esotiche vegetali nell'ambito di cantieri con movimenti terra e interventi di recupero e ripristino ambientale". Bollettino Ufficiale n. 26 del 29/06/2017.
- RLCN 2013. 9.3.1.1.1 Regolamento della legge cantonale sulla protezione della natura. <https://m3.ti.ch/CAN/RLleggi/public/index.php/raccolta-leggi/idLegge/1884>
- Roella V. & Elvio F., 2011. Ecomorfologia rive delle acque comuni – Campagna 2011 - Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere e Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente della Lombardia Dipartimento di Varese. ARPA Dipartimento di Varese.
- Rolland T., 1995. Approche écophysiological du rôle de l'azote ammoniacal dans la répartition de deux macrophytes aquatiques, *Elodea canadensis* Michx. et *Elodea nuttallii* St. John. Impact sur l'Activité Nitrate Reductase et l'Activité Photosynthétique: in Thèse de Doct., Strasbourg, 1-303.
- Rolland T., Robach F., Tremolieres M., Dester S., 1995. L'Activité Nitrate Réductase chez les plantes aquatiques: un outil biologique du suivi de la contamination ammoniacale. In *Marqueurs biologiques de Pollution*, 21-22 septembre 1995, Chinon, 189-199.
- Rossi G., Montagnani C., Gargano D., Peruzzi L., Abeli T., Ravera S., Cogoni A., Fenu G., Magrini S., Gennai M., Foggi B., Wagensommer R.P., Venturella G., Blasi C., Raimondo F.M., Orsenigo S. (Eds.), 2013. Lista Rossa della Flora Italiana. 1. Policy Species e altre specie minacciate. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.
- Rowe D.K. & Schipper C.M., 1985. An assessment of the impact of grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) in New Zealand waters. N.Z. Ministry of Agriculture and Fisheries Environmental Report 58: 1-177.
- Sakayama H., Kasai F., Watanabe M.M., Kawachi M., Shigyo M., Nishihiro J., Washitani I., Krienitz L. and Motomi I., 2009. Taxonomic reexamination of *Chara globularis* (Charales, Charophyceae) from Japan based on oospore morphology and rbcL gene sequences, and the description of *C. leptospora* sp. Nov. – *J. Phycol.* 45, 917-927.
- Sand-Jensen K., 2000. An introduced vascular plant – the Canadian waterweed (*Elodea canadensis*). In: Weidema, I. (ed.). 2000 Introduced species in the Nordic countries. NordTema 2000: 13 pp. 96-100.
- Schmieder K., 1998. Submerse Makrophyten der Litoralzone des Bodensees 1993 im Vergleich mit 1978 und 1967: in Erhard D., Gross E. M., 2006. Allelopathic activity of *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii* against epiphytes and phytoplankton. *Aquatic Botany* 85: 203-2011.

- Schoenenberger N., Röthlisberger J. e Carraro G., 2014. La flora esotica del Cantone Ticino (Svizzera), Bollettino della Società ticinese di scienze naturali 102: 13-30.
- Schutz L.J.C., 2007. Insect communities associated with three submerged aquatic macrophytes, with emphasis on the phytophagous species. MSc. In Baars J., R, Cotzee, Martin G., Hill M. P., Caffrey J.M., 2010. Natural enemies from South Africa for biological control of *Lagarosiphon Major* (Ridl.) Moss & Wager. Hydrobiologia 656: 149-158.
- Schwarz AM, oward-Willimas C., 1993. Aquatic weed-bed structure and photosynthesis in two New Zealand lakes. Aquatic Bot. 46: 263-281.
- Scoppola A. & Spampinato G., 2005. Atlante delle specie a rischio di estinzione, CD a cura di: Min. Amb. E Tut. Del Territorio, DPN Dir. Prot. Natura.
- Segretariato tecnico CIP AIS, 2016. Pannello di controllo del Lago Maggiore, 2016 – Commissione Internazionale Per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere, Torino.
- Selvaggi A., Soldano A., Pascale M., Dellavedova R. (EDS.) 2016. Note floristiche Piemontesi n. 706-773. Rivista piemontese di Storia Naturale 37: 327-363.
- Sheppard A. W., Shaw R. H. & Sforza R., 2005. Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: a review of opportunities, regulations and other barriers to adoption. Weeds Research 46: 93–117.
- Simpson D.A., 1988. Phenotypic plasticity of *Elodea nuttallii* (Planch.) H.St.Jonh and *Elodea canadensis* in the British Isles, Watsonia, London, 17: 121-132.
- Simpson D.A., 1990. Displacement of *Elodea canadensis* Michx by *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St John in the British Isles. Watsonia 18: 173–177.
- Spicer K.W. & Catling P.M., 1988. The biology of Canadian weeds, 88. *Elodea canadensis* Michx. Can. J. Plant Sci. 68: 1035-1051.
- Stace C., 2010. New Flora of the British Isles. Third Edition. Cambridge University Press.
- Strickland R.R., Harding J.S., Shearer K.A., 2000. Biology of Lake Dunstan. Prepared for Contact Energy Ltd. Cawthron Report No. 563.
- Symoens J.J., Triest L., 1983. Monograph of the African genus *Lagarosiphon Harvey* (Hydrocharitaceae). Bull. Jard. Bot. Nat. 53: 441-488.
- The University of Queensland, 2011. *Lagarosiphon major* Fact Sheet. Special edition of Environmental Weeds of Australia for Biosecurity Queensland.
- Thiébaud G., Gillard M., Deleu C., 2016. Growth, regeneration and colonisation of *Egeria densa* fragments: the effect of autumn temperature increases. Springer, Dordrecht, Netherlands, Aquatic Ecology, 50, 2, pp 175-185.
- Thiébaud G., Rolland T., Robach F., Tremolieres M., Muller S., 1997. Quelques consequences de l'introduction de deux especes de macrophytes, *Elodea Canadensis* Michaux et *Elodea nuttallii* St. John, dans les ecosystems a quatiques continentaux: exemple de la plaine d'Alsace et des Vosges du Nord (Nord-Est de la France). Bull. Fr. Pêche Piscic. 344/345: 441 -452.
- Tison J.-M., De Foucault B. (cords), 2014. Flora Gallica. Flore de France. Biotope, Mèze: 1: 196 p.
- Tutin T. G., Heywood V. H., Burges N. A., Moore D. M., Valentine D. H., Walters S. M. & Webb D. A., 1980. Flora Europaea, 1 ed. Cambridge University Press, Cambridge, 5 (Alismataceae-Orchidaceae).

- UFAM, 2011. Lista delle specie prioritarie a livello nazionale. Specie prioritarie per la conservazione e la promozione nazionale, stato 2010. Ufficio federale dell'ambiente. Berna. Pratica ambientale n. 1103: 132 pp.
- Uotila P., 2009. Hydrocharitaceae – In: Euro+Med Plantbase - the information resource for Euro-Mediterranean plant diversity.
- Urbaniak J., Gabka M., 2014. Polish Charophytes – An illustrated Guide to Identification. UWP, Wroclaw.
- Ussery TA, Eakin HL, Payne BS, Miller AC., Barko JW, 1997. Effects of benthic barriers on aquatic habitat conditions and macroinvertebrate communities. Journal of Aquatic Plant Management 39: 69-73.
- Van der Weyer K. & Schmidt C., 2007. Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz del Landes Brandenburg.
- Vöge M., 1994. Tauchbeobachtungen in Siedlungsgewässern von *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John. Tuexenia 14: 335-342.
- Erhard. D., Gross E. M., 2006. Allelopathic activity of *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii* against epiphytes and phytoplankton. Aquatic Botany 85: 203-2011.
- Wager V.A., 1927. The structure and life history of the South African Lagarosiphons. Transactions of the Royal Society of South Africa 16: 191-212.
- Wisconsin Department of Natural Resources, 2012. Endothall Chemical Fact Sheet, <http://dnr.wi.gov/lakes/plants/factsheets/EndothallFactsheet.pdf>
- Woodfield R., 2006. Invasive seaweed threatens California's coastline-an update. Ballast Exc. 6: 10- 11.

#### **Siti internet consultati**

- Wikipedia.org  
www.actaplantarum.org  
www.algaebase.org  
www.biodiversita.lombardia.it  
www.europe-aliens.org;  
www.info flora.ch;  
www.regione.piemonte.it/ambiente/tutela\_amb/spec\_bot.pdf-esoticheinvasive.htm)

## Allegato A. Lista delle specie rinvenute nel Lago Maggiore in base ai censimenti floristici degli ultimi 139 anni

L'elenco floristico sotto riportato è aggiornato anche con i dati dell'ultimo censimento eseguito nel presente progetto (Tabella 3.2; Tabella 3.3).

Tabella A.1. Lista delle specie rinvenute nel Lago Maggiore dal 1878 al 2017. Nota: nella lista floristica sopra riportata sono state omesse tutte le specie di dubbia determinazione o con indicazioni generiche, come ad esempio *Callitriche sp.*, *Sparganium cf. minimum*, *Typha sp.*, *Chara sp.* e *Ranunculus spp.*, rinvenute nei vari lavori presi in considerazione. Le specie esotiche sono evidenziate con il colore rosso.

Genere-Specie	Sinonimo	Famiglia	1878-1950	1951-2000	2001-2017
<i>Alisma lanceolatum</i> With.		ALISMATACEAE		X	
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.		ALISMATACEAE		X	
<i>Baldellia ranunculoides</i> (L.) Parl.		ALISMATACEAE		X	
<i>Lemna gibba</i> L.		ARACEAE		X	
<i>Lemna minor</i> L.		ARACEAE		X	X
<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid.		ARACEAE			X
<b><i>Impatiens glandulifera</i> Royle</b>		BALSAMINACEAE		X	
<i>Myosotis laxa</i> Lehm. subsp. <i>cespitosa</i> (Schultz) Hyl. ex Nordh.	<i>Myosotis cespitosa</i> Schultz	BORAGINACEAE		X	
<i>Nasturtium officinale</i> R.Br.		BRASSICACEAE		X	
<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser		BRASSICACEAE		X	X
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.		CERATOPHYLLACEAE	X	X	X
<i>Ceratophyllum submersum</i> L.		CERATOPHYLLACEAE		X	
<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.		CYPERACEAE			X
<i>Carex elata</i> All. subsp. <i>elata</i>		CYPERACEAE			X
<i>Carex pseudocyperus</i> L.		CYPERACEAE		X	X
<i>Cyperus fuscus</i> L.		CYPERACEAE			X
<i>Cyperus michelianus</i> (L.) Delile		CYPERACEAE			X
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. & Schult.		CYPERACEAE		X	X
<b><i>Eleocharis atropurpurea</i> (Retz.) J.Presl &amp; C.Presl</b>		CYPERACEAE		X	
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. & Schult. subsp. <i>palustris</i>		CYPERACEAE		X	
<i>Eleocharis uniglumis</i> (Link) Schult.		CYPERACEAE		X	
<i>Fimbristylis annua</i> (All.) R. & S.	<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	CYPERACEAE	X		
<i>Schoenoplectiella supina</i> (L.) Lye	<i>Schoenoplectus supinus</i> (L.) Palla; <i>Cyperus supinus</i> (L.) Missbach & E.H.L. Krause	CYPERACEAE		X	X
<i>Schoenoplectiella mucronata</i> (L.) J.Jung & H.K.Choi	<i>Schoenoplectus mucronatus</i> (L.) Palla	CYPERACEAE		X	
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	<i>Scirpus lacustris</i> L.	CYPERACEAE		X	X
<i>Schoenoplectus triqueter</i> (L.) Palla		CYPERACEAE		X	
<i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják	<i>Scirpus holoschoenus</i> L.; <i>Holoschoenus australis</i> (L.) Rchb.	CYPERACEAE			X

Genere-Specie	Sinonimo	Famiglia	1878-1950	1951-2000	2001-2017
<i>Elatine hexandra</i> (Lapierre) DC.		ELATINACEAE		X	X
<i>Elatine hydropiper</i> L.		ELATINACEAE	X	X	X
<i>Equisetum palustre</i> L.		EQUISETACEAE		X	
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DC.		HALORAGACEAE		X	
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.		HALORAGACEAE	X	X	X
<i>Myriophyllum verticillatum</i> L.		HALORAGACEAE		X	
<b><i>Egeria densa</i> Planch.</b>	<i>Elodea densa</i> (Planch.) Caspary	HYDROCHARITACEAE	X	X	X
<b><i>Elodea canadensis</i> Michx.</b>		HYDROCHARITACEAE	X	X	X
<b><i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) H.St.John</b>		HYDROCHARITACEAE			X
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.		HYDROCHARITACEAE		X	
<b><i>Lagarosiphon major</i> (Ridl.) Moss</b>		HYDROCHARITACEAE	X	X	X
<i>Najas major</i> All.	<i>Najas marina</i> auct., non L.; <i>Najas marina</i> var. <i>intermedia</i> (Wolfg. ex Gorski) Rendle	HYDROCHARITACEAE	X	X	X
<i>Najas minor</i> All.		HYDROCHARITACEAE			X
<i>Vallisneria spiralis</i> L.		HYDROCHARITACEAE		X	X
<i>Limniris pseudacorus</i> (L.) Fuss	<i>Iris pseudacorus</i> L.	IRIDACEAE		X	X
<i>Isoetes echinospora</i> Durieu		ISOETACEAE	X	X	
<i>Juncus capitatus</i> Weigel		JUNCACEAE		X	
<i>Juncus effusus</i> L.		JUNCACEAE		X	
<i>Lycopus europaeus</i> L.		LAMIACEAE			X
<i>Utricularia vulgaris</i> L.		LENTIBULARIACEAE		X	
<b><i>Lindernia dubia</i> (L.) Pennell</b>		LINDERNIACEAE			X
<i>Lindernia procumbens</i> (Krocker) Philcox	<i>Lindernia palustris</i> Hartmann; <i>Lindernia pyxidaria</i> All.	LINDERNIACEAE		X	
<i>Lythrum salicaria</i> L.		LYTHRACEAE			X
<i>Trapa natans</i> L.		LYTHRACEAE	X	X	X
<i>Nymphoides peltata</i> (Gmelin) O. Kuntze		MENYANTHACEAE		X	
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm.		NYMPHACEAE		X	
<i>Nymphaea alba</i> L.		NYMPHACEAE		X	
<i>Ludwigia palustris</i> (L.) Elliott		ONAGRACEAE		X	
<i>Callitriche brutia</i> Petagna	<i>Callitriche hamulata</i> Kuetz.; <i>Callitriche pedunculata</i> D.C.	PLANTAGINACEAE	X	X	
<i>Callitriche cophocarpa</i> Sendtn.		PLANTAGINACEAE	X	X	
<i>Callitriche obtusangula</i> Le Gall		PLANTAGINACEAE		X	
<i>Callitriche stagnalis</i> Scop.		PLANTAGINACEAE		X	
<i>Gratiola officinalis</i> L.		PLANTAGINACEAE			X
<i>Hippuris vulgaris</i> L.		PLANTAGINACEAE		X	X
<i>Littorella uniflora</i> (L.) Asch.	<i>Littorella lacustris</i> L.	PLANTAGINACEAE	X	X	X
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L. subsp. <i>anagallis-aquatica</i>		PLANTAGINACEAE		X	
<i>Veronica beccabunga</i> L.		PLANTAGINACEAE		X	
<i>Phalaris arundinacea</i> L. subsp. <i>arundinacea</i>	<i>Phalarioides arundinacea</i> L.; <i>Typhoides arundinacea</i> (L.) Moench	POACEAE		X	X

Genere-Specie	Sinonimo	Famiglia	1878-1950	1951-2000	2001-2017
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud. subsp. <i>australis</i>		POACEAE		X	X
<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Delarbre	<i>Polygonum amphibia</i> L.	POLYGONACEAE		X	
<i>Persicaria maculosa</i> Gray	<i>Polygonum persicaria</i> L.	POLYGONACEAE		X	
<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.		POTAMOGETONACEAE		X	
<i>Potamogeton berchtoldii</i> Fieber		POTAMOGETONACEAE		X	X
<i>Potamogeton crispus</i> L.		POTAMOGETONACEAE	X	X	X
<i>Potamogeton lucens</i> L.		POTAMOGETONACEAE		X	X
<i>Potamogeton natans</i> L.		POTAMOGETONACEAE		X	
<i>Potamogeton nodosus</i> Poir.		POTAMOGETONACEAE		X	X
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.		POTAMOGETONACEAE	X	X	X
<i>Potamogeton pusillus</i> L.	<i>Potamogeton panormitanus</i> Biv.	POTAMOGETONACEAE	X	X	X
<i>Potamogeton trichoides</i> Cham. Et Schl.		POTAMOGETONACEAE			X
<i>Stuckenia pectinata</i> (L.) Börner	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	POTAMOGETONACEAE			X
<i>Zannichellia palustris</i> L.		POTAMOGETONACEAE	X	X	X
<i>Hottonia palustris</i> L.		PRIMULACEAE		X	X
<i>Ranunculus aquatilis</i> L.		RANUNCULACEAE		X	
<i>Ranunculus baudotii</i> Godr.		RANUNCULACEAE		X	
<i>Ranunculus circinatus</i> Sibth.		RANUNCULACEAE		X	
<i>Ranunculus lingua</i> L.		RANUNCULACEAE		X	
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank		RANUNCULACEAE		X	
<i>Ranunculus penicillatus</i> (Dumort.) Bab.		RANUNCULACEAE		X	
<i>Ranunculus reptans</i> L.		RANUNCULACEAE		X	X
<i>Ranunculus sceleratus</i> L.		RANUNCULACEAE		X	
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix		RANUNCULACEAE		X	X
<i>Limosella aquatica</i> L.		SCROPHULARIACEAE		X	
<i>Sparganium emersum</i> Rehm.	<i>Sparganium simplex</i> Huds. subsp. <i>fluitans</i> (Gren. & Godr.) Arcang.	TYPHACEAE		X	
<i>Sparganium erectum</i> L.	<i>Sparganium ramosum</i> Huds., nom. illeg.	TYPHACEAE		X	
<i>Sparganium microcarpum</i> (Neuman) Čelak.	<i>Sparganium erectum</i> L. subsp. <i>microcarpum</i> (Neuman) Domin	TYPHACEAE		X	
<i>Typha latifolia</i> L.		TYPHACEAE			X

**Macroalge**

<i>Chara delicatula</i> Desvaux		CHARACEAE	X	X	X
<i>Chara globularis</i> J.L.Thuiller	<i>Chara fragilis</i> Desvaux	CHARACEAE		X	X
<i>Chara vulgaris</i> L.		CHARACEAE			X
<i>Nitella flexilis</i> (L.) C. Agardh		CHARACEAE		X	X
<i>Nitella opaca</i> (C. Agardh ex Bruzelius) C. Agardh		CHARACEAE		X	X

**Muschi**

<i>Octodicerus fontanum</i> (Bach. Pyl.) Lindb.	<i>Fissidens fontanus</i> (Bach. Pyl.) Steud.	FISSIDENTACEAE		X	
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.		FONTINALACEAE		X	X

Genere-Specie	Sinonimo	Famiglia	1878-1950	1951-2000	2001-2017
<i>Amblystegium riparium</i> (Hedw.) Schimp.		AMBLYSTEGIACEAE		X	
<b>Epatiche</b>					
<i>Riccia fluitans</i> L.		RICCIACEAE		X	

*Bibliografia consultata per i censimenti:*

- dal 1878 al 1950: Macchi (2005; segnalazione del 1878), Schröter & Wilczek (1904) e Koch (1950).
- dal 1951 al 2000: Guilizzoni et al. (1989), Oggioni (2010), Macchi (2005), Ludovisi et al. (2014).
- dal 2001 al 2017: Gariboldi (2008), Oggioni (2010), Roella e Elvio (2011), Gomarasca et al. (2012); Brusa (2016); Selvaggi et al. (2016); Gariboldi et al. (2017).

## Allegato B. Aspetto e caratteri diagnostici

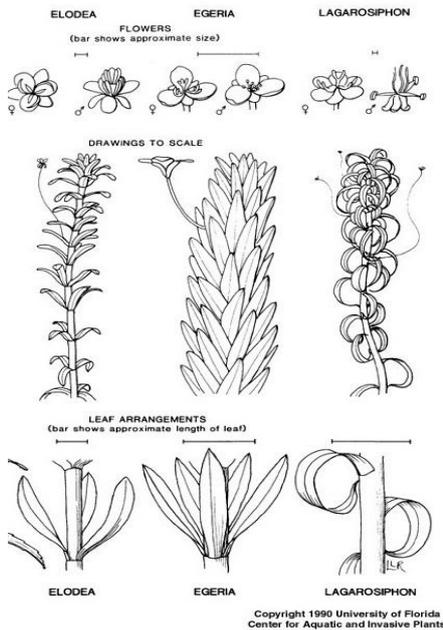


Figura B.1. Hydrocaritaceae esotiche a confronto: Iconografia (da: Università della Florida; modificata); foto: ARPA Lombardia; da sinistra a destra: fg di *L. major* (apice), fg di *E. canadensis*, fg di *E. nuttallii*.

Tabella B.1. Caratteri distintivi delle 4 specie esotiche del Lago Maggiore

Specie	<i>Elodea nuttallii</i>	<i>Elodea canadensis</i>	<i>Egeria densa</i>	<i>Lagarosiphon major</i>
Aspetto	esile	robusto	grande e robusto	robusto, tubuloso
Colore	verde chiaro	verde scuro	verde scuro brillante	verde scuro, lucido
Foglie	sottili e ritorte a elica (talvolta arcuato-arricciate a simulare <i>L. major</i> , ma corte), larghe meno di 1,75 mm, oppure secondo Simpson (1988), $0.4 \pm 0.02$ mm (misura da prendere 0.5 mm sotto l'apice)	un po' arcuate, rigidette, larghe più di 1,75 mm, oppure secondo Simpson (1988) $1.1 \pm 0.03$ mm (misura da prendere 0.5 mm sotto l'apice)	Grandi (più larghe e più lunghe di <i>Elodea</i> ), piane	arcuato-arricciate
Disposizione foglie sul fusto	verticillate a 3(4), con internodi lunghi rispetto <i>E. canadensis</i>	verticillate a 3(4)	verticillate a 4-6	spirale nella parte inferiore
Margine foglie	leggermente denticolate	leggermente denticolate	leggermente denticolate	non denticolate
Apice foglie	da strettamente acuto (o acuto-apiculato) ad acuminato	da largamente acuto a ottuso	subacuto-ottuso	acuto
Fiori	piccoli, violetti, solo individui femminili	piccoli, biancastri-lilla, solo individui femminili	grandi, bianchi, solo individui maschili	piccoli, bianchi o rosati, solo individui femminili

## Allegato C. Le macrofite sommerse nelle aree portuali del Lago Maggiore

Tabella C.1. Aree portuali con presenza di macrofite native ed esotiche con le relative coperture espresse secondo la seguente scala: 5 = 80-100%; 4 = 60-80%; 3 = 40-60%; 2 = 20-40%; 1 = 1-20%; + = <1%; r = individui rari, massimo 3 individui. Nei porti dove sono state eseguite più osservazioni, è stato calcolato il valore medio delle coperture di ciascuna specie.

Data rilievo	Codice aree portuali	Località	Comune	Naj_min	Naj_maj	Pot_per	Pot_pus	Pot_pec	Myr_spi	Val_spi	Cer_dem	Tra_nat	Spi_pol	Elo_can	Elo_nut	Lag_maj	Ege_des	Nit_fle	Chaglio
11/10	1	Cantiere Ferrari e Tabacchini	Sesto Calende			+									+	5			
11/10	2	Nautica Deghi	Sesto Calende	2	3						r								
11/10	3	Cantiere Caielli	Sesto Calende	r	r										3	2			
11/10	4	Cantiere nautico Piccaluga	Sesto Calende							+									
	71	Cantiere nautico Marina di Verbella	Sesto Calende		+	+									3	2			
	72	Cantiere nautico Fauser	Sesto Calende	+	+										r				
19/07	5	Cantiere Motonautica Angerese	Angera		+						r								
07/07	6	Porto Asburgico	Angera		+						4				+				
	7	Cantiere nautica Marzetta	Angera		2	4									r				
	8	Cantiere nautico Brovelli	Ranco							+						2			
	9	Porto dei Galli	Ispra			+										5			
	10	Porto Nuovo	Ispra							r						5			
	11	Porto Vecchio	Ispra													5			
17/08	12	Nautica Lavazza	Brescia		+								2		2				
17/08	13	Porto Cantone	Monvalle			+		+							5				
18/08	14	Porto vecchio Arolo	Leggiano			3										4			
	15	Porto di Reno	Leggiano												4	2			
	16	Cantiere Nautica Costantini	Leggiano												4	2			
11/08	17	Porto nautica sasso moro	Leggiano			+		r		+					4				
22/08	18	Porto di Cerro	Laveno - Mombello							+	+					5			
22/08	19	Porto vecchio Laveno	Laveno - Mombello		+						+				4				
22/08	20	Porto Labieno	Laveno - Mombello	r							+				+				
13/09	21	Porto di Caldé	Castelveccana							r						5			
18/09	22	Nuovo Porto turistico	Porto Valtravaglia			+									2	+			
18/09	23	Cantiere Marinestar	Luino			+	+			+									
18/09	24	Porto lido Luino	Luino			+									r				
18/09	25	Porto	Luino			r				2									
18/09	26	Luino Porto	Luino							3				+	+				
18/09	27	Porto Colmegna	Luino							+	r			+	2	r			
18/09	28	Porto La Madonnina	Maccagno Con Pino E Veddasca								2					5			
21/09	29	Porto Golfo La Gabella	Maccagno Con Pino E Veddasca													+			
21/09	30	Porto vecchio La Gabella	Maccagno Con Pino E Veddasca											+		4	4		
21/09	31	Porto La Gabella	Maccagno Con Pino E Veddasca													2			
05/10	32	Porto Lanca degli Stornazzi	Locarno				+												
05/10	33	Centro Nautico Di Domenico	Locarno		+	+			+					2					
04/10	34	Porto Mappo	Minusio		+	2				r									
04/10	35	Porticciolo a S. Quirico	Minusio		r		+												
04/10	36	Porto Muralto	Muralto				2												
04/10	37	Porto comunale Muralto	Muralto		+		+			+									
05/10	38	Porto Ascona	Ascona		+	+	+							+					+
10/10	39	Porto Piccolo Brissago	Ronco Sopra Ascona			+	+								5				
10/10	40	B&B Boats Sagl	Brissago												3				
20/09	41	Darsena	Cannobio			2													
20/09	42	Porto lido Cannobio	Cannobio			+	+								2			+	
12/09	43	Porto Riviera Cannero	Cannero Riviera			+			+						3	2			
20/09	44	Porto Cannero	Cannero Riviera			+	r		+	+	+			+	+	5			
07/09	45	Porto Pieggi	Oggebbio			2										5			
07/09	46	Pontili ormeggio	Ghiffa		+										5				
07/09	47	Darsena	Ghiffa		3	4				+									
07/09	48	Porticciolo Ghiffa	Ghiffa		+				r	3					3	r			
05/09	49	Porto Suna	Verbania		+				r		+								
05/09	50	Darsena Suna	Verbania								r								

Data rilievo	Codice aree portuali	Località	Comune	Naj_min	Naj_maj	Pot_per	Pot_pus	Pot_pec	Myr_spi	Val_spi	Cer_dem	Tra_nat	Spi_pol	Elo_can	Elo_nut	Lag_maj	Ege_des	Nit_fie	Cha_glo
06/09	51	Porto vecchio di Pallanza	Verbania		+						5								
06/09	52	Porto vecchio di Intra	Verbania													+			
06/09	53	Porticciolo canottieri di Intra	Verbania		+	+			r								r		
28/08	54	Porto vicino a Molino di Ripa	Baveno			3										5			
30/08	55	Cantiere del Verbano di Augusto Bottagisio & C. Sas	Baveno						+										
25/08	56	Officina Lupo - Boat Service	Stresa			5										3			
25/08	57	Cantiere Vidoli	Stresa		+	4										2			
25/08	58	Porto Stresa	Stresa							r						+	+		
28/08	59	Porto Isola Bella - Stresa	Stresa		r														
28/08	60	Porto Isola dei Pescatori	Stresa			+				4									
25/08	61	Porto Belgirate	Belgirate													4			
25/08	62	Cantieri Nautici Solcio	Lesa			r										4			
	63	Cantiere Motonautica Verbano	Arona													3			
	64	Cantiere Gestione Navigazione Laghi	Arona							3						3	+		
	65	Cantiere All SCAF Yachting club	Dormelletto		2					+						2			
	66	Cantiere nautico Santa Lucia	Dormelletto														r		
	67	Cantiere nautico Giuseppe Botteselle	Dormelletto													5	+		
	68	Yachting center Il Porticciolo	Castelletto Ticino	Sopra						+							5		
	69	Cantiere nautico Magnoler	Castelletto Ticino	Sopra		r				r							5		
	70	C M Cantieri del Lago Maggiore di P Caranchini C Soc A	Castelletto Ticino	Sopra								+							

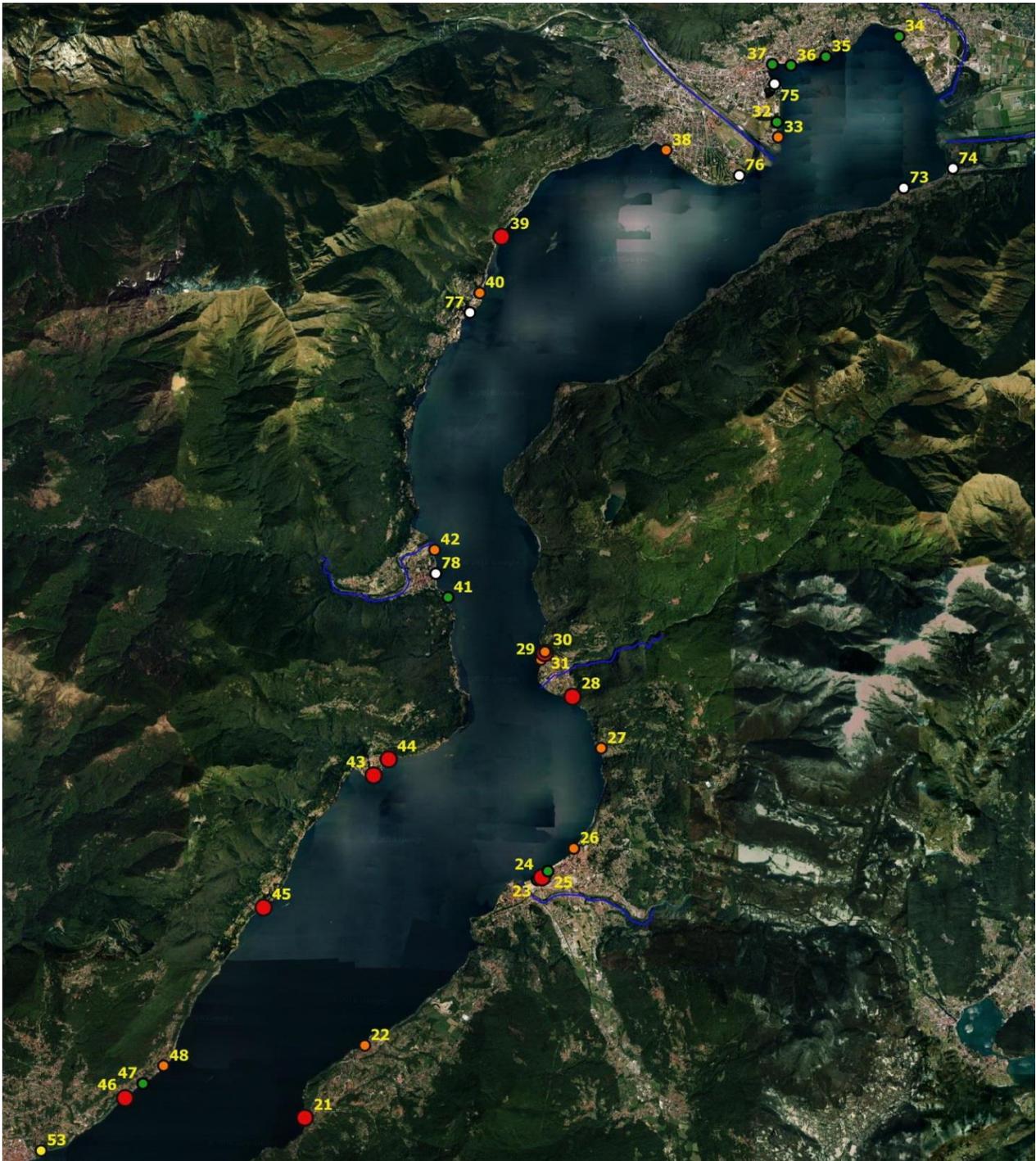


Figura C.1. Carta delle criticità dovute all'invasività delle macrofite esotiche nelle aree portuali della parte settentrionale del Lago Maggiore.

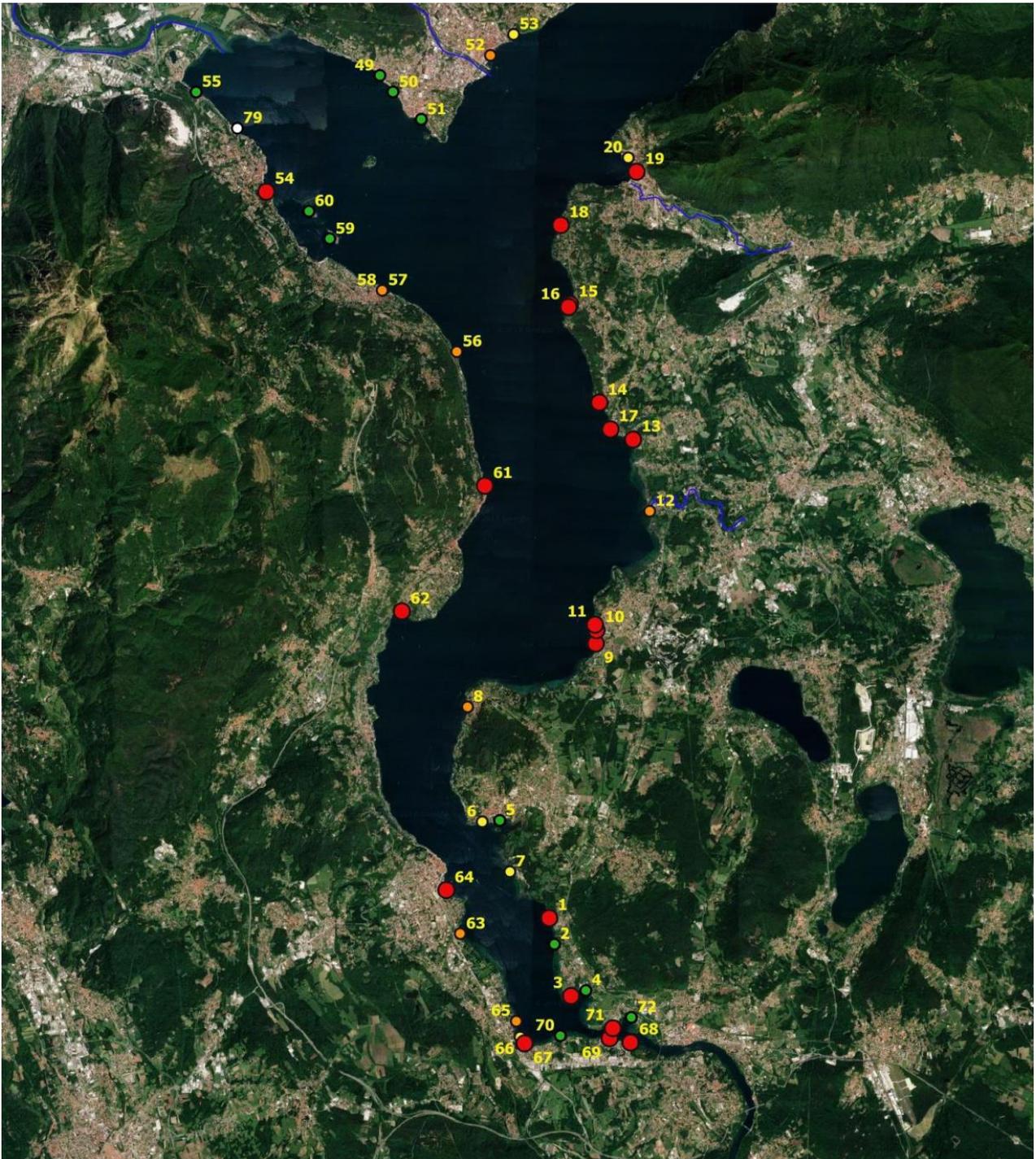


Figura C.2. Carta delle criticità dovute all'invasività delle macrofite esotiche nelle aree portuali della parte meridionale del Lago Maggiore.

## Allegato D. Localizzazione dei transetti nel censimento 2017

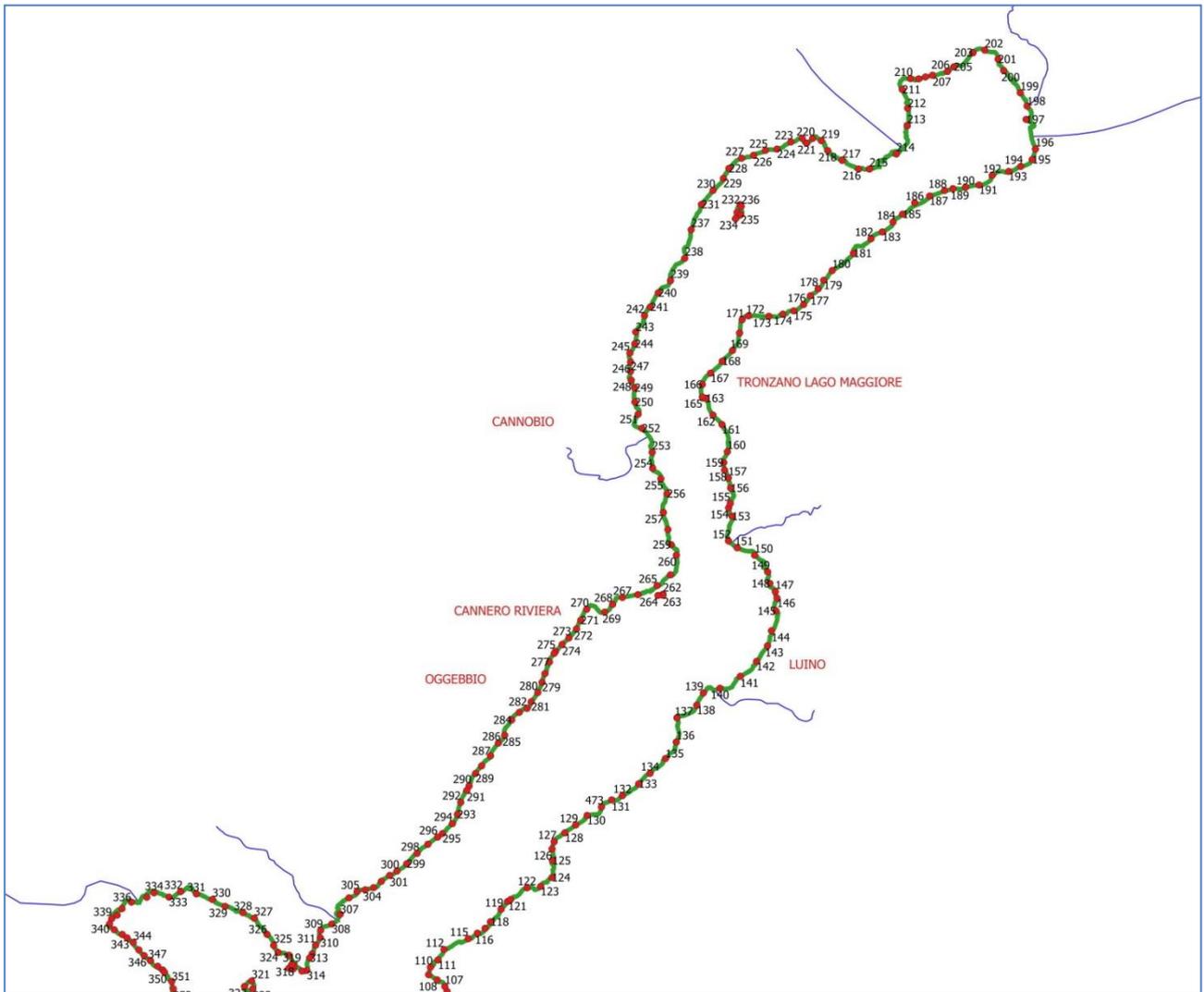


Figura D.1. Transetti rilevati nella parte settentrionale del Lago Maggiore.

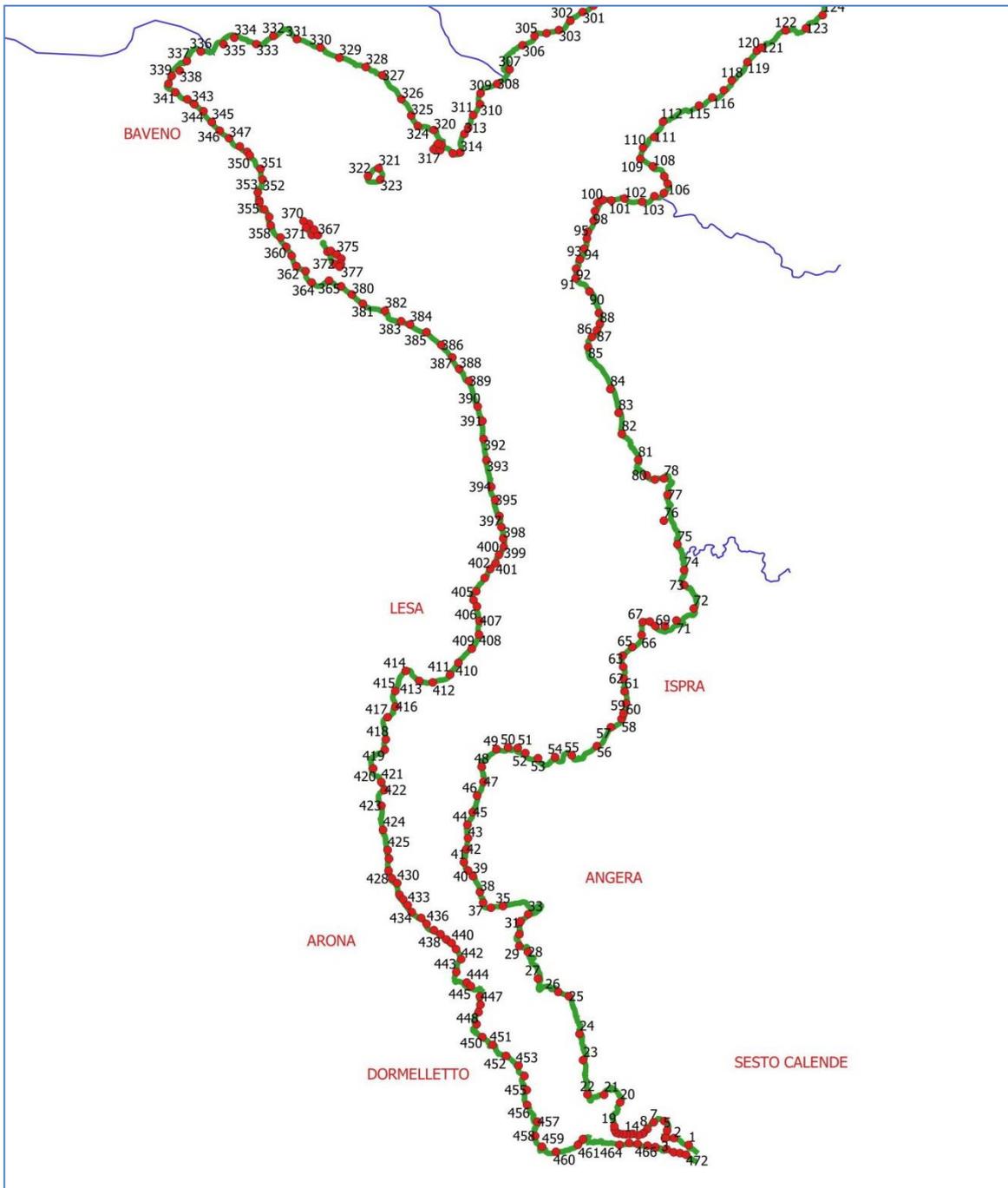


Figura D.2. Transetti rilevati nella parte meridionale del Lago Maggiore.

## MOLLUSCHI BIVALVI

Nicoletta Riccardi<sup>1</sup>, Andrea Beghi<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto di Ricerca Sulle Acque  
Sede di Verbania Pallanza*

<sup>2</sup>*ARPA Lombardia - Settore Monitoraggi Ambientali  
U.O. Centro Regionale Laghi e Monitoraggio Biologico Acque Superficiali*

### 11 INTRODUZIONE

L'introduzione di specie aliene, i cambiamenti climatici e il degrado degli habitat sono attualmente i maggiori fattori di "rischio" per l'equilibrio degli ecosistemi acquatici. Una nuova specie può essere introdotta in un nuovo ambiente deliberatamente o accidentalmente. Non tutte le specie che vengono rilasciate trovano le condizioni che garantiscono la loro sopravvivenza e la riproduzione. Secondo WILLIAMSON E FITTER (1996) il 10% delle specie importate sono in grado di sfuggire in libertà, e di queste solo il 10 % diventano naturalizzate. Il 10 % di queste specie naturalizzate trova le condizioni tali da renderle invasive.

I termini aliena, non nativa, non indigena ed esotica sono usati come sinonimi per descrivere le specie che si instaurano in ambienti temporalmente e spazialmente distinti dall'habitat originale (COLAUTTI & MACISAAC, 2004). L'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura e delle Risorse Naturali (IUNC, 2009) definisce le specie invasive come specie alloctone capaci di stabilirsi nei nuovi habitat naturali o semi-naturali e che diventano un agente di disturbo dell'equilibrio delle specie autoctone e della biodiversità originaria.

L'influsso antropico può agire direttamente, con una facilitazione della diffusione delle specie, o indirettamente, con la modifica degli ecosistemi o l'alterazione della struttura delle comunità autoctone.

Generalmente una popolazione appena insediata è composta da pochi individui e può facilmente andare incontro all'estinzione. Le prime fasi del processo d'invasione sono particolarmente critiche ed il caso è il fattore principale che determina il successo nell'insediamento della popolazione.

Vengono riconosciute tre barriere che devono essere superate dalla popolazione per insediarsi nel nuovo ambiente. La prima risiede nella ricerca di una nicchia appropriata, che permetta la sopravvivenza e la riproduzione dei propaguli. In seguito il tasso di riproduzione deve essere sufficientemente alto da controbilanciare la mortalità (seconda barriera). Infine, la terza barriera viene superata quando la popolazione è cresciuta sufficientemente in numero affinché sia superata la possibilità di estinzione in seguito ad eventi stocastici dovuti alla demografia, all'ambiente o al pool genetico della popolazione (SOL, 2007).

La modalità d'invasione può essere classificata in fasi distinte: appena introdotta nel nuovo ambiente la specie aliena va incontro ad una fase di acclimatamento in cui non si osserva crescita massiccia (fase lag o di latenza), che corrisponde al superamento della prima barriera. In seguito ha inizio una fase di crescita esponenziale in cui il numero di individui della specie alloctona aumenta notevolmente (fase log) permettendo il superamento della seconda e della terza barriera. Dopo qualche generazione (il numero è determinato da molti fattori diversi: come il numero di nuovi nati per generazione e le caratteristiche ambientali) la popolazione tende a stabilizzarsi su numeri più o meno costanti (fase di plateau) per poi, in

alcuni casi, decrescere nel tempo arrivando ad una fase di declino che può portare all'estinzione (NENTWIG & JOSEFSSON, 2010).

Se la specie aliena riesce ad acclimatarsi e a stabilizzarsi, può modificare in maniera drastica la struttura dell'ecosistema, alterando gli equilibri trofici e le condizioni fisico-chimiche dell'ambiente e causando la scomparsa di specie autoctone. Questo si riflette inevitabilmente sui beni e i servizi che l'ambiente fornisce; nel caso delle acque interne, in primo luogo, la qualità delle acque, il rendimento della pesca commerciale e il turismo. E' ovvio che gli effetti sono tanto più importanti quanto maggiore è la capacità della specie aliena di riprodursi rapidamente e di monopolizzare l'ambiente (colonizzazione di massa), come tipicamente accade nel caso di invasioni delle specie aliene di bivalvi, definiti "ingegneri ambientali" proprio per i profondi effetti che hanno sull'ambiente recipiente. Questi molluschi possono raggiungere densità e biomassa molto elevate causando modificazioni degli ecosistemi ed effetti negativi sulle attività umane. Infatti, negli ambienti in cui si sono acclimatati, hanno causato variazioni della dinamica dei nutrienti e della struttura delle reti trofiche, oltre a danni economici dovuti a impatto diretto o indiretto sulle attività umane (SOUSA ET AL. 2014). Ad esempio, nel caso di *Corbicula fluminea* e *Dreissena* spp., un impatto sulle attività umane deriva dall'ostruzione dei canali di irrigazione e drenaggio e delle prese d'acqua per usi industriali e civili. L'impatto di tutte le specie aliene invasive, inclusi i bivalvi, sugli ecosistemi recipienti, è ovviamente proporzionale alla loro abbondanza in termini numerici e di biomassa.

Nel Lago Maggiore sono presenti le seguenti specie di bivalvi invasivi: *Dreissena polymorpha* – dagli anni '90, *Corbicula fluminea* e *Sinanodonta woodiana* – dall'inizio di questo millennio (KAMBURSKA ET AL. 2013 a, b).

Nel corso di campionamenti per la verifica dello stato delle popolazioni autoctone di molluschi nel Lago Maggiore, apparentemente in forte diminuzione negli ultimi decenni, già nel 2010 era stata rinvenuta la presenza di due specie di origine asiatica (*Corbicula fluminea* e *Sinanodonta woodiana*) annoverate tra le specie invasive di più rapida e ampia diffusione a livello mondiale (<http://www.europealiens.org/speciesTheWorst.do>). La presenza nel Lago Maggiore di una terza specie di elevato impatto, *Dreissena polymorpha*, è nota dagli anni '90, benchè non ne fosse mai stata verificata né l'abbondanza né la distribuzione con la profondità. A tale proposito, merita ricordare che non è mai stata verificata l'eventuale presenza di *Dreissena rostriformis bugensis*, generalmente insediata a profondità maggiori della congenerica *D. polymorpha*.

Al fine di studiare la dinamica di popolazione/espansione delle specie aliene *Corbicula fluminea* e *Sinanodonta woodiana* nel Lago Maggiore, dal 2010 sono stati effettuati monitoraggi periodici delle aree litorali lungo l'intero perimetro del lago. Dopo un primo insediamento nel bacino sud del lago sia *Corbicula* che *Sinanodonta* hanno esteso l'areale di diffusione verso nord. I monitoraggi condotti durante l'estate del 2013 rivelavano uno spostamento del fronte di insediamento delle popolazioni di *Corbicula* fino al bacino svizzero del lago, mentre *Sinanodonta* risultava ancora limitata al bacino italiano, con la popolazione più a nord rilevata a Germignaga. La riserva delle Bolle di Magadino e il limitrofo porticciolo ospitavano già nel 2013 una popolazione abbondante, ben strutturata e riproduttiva di *Corbicula fluminea*, mentre non era stata rinvenuta *Sinanodonta woodiana*.

Sulla base delle informazioni basate sui dati pregressi, nel 2017 è stato condotto uno studio mirato alla valutazione dell'evoluzione dei popolamenti alloctoni lungo l'intero perimetro del Lago Maggiore. A questo scopo sono state selezionate stazioni rappresentative delle diverse tipologie di habitat nelle quali sono stati rilevati i seguenti parametri: composizione in specie, densità e struttura dimensionale delle popolazioni, distribuzione lungo transetti di profondità.

## 12 MATERIALI E METODI

### 12.1 Specie autoctone di bivalvi

Il Lago Maggiore è il sito italiano per il quale è stata registrata la più elevata diversità di specie autoctone di bivalvi (FROUFE *ET AL.*, 2017). La specie più abbondante è *Unio elongatulus*, prima della assegnazione su base molecolare (Prié, 2012) riportato come *U. mancus* o *U. pictorum mancus*. Uno studio recente sulla diversità e distribuzione delle specie italiane di *Anodonta* (FROUFE *ET AL.*, 2017) ha rivelato la presenza nel Lago Maggiore di 3 specie: *A. anatina*, *A. cygnea* ed *A. exulcerata*. Mentre le prime due erano già riportate per il territorio italiano, incluso il Lago Maggiore, *A. exulcerata* è una specie solo recentemente rivalidata. Benchè uno studio sugli alloenzimi delle specie di *Anodonta* italiane avesse già suggerito la possibile presenza di una specie aggiuntiva rispetto alle *Anodonta* europee (NAGEL *ET AL.*, 1996) solo le recenti analisi molecolari (FROUFE *ET AL.*, 2017) ne hanno fornito la conferma. Non è insolito che una specie rimanga ignota anche in aree ben studiate perché l'elevata plasticità dei gusci ostacola il riconoscimento visivo di molte specie di Unionidi secondo le tecniche tradizionali (morfologiche e morfometriche). Ad esempio, la percentuale di errore nella discriminazione tra le tre specie di *Anodonta* varia tra il 30 ed il 40 % anche applicando tecniche di morfometria geometrica (RICCARDI *ET AL.*, submitted). In particolare, l'errore più elevato (41 %) riguarda proprio l'identificazione di *A. exulcerata*, che è facilmente confusa con le altre due specie. Non stupisce, quindi, che la presenza di una specie sia rimasta ignota nel nostro Paese, che rientra nell'area europea con maggiore carenza di studi (LOPES-LIMA *ET AL.*, 2016). Lo studio di Nagel *et al.* (1996) aveva inoltre evidenziato la presenza di una sottospecie di *A. anatina* caratteristica del territorio italiano che ha trovato conferma nelle analisi molecolari più recenti (LOPES-LIMA *ET AL.*, 2016; FROUFE *ET AL.*, 2017). Le due sottospecie risultano simpatriche solo in due siti italiani: il Lago Maggiore ed il Lago Trasimeno. Quindi, non solo il territorio italiano risulta essere un'area ad elevata diversità per gli Unionidi europei, ma il Lago Maggiore risulta essere il sito con la diversità massima poiché ospita tutte le specie europee di *Anodonta* (incluse le due sottospecie di *A. anatina*) oltre a *Unio elongatulus*. E, pertanto, da considerarsi un'area prioritaria sotto l'aspetto conservazionistico.

### 12.2 Specie alloctone invasive di bivalvi

*Dreissena polymorpha*, nota tra le specie a più elevato potenziale invasivo e di impatto a livello globale (<http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=50>) è una delle specie più studiate per gli effetti ecosistemici ed economici devastanti che ha prodotto in numerosi Paesi Europei ed extra Europei (es. SOUSA *ET AL.*, 2014). Presente nel Lago Maggiore verosimilmente dagli anni 1990 (CAMUSSO *ET AL.*, 2001), sorprendentemente non è mai stata segnalata, e non ne è mai stata stimata né l'abbondanza né la distribuzione. La mancanza di studi su questa specie invasiva, presente nel Lago Maggiore da un periodo superiore ai 20 anni, è ancora più sorprendente se si considera che è utilizzata per gli studi CIP AIS sulla distribuzione di inquinanti da almeno 15 anni (RIVA *ET AL.*, 2010).

*Corbicula fluminea* (OF MÜLLER, 1774), un mollusco bivalve originario del Sud-Est asiatico, è annoverato tra le specie invasive di maggiore impatto e di più elevato potenziale invasivo a livello globale (SOUSA *ET AL.*, 2014). Questo mollusco ha un'ampio intervallo di tolleranza per i principali fattori ambientali, elevata fecondità e capacità di dispersione, tempi di sviluppo brevi, e vita media di 3-5 anni. La riproduzione, che avviene generalmente a temperature superiori a 16 °C, è continua ma spesso concentrata in 2 o 3 eventi annuali. *C. fluminea* è ermafrodita sufficiente, con sviluppo larvale diretto nelle demibranchie interne e rilascio delle forme giovanili allo stadio di pediveliger. Gli individui giovanili hanno capacità di movimento elevate e, pertanto, rappresentano lo stadio di elezione per la dispersione della specie/popolazione. Dopo la prima segnalazione in Italia nel fiume Po (BEDULLI *ET AL.*, 1995) la specie si è rapidamente diffusa ai corsi d'acqua e

ai laghi settentrionali (FABBRI & LANDI, 1999; MALAVASI *ET AL.*, 1999; NARDI & BRACCIA, 2004; CIUTTI E CAPPELLETTI, 2009; KAMBURSKA *ET AL.* 2013 a), centrali (ERCOLINI E CENNI, 2015) e meridionali (MIENIS, 1991; MARRONE E NASELLI FLORES, 2015).

L'invasione del Lago Maggiore è probabilmente iniziata nel 2005 (KAMBURSKA *ET AL.*, 2013a) per risalita di individui dalla popolazione già presente nel fiume Ticino.

*Sinanodonta woodiana* (LEA, 1834), originaria del sud est asiatico, dopo la prima segnalazione in Italia (MANGANELLI *ET AL.*, 1998) si è diffusa in tutta la Penisola italiana, così come nel resto d'Europa, verosimilmente mediante introduzione accidentale dei glochidi attaccati al pesce utilizzato per ripopolamenti (CIANFANELLI *ET AL.*, 2007; GHERARDI *ET AL.*, 2008; KAMBURSKA *ET AL.*, 2013b; MIENIS, 2011; MARRONE E NASELLI FLORES, 2015). Rinvenuta per la prima volta nel Lago Maggiore nel 2010, si è stimata una probabile introduzione all'inizio del 2000 (KAMBURSKA *ET AL.*, 2013a). Specie estremamente generalista ed opportunista, con vita media di circa 15 anni, caratterizzata da ampi margini di tolleranza ambientale, elevato potenziale riproduttivo, tempi di sviluppo larvale (fase parassita) generalmente brevi e accrescimento individuale rapido (es. KISS, 1990, DOUDA *ET AL.*, 2012; SOUSA *ET AL.*, 2014).

### 12.3 Area di studio

Per lo studio della distribuzione attuale dei bivalvi invasivi e dello stato di conservazione dei bivalvi nativi sono state selezionate stazioni rappresentative delle diverse tipologie di habitat nelle quali sono stati rilevati i seguenti parametri: composizione in specie, densità e struttura dimensionale delle popolazioni, distribuzione lungo transetti di profondità. I risultati ottenuti sono stati integrati e comparati con i risultati degli studi condotti in anni precedenti (2010-2016; Figura 12.1).



Figura 12.1. Stazioni nelle quali è stato effettuato il campionamento durante il 2017 (punti di colore giallo) e quelle nelle quali erano stati effettuati i rilievi negli anni 2014 e 2016 (punti di colore rosso).

Le aree poco profonde sono state ispezionate visivamente, mentre la distribuzione e la densità nelle aree più profonde sono state effettuate mediante immersioni subacquee fino ad una profondità di 30 metri.

## 12.4 Metodologia di campionamento

Il campionamento nelle aree a bassa profondità (<1,5 m di profondità, massimo a 50 metri dalla battigia verso il largo) è stato eseguito mediante ispezione visuale con un visore subacqueo per la localizzazione dei popolamenti e escavazione di quadrati distribuiti casualmente nell'area designata secondo il metodo attualmente in uso (SMITH E STRAYER, 2004). Lo stesso metodo è stato adottato per i transetti in profondità: ad una prima ispezione visuale dalla riva fino alla profondità di 30 metri (o alla massima profondità raggiungibile entro la distanza di 50 metri dal posizionamento della boa segnasub) sono seguite le operazioni di escavazione di quadrati di area nota. Il sedimento, scavato fino ad una profondità di 15-20 cm, è stato setacciato su reti di maglia pari rispettivamente a 0,5 e 1 millimetro per isolare anche gli stadi giovanili dei molluschi. I campioni sono stati prelevati almeno in triplicato, per coprire un'area compresa tra 1,5-5 m<sup>2</sup>.

## 12.5 Stima delle relazioni peso - lunghezza

100 individui per ciascuna specie di bivalvi invasivi sono stati raccolti da diversi siti di campionamento, la superficie esterna (periostraco) del guscio di ciascun individuo è stata pulita dal perifton e liberata dalla presenza di *Dreissena* e dal relativo bisso. Gli animali sono stati quindi asciugati, pesati (peso vivo) e misurati mediante un calibro digitale. Dopo dissezione, gli animali sono stati pesati (peso fresco), essiccati a 60 °C per almeno 48 ore (peso secco) e incineriti a 450 °C per almeno 6 ore per determinare il contenuto di ceneri dei tessuti molli e conchiglie in funzione delle misure biometriche dei gusci.

La correlazione tra le variabili considerate (lunghezza verso peso vivo, fresco e secco) è stata stimata mediante una analisi di regressione curvilinea secondo il metodo dei minimi quadrati e la curva maggiormente rappresentativa della distribuzione dei dati è stata scelta confrontando il valore AIC del modello esponenziale:

$$y = a^{bx}$$

con quello del modello logaritmico:

$$y = b \log x + a$$

dove,

y: peso

x: lunghezza della conchiglia (mm)

a: intercetta di regressione

b: coefficiente di regressione.

## 12.6 Densità di popolazione, struttura dimensionale e biomassa

Le densità sono state valutate calcolando il numero di individui in un metro quadro a partire dal numero di individui conteggiati all'interno delle aree delimitate dai quadrati. La struttura dimensionale della popolazione, utilizzata come indice della struttura per età, è stata ottenuta suddividendo gli individui in classi di frequenza di intervallo pari a 0,5 mm. La biomassa totale ed il contributo relativo delle diverse specie (native ed invasive) nei siti di campionamento sono stati calcolati applicando le equazioni peso-lunghezza ai dati dimensionali di ogni singolo campione. Per la specie nativa (*Unio elongatulus*) ci si è avvalsi di equazioni disponibili in letteratura (RAVERA ET AL., 2007), per *Anodonta* spp, considerata come genere, e quindi comprensivo delle tre specie presenti nel Lago Maggiore, sono stati utilizzati dati pregressi dell'autore del rapporto (RICCARDI, dati non pubblicati).

## 13 RISULTATI

### 13.1 Relazioni peso lunghezza

La curva che meglio rappresenta la relazione tra la lunghezza del guscio e il peso vivo, fresco, secco degli animali delle diverse specie è quella logaritmica (Figura 13.1), che indica crescita allometrica.

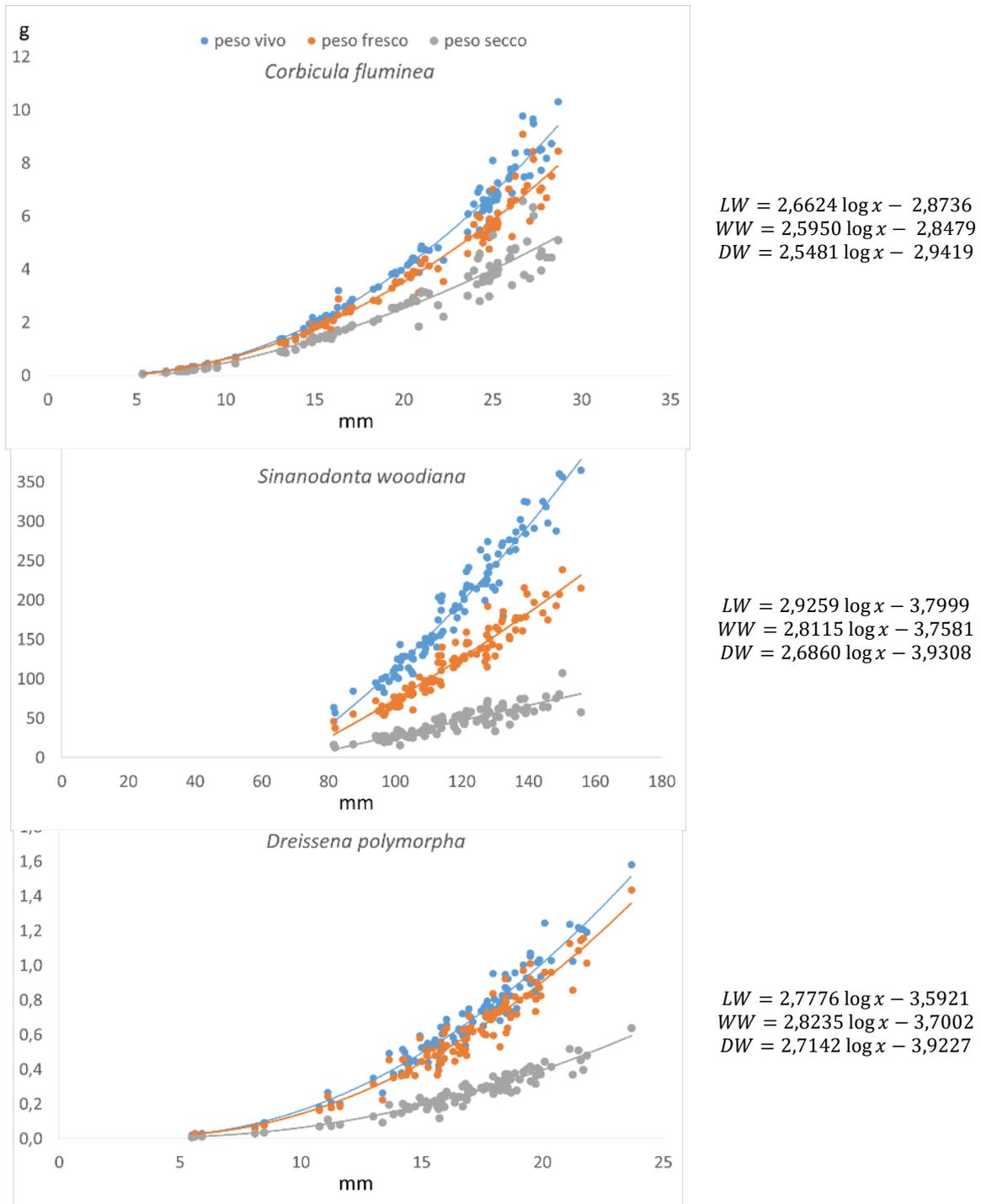


Figura 13.1. Curve ed equazioni relative alla relazione tra il peso totale e la lunghezza della conchiglia per le diverse specie invasive presenti nel lago.

### 13.2 Peso fresco, peso secco e ceneri

Il peso della conchiglia rappresenta oltre l'80% del peso totale di tutte le specie, in particolare l'82 % in *Corbicula fluminea* e l'87 % in *Dreissena polymorpha* e *Sinanodonta woodiana*. Le ceneri costituiscono oltre il 25% del peso secco totale di *Dreissena polymorpha*, ma solo il 15 % in *Corbicula* e l'11 % in *Sinanodonta*. I valori medi per le tre specie invasive sono riportati nella Tabella 13.1.

Tabella 13.1. Valori medi (deviazione standard in parentesi) della lunghezza (mm), peso vivo (g), peso fresco (g), peso secco totale e della sostanza organica (g) misurati su un campione di 100 individui per ciascuna specie raccolti in diverse stazioni nel mese di luglio 2018.

	<i>Dreissena polymorpha</i>	<i>Corbicula fluminea</i>	<i>Sinanodonta woodiana</i>
Lunghezza	16,62 ( $\pm 3,34$ )	19,91 ( $\pm 6,33$ )	117,87 ( $\pm 16,10$ )
Peso vivo	0,684 ( $\pm 0,291$ )	4,596 ( $\pm 2,791$ )	192,30 ( $\pm 74,87$ )
Peso fresco	0,609 ( $\pm 0,264$ )	3,944 ( $\pm 2,355$ )	122,35 ( $\pm 46,25$ )
Peso secco	0,268 ( $\pm 0,116$ )	2,736 ( $\pm 1,595$ )	45,24 ( $\pm 17,31$ )
Peso secco conchiglia	0,235 ( $\pm 0,102$ )	2,2510 ( $\pm 1,443$ )	39,36 ( $\pm 15,56$ )
Peso secco tessuti molli	0,033 ( $\pm 0,016$ )	0,226 ( $\pm 0,160$ )	5,88 ( $\pm 2,32$ )
Peso secco totale (senza ceneri)	0,068 ( $\pm 0,021$ )	0,307 ( $\pm 0,209$ )	6,95 ( $\pm 3,52$ )

### 13.3 Distribuzione dei popolamenti di bivalvi, densità di popolazione e biomassa

Le specie invasive di bivalvi sono presenti lungo l'intero perimetro del Lago Maggiore (Figura 13.2) e rappresentano oltre il 50% del popolamento in tutte le località. *Corbicula* è chiaramente dominante nelle località con rive a pendenza dolce con habitat caratterizzato da ampie aree a sedimenti melmosi-sabbiosi. Nelle località con rive a pendenza più ripida, la specie dominante è *Dreissena polymorpha*, evidentemente avvantaggiata dalla maggiore proporzione di sedimenti duri e pietrosi. Le specie native, pur dove presenti, rappresentano meno del 25% della densità totale dei bivalvi, ad eccezione della località di Pallanza che mantiene una densa popolazione della specie nativa più abbondante (*Unio elongatulus*). Se si considerano le biomasse (Figura 13.3), anziché le abbondanze numeriche, *Unio* risulta dominante nelle località caratterizzate da rive scoscese, mentre *Corbicula* e *Sinanodonta* dominano i popolamenti delle aree con fondali pianeggianti. In particolare, il contributo di *Sinanodonta* risulta particolarmente importante nelle due zone tipicamente caratterizzate da ampie estensioni di basso fondale a prevalenza melmosa: Angera nel bacino sud e il tratto tra Feriolo e Fondotoce nel bacino centrale. Malgrado le piccole dimensioni che ne minimizzano il contributo alla biomassa totale, *Dreissena* risulta dominante nella località di Cannero, che sembra rappresentare una eccezione tra i siti con rive a maggiore pendenza e con abbondante substrato pietroso.

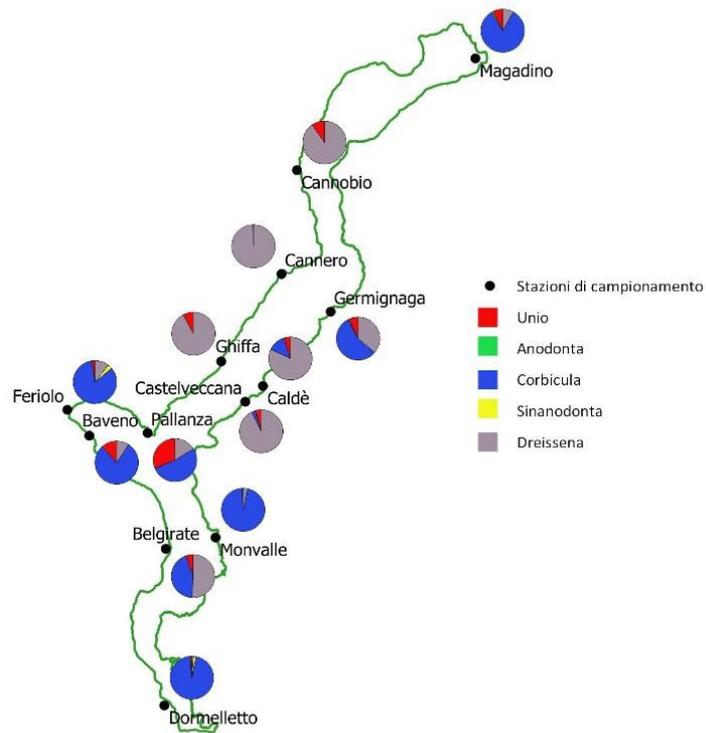


Figura 13.2. Composizione numerica dei popolamenti di bivalvi lungo il perimetro del lago.

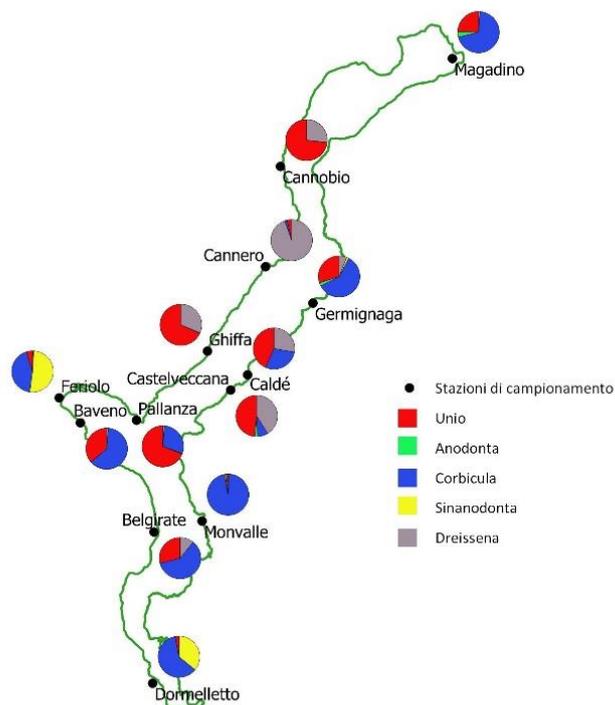


Figura 13.3. Composizione in peso (biomassa) dei popolamenti di bivalvi lungo il perimetro del lago.

Se si confronta la densità di popolazione, oltre al contributo percentuale delle diverse specie, la variabilità dei diversi siti (Figura 13.4) risulta ancora più evidente. Per consentire un confronto tra la composizione e l'abbondanza dei popolamenti litorali in siti con tipologia di habitat molto diverse, il grafico rappresenta il numero di individui di ciascuna specie presente lungo un transetto della larghezza di un metro tra la profondità di 0,5 e 18,0 metri (Tabella 13.2). Uno dei fattori determinanti dell'abbondanza relativa, oltre che assoluta, delle diverse specie è chiaramente la tipologia di habitat. Le due specie invasive più abbondanti si ripartiscono gli habitat in funzione delle proprie esigenze ecologiche: *Dreissena* prevale nelle stazioni del bacino centrale del lago, caratterizzate da rive maggiormente scoscese e litorale roccioso-sassoso; *Corbicula* monopolizza gli ambienti a pendenza lieve, che sono caratterizzati da estesi litorali melmosi/sabbiosi. Analogamente con quanto ritrovato nella letteratura, i valori più alti di densità e biomassa di *Corbicula* sono stati registrati in siti caratterizzati soprattutto da sedimento fine e sabbioso (SOUSA ET AL., 2008).

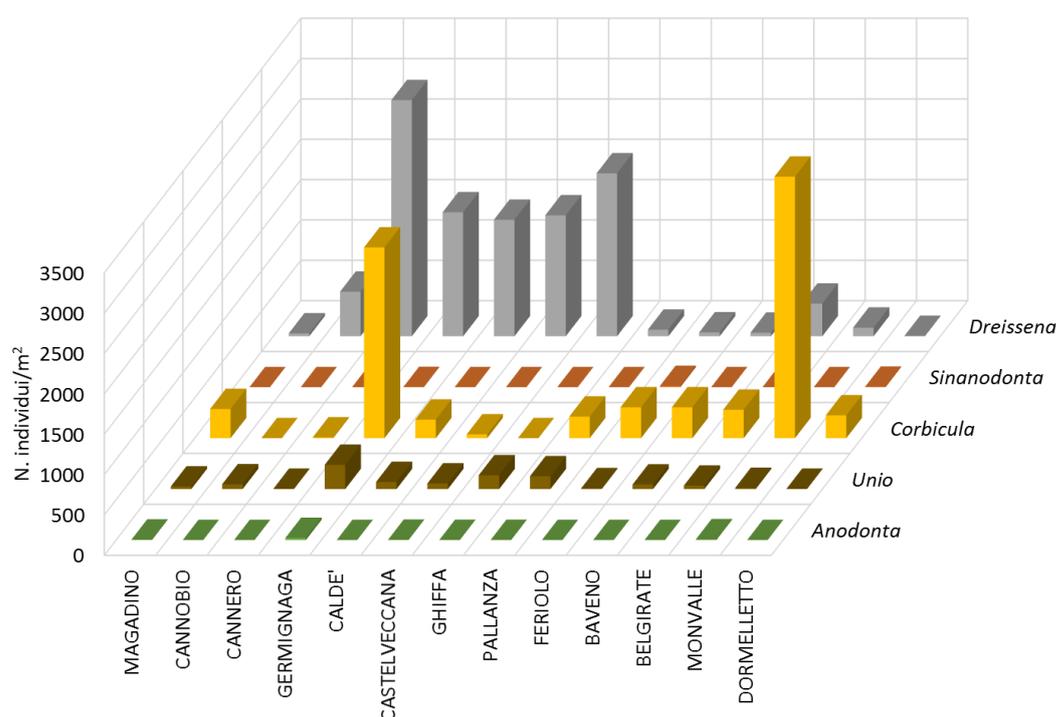


Figura 13.4. Abbondanza (individui  $m^{-2}$ ) delle diverse specie di bivalvi nativi ed invasivi lungo un transetto litorale dell'ampiezza di un metro tra la profondità di 0,5 e 18,0 metri.

La densità totale dei bivalvi è massima a Germignaga per l'elevato numero sia di *Dreissena* che di *Corbicula*, mentre i valori minimi sono stati trovati a Dormelletto, stazione con la maggiore densità di *Sinanodonta woodiana* che, date le dimensioni, non può raggiungere le abbondanze delle altre due specie alloctone.

Tabella 13.2. Abbondanza (individui  $m^{-2}$ ) degli individui delle diverse specie di bivalvi lungo un transetto di ampiezza pari a un metro tra la profondità di 0,5 e 18,0 metri. Stazioni: 1 = Magadino; 2 = Cannobio; 3 = Cannero; 4 = Germignaga; 5 = Caldé; 6 = Castelvecchana; 7 = Ghiffa; 8 = Pallanza; 9 = Feriolo; 10 = Baveno; 11 = Belgirate; 12 = Monvalle; 13 = Dormelletto.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Ue	32,33	59,00	4,35	301,27	88,00	69,00	171,00	159,00	10,67	56,27	42,93	14,50	3,31
An	5,33	0,00	0,00	25,87	0,00	3,00	1,00	1,00	0,00	0,15	0,00	8,80	0,06
Cf	361,00	0,00	9,00	2363,20	230,00	46,00	0,00	267,00	382,67	382,67	351,59	3240,98	282,33
Sw	0,00	0,00	0,00	2,17	0,00	0,00	0,00	0,00	14,67	0,00	0,00	0,00	5,30
Dp	35,33	552,00	2926,44	1536,80	1444,00	1499,00	2019,00	82,00	48,33	44,20	404,60	106,70	4,00
<b>totale</b>	<b>434,0</b>	<b>611,0</b>	<b>2939,8</b>	<b>4229,3</b>	<b>1762,0</b>	<b>1617,0</b>	<b>2191,0</b>	<b>509,0</b>	<b>456,3</b>	<b>483,3</b>	<b>799,1</b>	<b>3371,0</b>	<b>295,0</b>

Se si passa ad esaminare il dettaglio della distribuzione secondo la profondità (Figura 13.5, Figura 13.6, Figura 13.7 e Figura 13.8), risulta evidente una ripartizione verticale abbastanza netta delle nicchie tra *Dreissena* e *Corbicula*. Infatti, nelle stazioni dominate da *Corbicula* (Figura 13.6) *Dreissena* è estremamente scarsa oppure confinata solo alle profondità più elevate, mentre nelle stazioni a sponda ripida e litorale roccioso *Dreissena* sembra competere efficacemente con *Corbicula* contrastandone l'insediamento e/o l'accrescimento numerico (Figura 13.7).

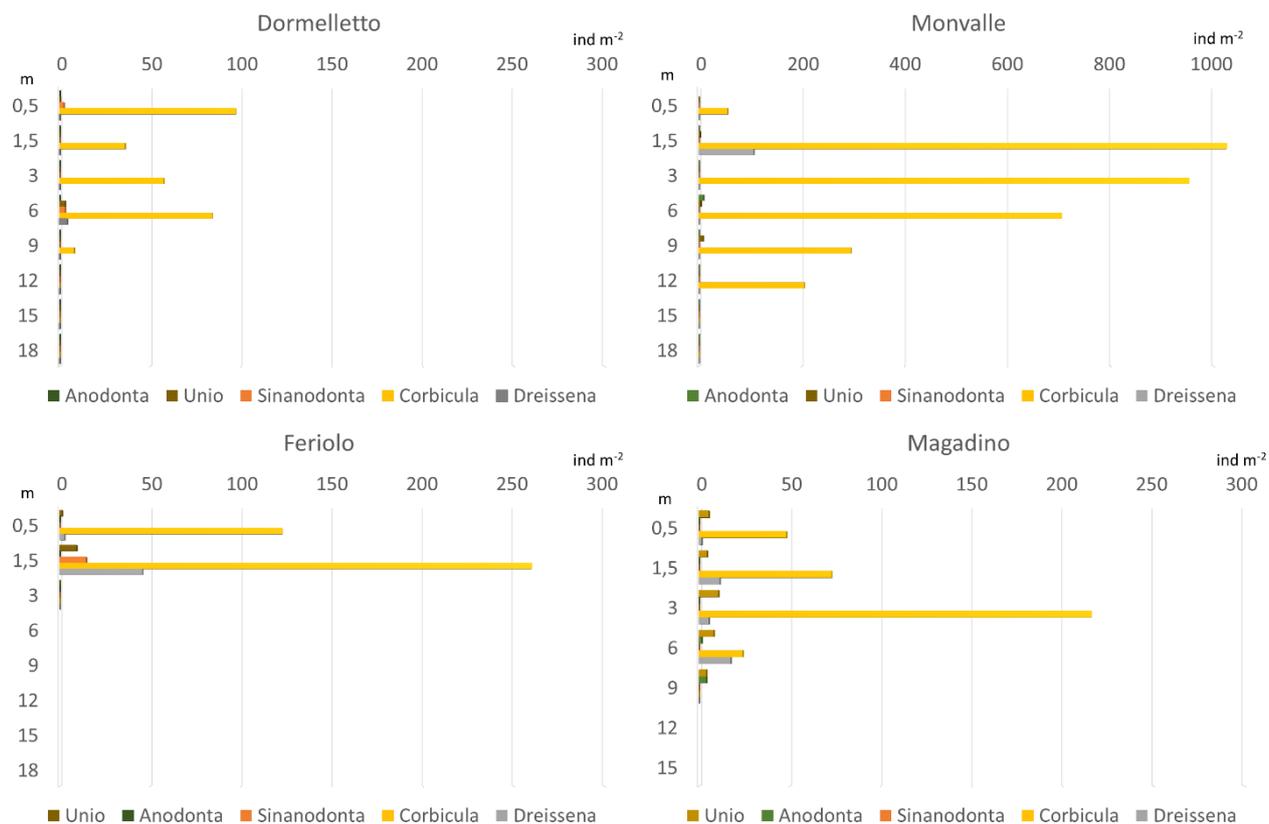


Figura 13.5. Distribuzione di abbondanza delle diverse specie (individui per metro quadro) alle diverse profondità nelle stazioni dominate da *Corbicula*.

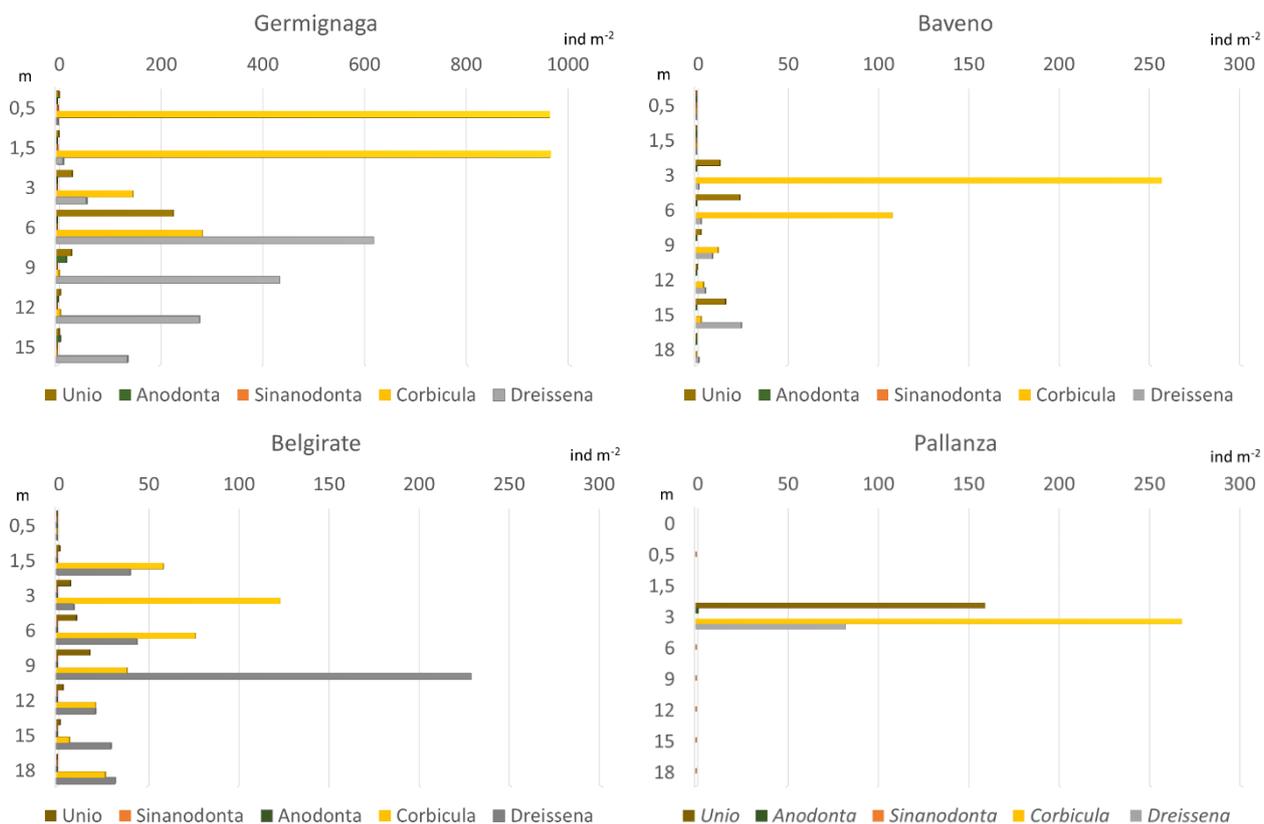


Figura 13.6. Distribuzione di abbondanza delle diverse specie (individui per metro quadro) alle diverse profondità nelle stazioni dominate da Corbicula.

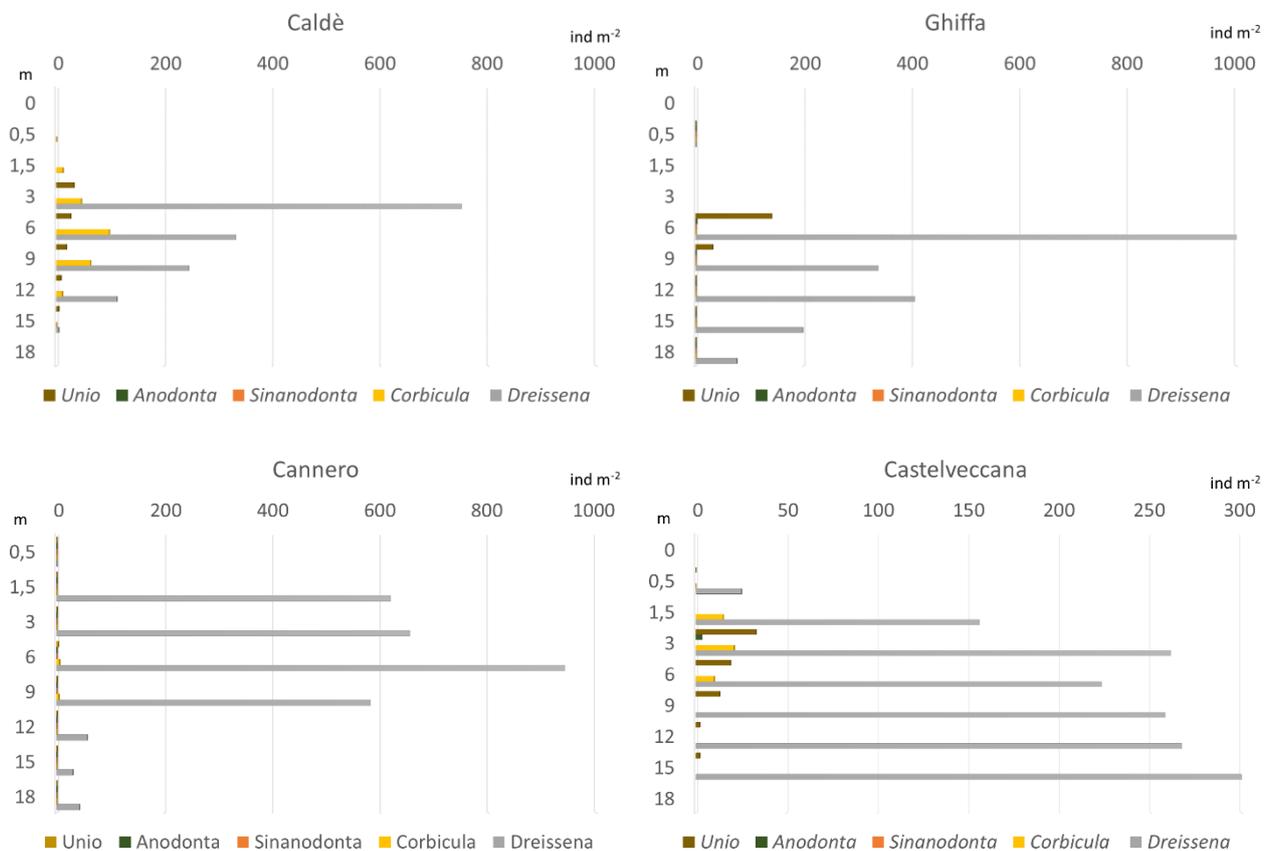


Figura 13.7. Distribuzione di abbondanza delle diverse specie (individui per metro quadro) alle diverse profondità nelle stazioni dominate da D. polymorpha.

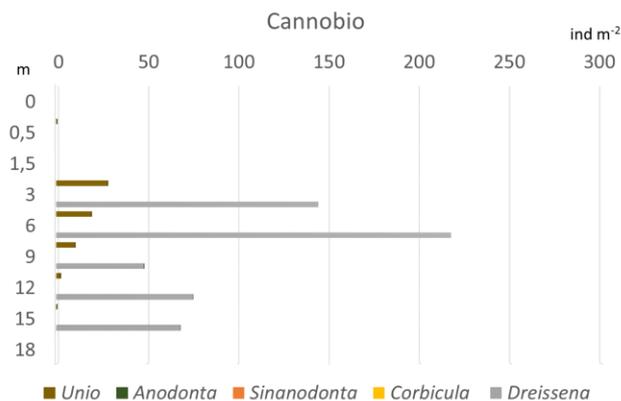


Figura 13.8. Distribuzione di abbondanza delle diverse specie (individui per metro quadro) alle diverse profondità nelle stazioni dominate da *D. polymorpha*.

### 13.4 Confronto della consistenza e struttura demografica delle attuali popolazioni di *Corbicula fluminea* con i dati pregressi

A differenza dell'invasione di *Dreissena polymorpha*, per la quale mancano totalmente dati sul Lago Maggiore, l'invasione di *Sinanodonta woodiana* e quella di *Corbicula fluminea* sono state riscontrate abbastanza precocemente grazie a sopralluoghi effettuati periodicamente per il monitoraggio delle specie native di bivalvi (RAVERA ET AL., 2007 a; b). Il primo rinvenimento per entrambe le specie invasive risale al 2010, ma gli studi condotti all'epoca indicavano che *Corbicula* fosse presente sin dal 2007 e *Sinodonta* dal 2004 nel bacino sud (Arona ed Angera). Poiché *Sinanodonta*, pur colonizzando stabilmente nuovi habitat, non sempre diviene invasiva, gli studi successivi si sono concentrati principalmente su *Corbicula* consentendo di tracciarne le dinamiche di espansione all'interno del Lago Maggiore (KAMBURSKA ET AL., 2013a). Il monitoraggio di *Corbicula* è continuato, seppure irregolarmente, fino al 2014, fornendo una base di dati utilizzabile per il confronto con la situazione attuale. Per facilitare questo confronto, lo studio attuale ha monitorato anche la struttura dimensionale, oltre alla distribuzione e alla densità dei popolamenti lungo il perimetro del lago.

La struttura dimensionale delle popolazioni rilevata nell'estate 2017 indica che in tutte le stazioni le popolazioni sono composte da più classi di età come indicato dalle curve multimodali (Figura 13.9). E' comunque evidente un'ampia variabilità tra stazioni. In particolare, la frequenza degli individui di età minore o uguale ad un anno, a sinistra della linea tratteggiata, indica che le popolazioni con maggiore produzione o sopravvivenza delle coorti giovanili sono Cerro, Germignaga, Feriolo, Baveno, e Pallanza. Tuttavia, nella stazione di Pallanza la sopravvivenza sembra ridursi drasticamente dopo il primo anno di età, mentre una sopravvivenza maggiore si osserva in tutte le altre stazioni.

Per valutare l'evoluzione temporale dei popolamenti, i dati attuali sono stati confrontati con quelli ottenuti dagli studi precedenti. In particolare, per le stazioni monitorate con cadenza stagionale dal 2010 al 2013 si evidenzia una drastica riduzione dell'abbondanza negli anni successivi il 2012, benchè l'andamento demografico tipico di questa specie possa mascherare i trend di lungo termine (Figura 13.10, Figura 13.11). Infatti, si osservano forti fluttuazioni di numero non solo tra anni ma tra stagioni, come è tipico di specie invasive opportuniste come *Corbicula*. Fa eccezione la stazione di Monvalle nella quale l'andamento numerico della popolazione appare relativamente costante nel tempo. Si noti che la scala delle ordinate, che indica la frequenza degli individui per unità di superficie (metro quadro) in ciascuna classe dimensionale, è uguale per tutte le stazioni così da consentirne il confronto diretto. Dinamiche demografiche esplosive, con alternanza di mortalità massive e accrescimenti numerici esponenziali, sono tipiche delle prime fasi di

invasione, ma tendono a smorzarsi nel tempo per effetto dell'incremento dei rapporti biotici con la comunità residente e del controllo ambientale per effetto del raggiungimento della capacità portante. Questo tipo di andamento appare evidente dalla Figura 13.12 che compara la struttura dimensionale degli individui vivi, con quella dei gusci degli individui morti. La riduzione delle popolazioni nelle stazioni di Angera ed Arona è stata infatti preceduta da mortalità massive a cominciare dall'inverno del 2011.

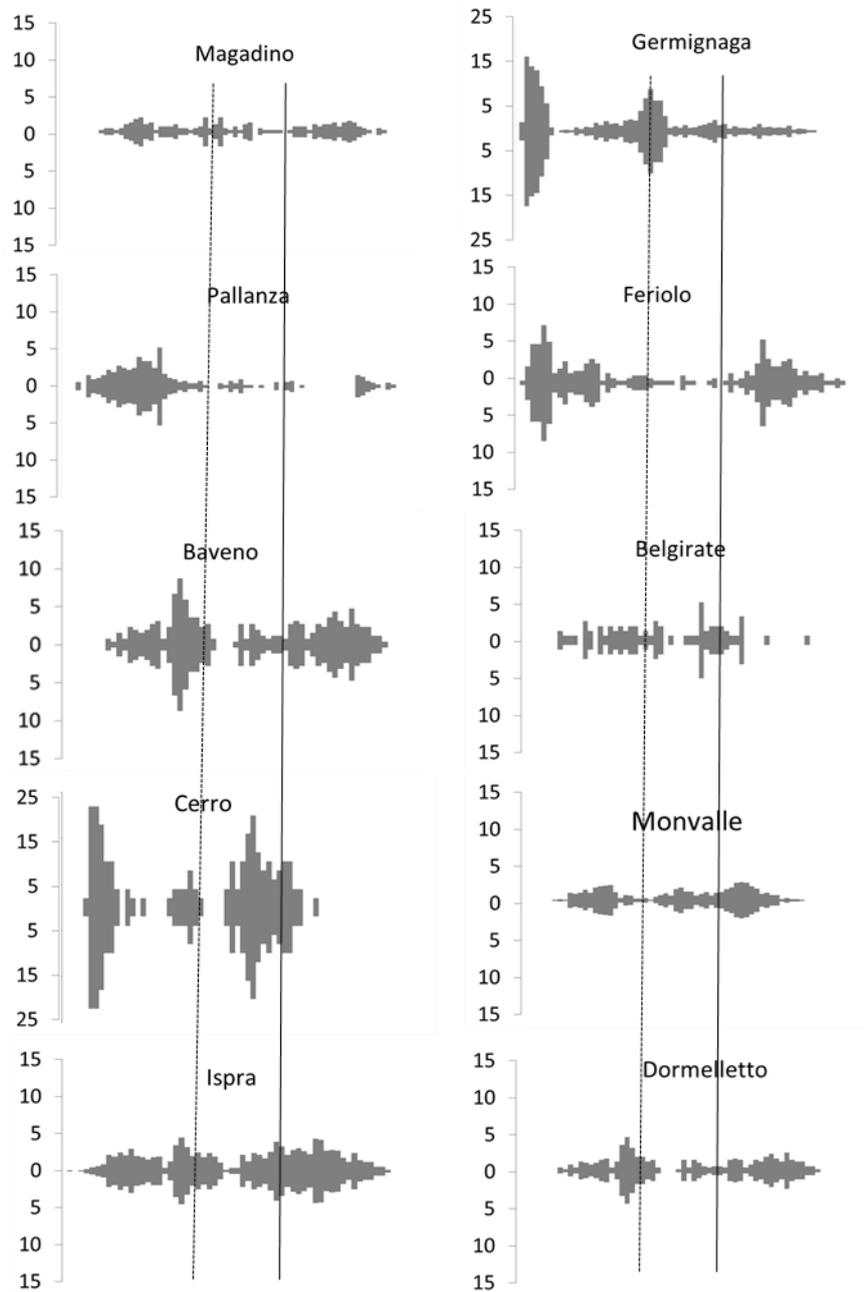


Figura 13.9. Struttura dimensionale dei popolamenti di *Corbicula* in stazioni del bacino nord (Magadino, Germignaga), centro (Pallanza, Feriolo, Baveno) e sud (Belgirate, Cerro, Monvalle, Ispra, Dormelletto) del Lago Maggiore nel 2017. Asse y = frequenza percentuale degli individui nella classe dimensionale; asse x = classi di grandezza ciascuna pari a 0,5 mm.

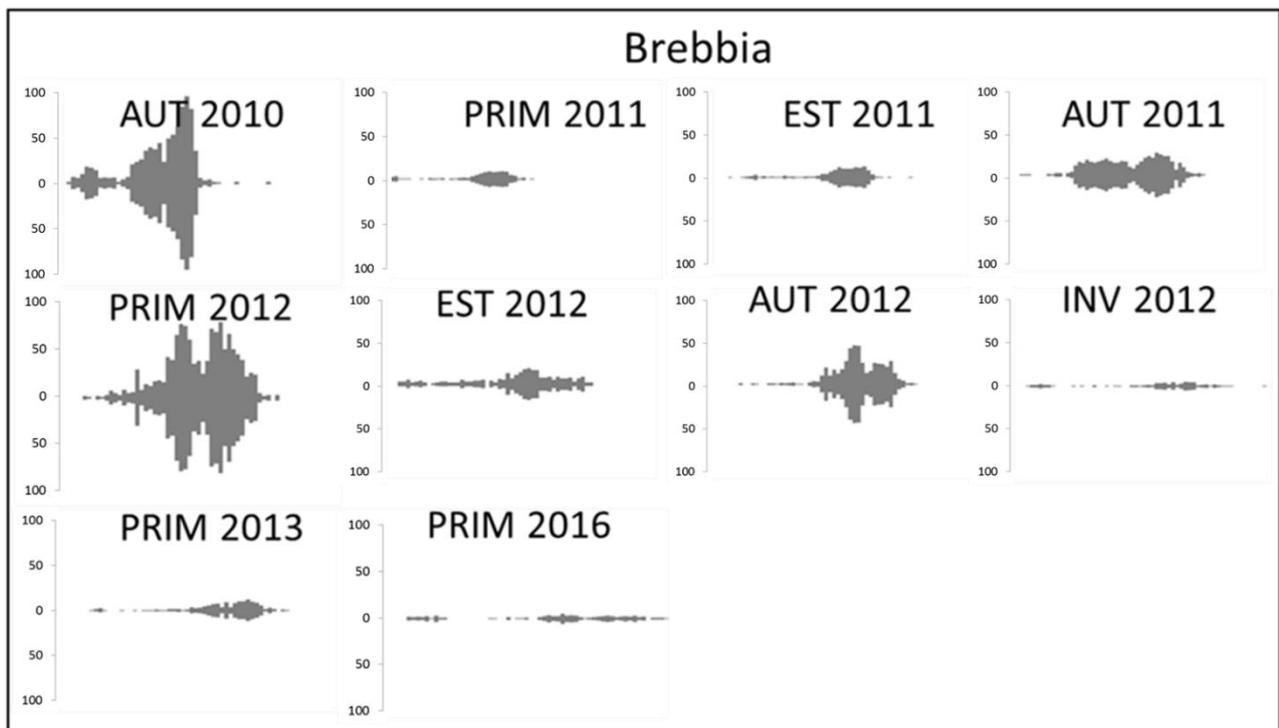
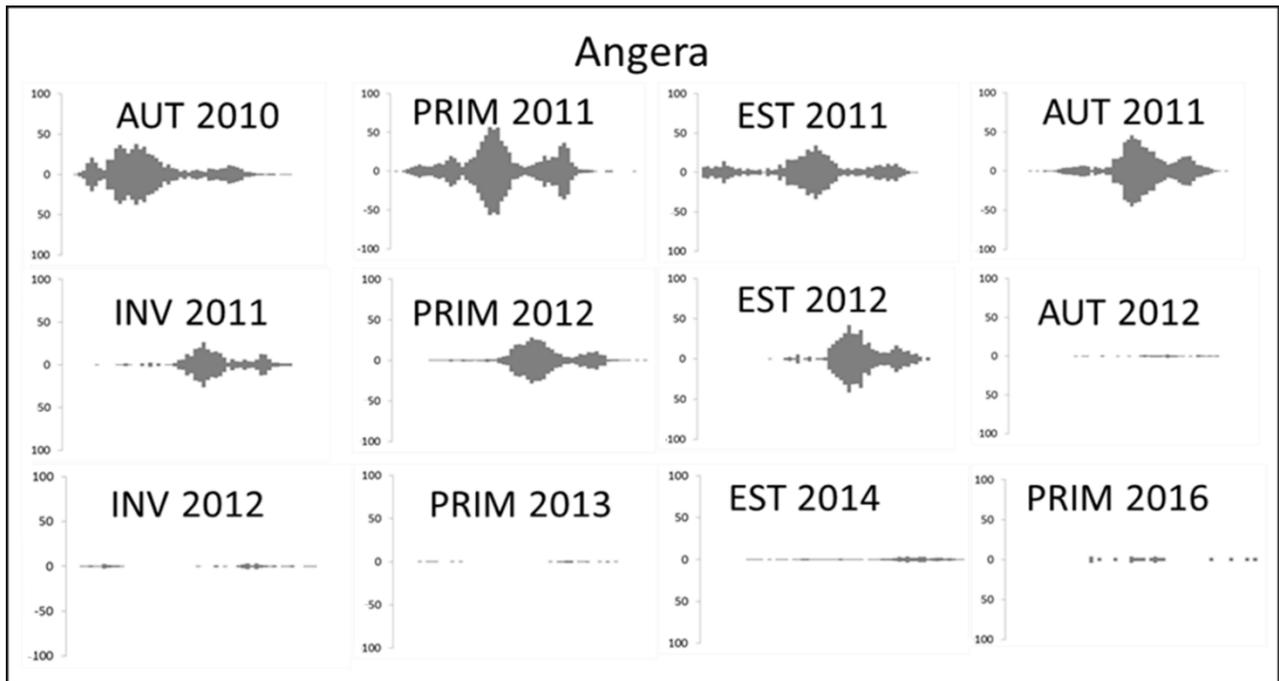


Figura 13.10. Variazioni stagionali della struttura dimensionale dei popolamenti di *Corbicula* in 4 stazioni (Angera, Brescia, Feriolo, Monvalle) del Lago Maggiore a partire dal 2010. Asse y = frequenza percentuale degli individui nella classe dimensionale; asse x = classi di grandezza ciascuna pari a 0,5 mm.

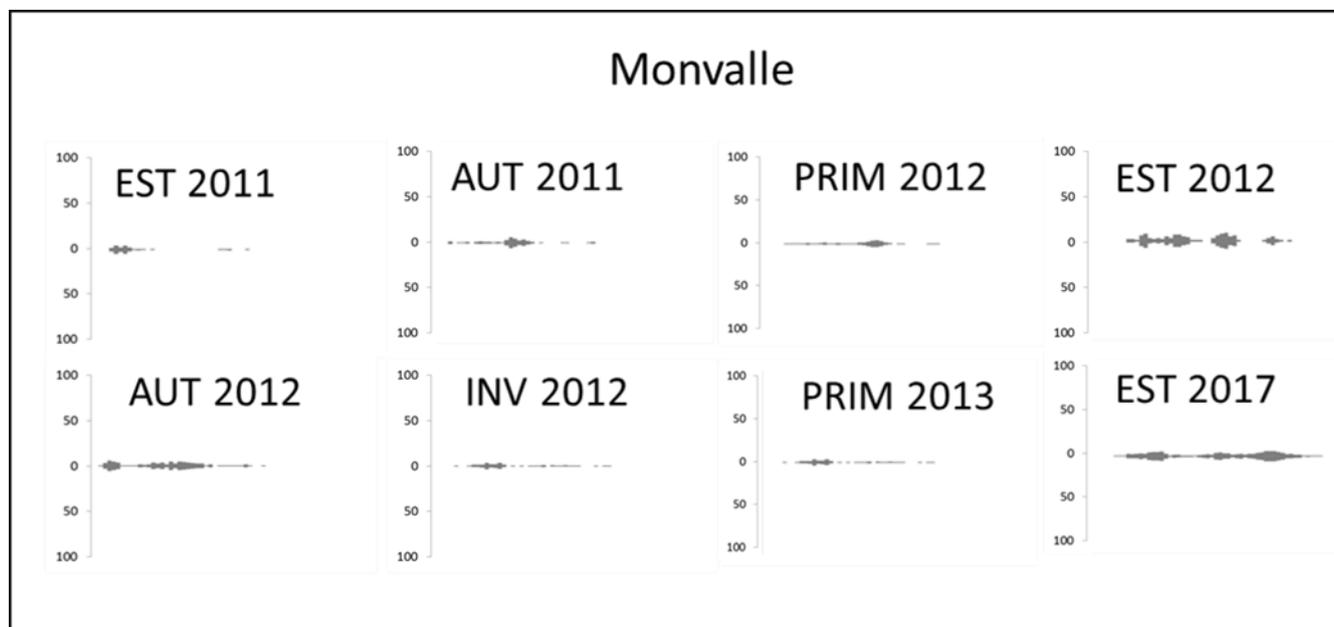
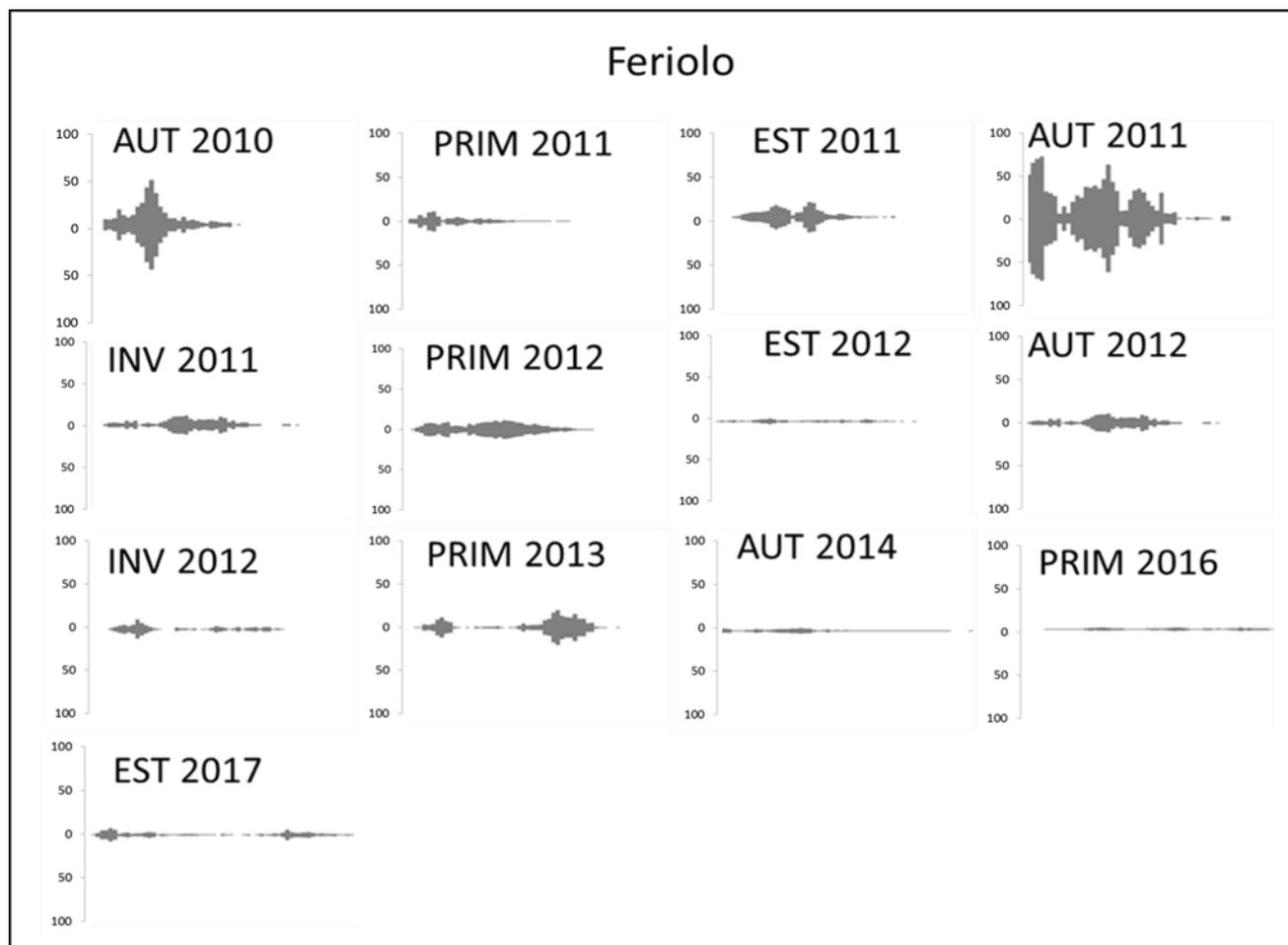


Figura 13.11. Variazioni stagionali della struttura dimensionale dei popolamenti di *Corbicula* in 4 stazioni (Angera, Brebbia, Feriolo, Monvalle) del Lago Maggiore a partire dal 2010. Asse y = frequenza percentuale degli individui nella classe dimensionale; asse x = classi di grandezza ciascuna pari a 0,5 mm.

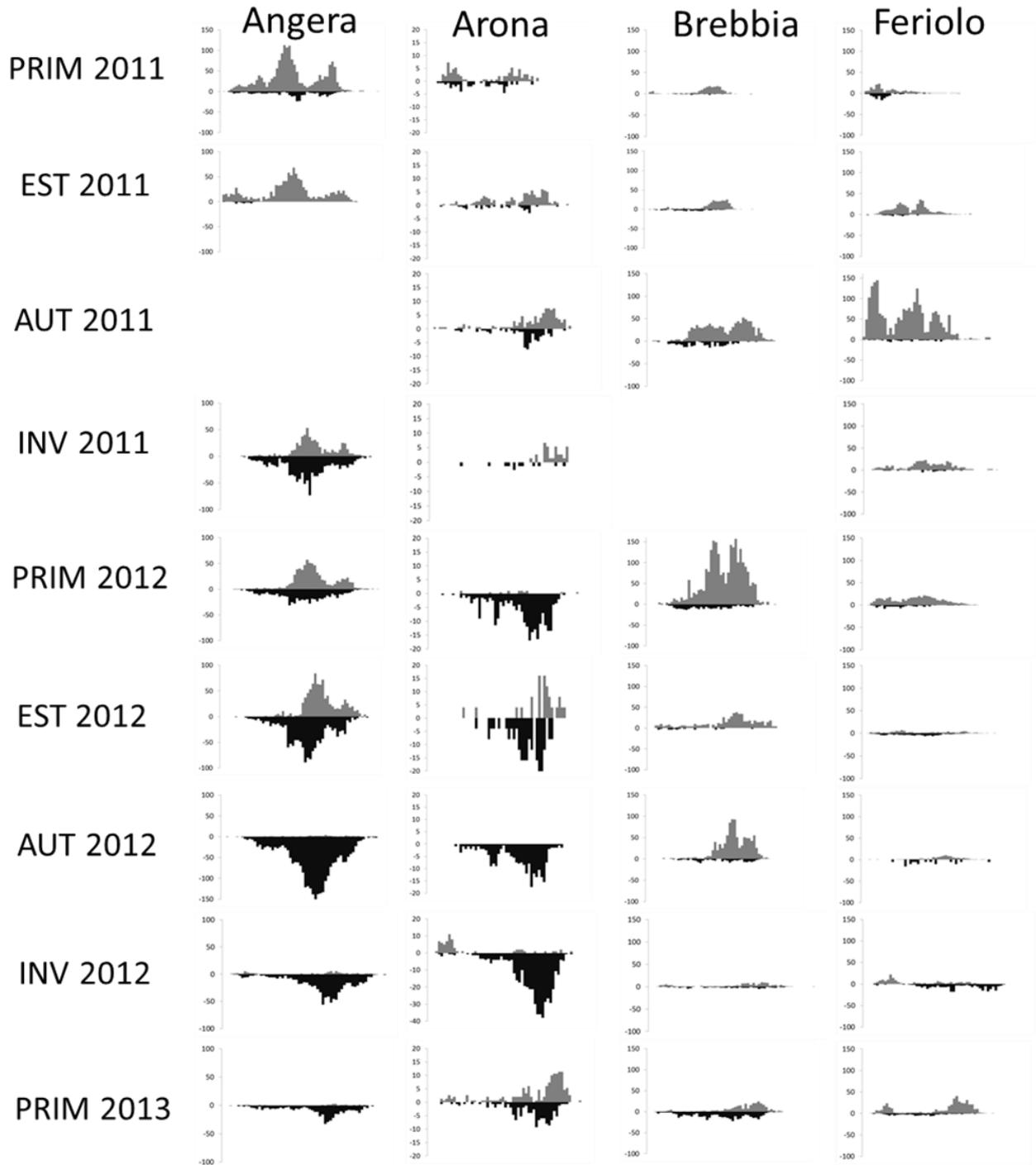


Figura 13.12. Confronto stagionale tra la struttura dimensionale degli individui vivi (in grigio) e dei gusci di individui morti (in nero) di *Corbicula* in quattro stazioni del Lago Maggiore tra il 2010 e il 2013.

## 14 CONCLUSIONI

Benchè le attuali popolazioni siano fortemente ridotte rispetto ai primi anni di introduzione della specie, non va dimenticato che la consistenza dei popolamenti invasivi è soggetta a rapidi incrementi in risposta a condizioni ambientali favorevoli, come l'aumentata disponibilità di nicchie vuote favorita dal disturbo antropico. Ad esempio, i frequenti e prolungati periodi siccitosi degli ultimi anni hanno causato mortalità massive di tutti i bivalvi rimasti nelle aree in asciutta. Ma solo *Corbicula* ha la capacità di ricolonizzare molto rapidamente queste aree dopo l'innalzamento del livello dell'acqua grazie alle sue potenzialità riproduttive e di accrescimento rapido. Ad esempio, da uno studio sulle potenzialità riproduttive di *Corbicula* nel Lago Maggiore, risulta che la produzione larvale media per individuo può raggiungere valori molto elevati nelle condizioni da habitat favorevoli (Tabella 14.1; RICCARDI, dati non pubblicati).

Tabella 14.1. Produzione larvale media per individuo (larvae ind.<sup>-1</sup>).

Stazione	Autunno 2010	Estate 2011	Autunno 2011	Estate 2012	Autunno 2012
Angera	314 ± 382	1250 ± 1195	2380 ± 1479	2163 ± 1838	297 ± 374
Arona	-	-	1183 ± 1361	-	-
Brescia	264 ± 153	635±849	713 ± 853	1103 ± 993	65 ± 82
Ferriolo	193 ± 155	324±344	-	188 ± 272	213 ± 231
Monvalle	-	-	767 ± 842	-	538 ± 507

A differenza di *Corbicula*, le specie native impiegano parecchi anni per la ricolonizzazione dopo gli eventi di mortalità e, pertanto, risultano svantaggiate nella competizione nelle aree litorali più soggette ad emersione periodica. In queste aree, in passato colonizzate da dense popolazioni di *Unio* (RAVERA ET AL., 2007) si osservano oggi le massime densità di *Corbicula*, favorita dall'estirpazione del competitore nativo. Dai nostri studi emerge che le specie native del Lago Maggiore (*Anodonta anatina*, *Anodonta cygnea* e *Unio elongatulus*) sono in forte declino negli ultimi anni e, in particolare, negli anni successivi alla invasione delle ultime due specie aliene (*Corbicula* e *Sinanodonta*). E' allarmante constatare che in alcune aree, monitorate da oltre 20 anni dal nostro gruppo di ricerca, la specie nativa del nostro lago con popolazione più abbondante e stabile (*Unio elongatulus*) è già diminuita del 90 %. La perdita delle specie native, oltre a ridurre il patrimonio di biodiversità del Lago Maggiore che per i bivalvi rappresenta un hotspot (FROUFE ET AL., 2017), comporta variazioni funzionali che possono avere effetti a cascata sulle diverse componenti biotiche ed abiotiche dell'ecosistema (CARDINALE ET AL., 2000). Ad esempio, dati preliminari sulle potenzialità di filtrazione di *Unio elongatulus* e di *Corbicula fluminea* indicano che quest'ultima ha una rata di filtrazione molto più elevata se rapportata all'unità di peso. Infatti, se considerando il tasso di filtrazione individuale *U. elongatulus* presenta valori più elevati rispetto a *C. fluminea*, considerando il tasso di filtrazione per un grammo di tessuto la situazione si capovolge, e *C. fluminea* mostra un tasso di filtrazione medio 10 volte superiore rispetto a *U. elongatulus* (Figura 14.1). Se si confrontano i valori degli organismi giovani delle due specie il valore massimo di filtrazione per *C. fluminea* arriva ad essere quasi 18 volte superiore. Poiché *Corbicula* può raggiungere densità localmente molto elevate ed è dominante in termini di biomassa in numerose aree del lago (Figura 13.3), la filtrazione potenziale per unità di superficie in queste aree è sicuramente aumentata dopo la sua introduzione. Una stima di massima è stata fatta nella stazione di Brescia per la quale sono disponibili dati pregressi di densità di *Unio* prima e dopo l'introduzione di *Corbicula* (Figura 14.2). Nel sito di Brescia la biomassa di *Corbicula* nel 2012 era 4 volte superiore alla biomassa di *Unio* nel 2004 e 57 volte superiore alla biomassa di *Unio* nello stesso anno. Valutando la quantità di acqua filtrata in un metro quadro di sedimento si stima che *U. elongatulus* nel 2004 filtrava il 4.6% di ciò che veniva filtrato nel 2012 dalla sola *C. fluminea* (Figura 14.3).

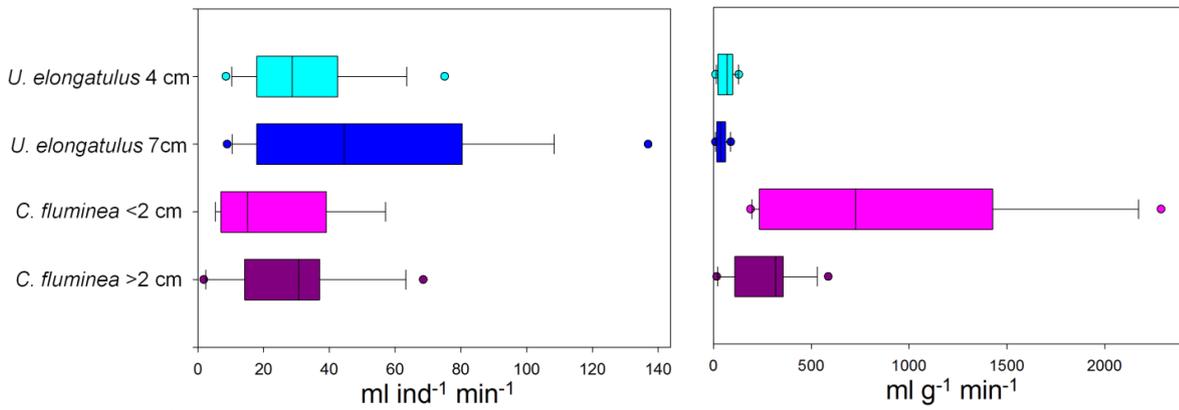


Figura 14.1. Confronto tra le rate di filtrazione di *U. elongatulus* e *C. fluminea*: a sinistra rate di filtrazione per individuo a destra per unità di biomassa secca dei tessuti.

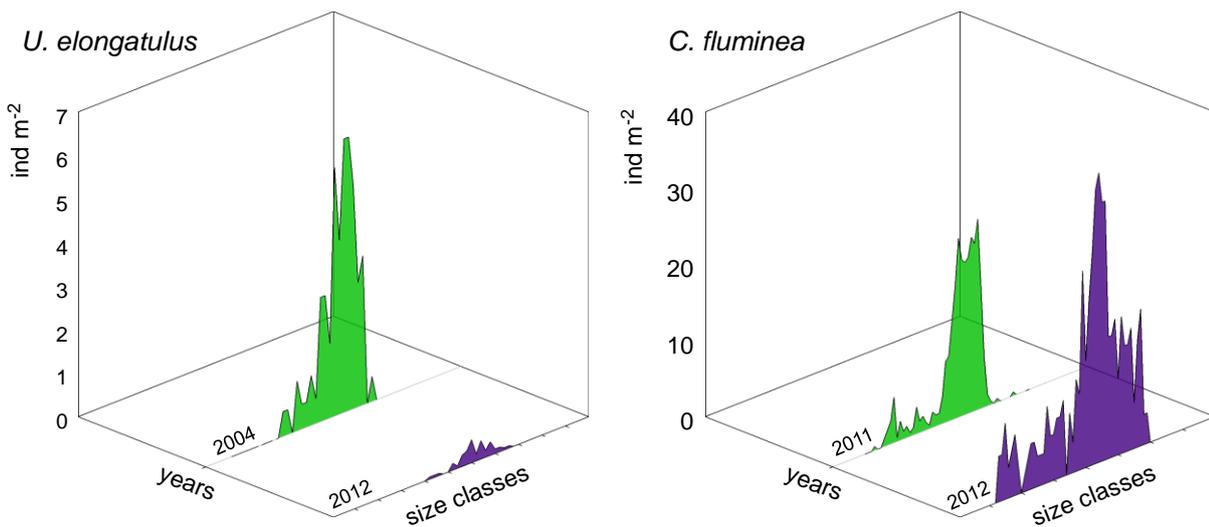


Figura 14.2. Confronto tra le strutture dimensionali e le abbondanze delle popolazioni di *U. elongatulus* e *C. fluminea* nella stazione di Brebbia: *U. elongatulus* (a sinistra), intervallo dimensionale = 0,1 mm, anni 2004 e 2012; *C. fluminea* (a destra), intervallo dimensionale = 0,05 mm, anni 2011 e 2012.

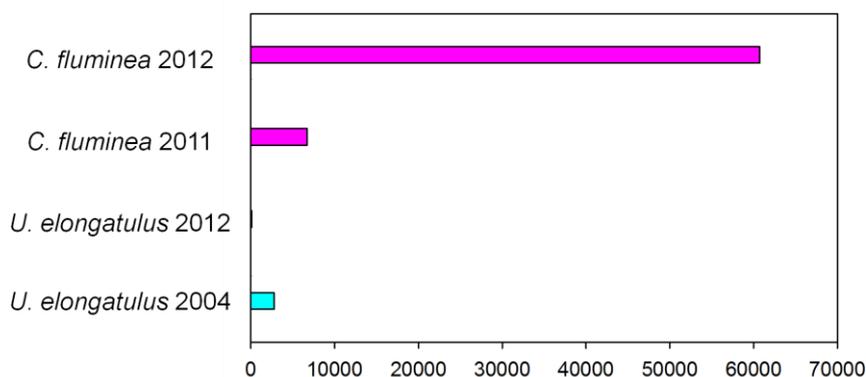


Figura 14.3. Volume di acqua filtrata (litri per giorno per metro quadro) dai bivalvi presenti in un metro quadro di sedimento nella zona litorale di Brebbia.

Essendo dei filtratori, cambiamenti nella comunità dei molluschi possono portare a considerevoli cambiamenti alla base della rete trofica degli ambienti (es. PHELPS, 1994; SOUSA ET AL., 2008). Sono noti numerosi esempi dell'effetto dei molluschi sulla trasparenza dell'acqua, ad esempio a nord della Baia di San Francisco conseguente all'introduzione della vongola asiatica *Potamocorbula amurensis*, nei Grandi Laghi e nel Fiume Hudson a seguito dell'introduzione di *Dreissena polymorpha*, nel Fiume Potomac con l'introduzione di *Corbicula fluminea*. Per quanto riguarda la capacità di filtrazione, Lauritsen & Mozley (1983) riportano valori con un range sovrapponibile a quelli stimati per *Corbicula* del Lago Maggiore, infatti i tassi di filtrazione variano tra 278 e 607 ml g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> nel primo caso, mentre per il Lago Maggiore i valori rientrano in un range più ampio (263-858 ml g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>). Buttner & Heidinger (1981) confermano dei valori che variano da 300 a 800 ml g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>. In letteratura vengono riportati valori che presentano ampie differenze (WAY ET AL., 2011) che, in alcuni casi, riflettono differenti condizioni sperimentali, in altri differenze di habitat, ad esempio diversa temperatura o tipo di alimento. Questo suggerisce che per una valutazione dei potenziali impatti ecosistemici dei bivalvi invasivi sarebbe indicato uno studio sperimentale (in laboratorio e in condizioni semi-naturali) specifico per le condizioni del Lago Maggiore. La disponibilità di dati di lungo termine sulle variabili fondamentali dell'ecosistema lacustre può essere utilizzata per lo sviluppo di un modello previsionale degli effetti a lungo termine partendo dal contesto lacuale attuale.

In conclusione, sulla base della attuale valutazione della distribuzione e consistenza delle specie invasive, è necessario procedere alle seguenti valutazioni.

1. Valutazione degli impatti locali, incluso un problema emergente come quello delle parassitosi, di crescente gravità sia a causa dell'ingresso delle specie invasive che dell'aumento dello stress climatico. Poco si sa della diffusione o emergenza di parassitosi legate alle invasioni nel nostro lago, ma le conseguenze potrebbero non essere trascurabili anche per la salute umana. E' noto, infatti, come il fenomeno delle invasioni sia alla base della emergenza di nuove patologie o della recrudescenza di patologie già presenti in passato.
2. Valutazione di possibili azioni di mitigazione/contenimento.

Per quanto riguarda i bivalvi invasivi, non è possibile giungere ad eradicazione, ma solo ad azioni di contrasto in loco. Poiché, in ambiente naturale non è consigliabile utilizzare "biocidi" per il rischio di causare danni alle altre componenti dell'ecosistema, le uniche azioni applicabili si basano sul "controllo biologico" delle popolazioni invasive. L'uso di "barriere bentoniche", già adottato in laghi naturali (WITTMANN ET AL. 2012), presenta il duplice svantaggio di non essere selettivo per le specie invasive e di non garantire risultati durevoli

nel tempo. I metodi che sembrano più promettenti sono: A) il potenziamento delle popolazioni di bivalvi nativi per incrementarne la capacità competitiva e B) l'introduzione di piante acquatiche che determinano ombreggiamento rendendo l'habitat meno favorevole per *Corbicula* e più idoneo per la specie native.

Una terza possibilità per favorire il contenimento nel tempo è l'identificazione di possibili utilizzi delle specie invasive che ne giustifichino il controllo antropico. Tra questi, il più intuitivo è il consumo alimentare umano o animale, già in uso nei Paesi Asiatici di origine, e in fase di studio sia per *Corbicula* che per *Sinanodonta* nelle aree di invasione (es. STANGIERSKI ET AL., 2018). Un utilizzo per questi scopi richiede: i) una fase preliminare di verifica dei potenziali rischi di trasmissione di patogeni o di sostanze tossiche accumulate; ii) una seconda fase di verifica dei costi/benefici della raccolta ai fini di sfruttamento.

Per entrambe le valutazioni è necessario focalizzare lo studio su aree campione rappresentative nelle quali effettuare una sperimentazione *in situ* che permetta il confronto tra aree di "controllo" e aree "trattate" (rimozione delle invasive, reintroduzione di piante acquatiche e di bivalvi nativi). Lo studio delle invasive rimosse sarà focalizzato sull'identificazione quantitativa dei patogeni e degli elementi tossici accumulati al fine di delineare i possibili ambiti di sfruttamento.

## 15 BIBLIOGRAFIA

- Bedulli D., Castagnolo L., Ghisotti F., Spada G., 1995. Bivalvia, Scaphopoda. In: Minelli A, Ruffo S, La Posta S. (eds) Checklist delle specie della fauna italiana, 17, Calderini, Bologna, pp. 1-21.
- Buttner J. K., Heidinger R. C., 1981. Rate of Filtration in The Asiatic Clam, *Corbicula fluminea*. Transactions of the Illinois Academy of Science 74:13-17.
- Camusso M., Balestrini R., Binelli A., 2001. Use of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) to assess trace metal contamination in the largest Italian subalpine lakes. Chemosphere 44:263-70.
- Cappelletti C., Cianfanelli S., Beltrami M.E., Ciutti F., 2009. *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (*Bivalvia: Unionidae*): a new non-indigenous species in Lake Garda (Italy). Aquatic Invasions 4: 685-688.
- Cardinale B.J., Nelson K., Palmer M.A., 2000. Linking species diversity to the functioning of ecosystems: on the importance of environmental context. Oikos 91: 175-183.
- Cianfanelli S., Lori E., Bodon M., 2007. Non-indigenous freshwater molluscs and their distribution in Italy. In: Gherardi F (ed.), Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution and threats. Springer, the Netherlands, pp 103–121.
- Colautti R.I., MacIsaac H.J., 2004. A neutral terminology to define 'invasive' species. Diversity and Distributions, 10: 135–141.
- De Vico G., Maio N., Castagnolo L., 2007. Prima segnalazione di *Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834) (Mollusca: Bivalvia: Unionidae) per il Sud Italia. Notiziario della Società Italiana di Malacologia 25: 23-25.
- Douda K., Vrtr'lek M., Slavi'k O., Reichard M., 2012. The role of host specificity in explaining the invasion success of the freshwater mussel *Anodonta woodiana* in Europe. *Biological Invasions* 14: 127-137.
- Ercolini P., Cenni M., 2015. Prima segnalazione di *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) nelle acque del fiume Serchio (Lucca). *Biologia Ambientale* 29: 71-74.
- Fabbi R., Landi L., 1999. Nuove segnalazioni di molluschi, crostacei e pesci esotici in Emilia Romagna e prima segnalazione di *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774) in Italia (Mollusca Bivalvia, Crustacea Decapoda, Osteichthyes Cypriniformes). *Quaderno di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna* 12: 9-20.
- Froufe E., Lopes-Lima M., Riccardi N., Zaccara S., Vanetti I., Lajtner J., Teixeira A., Varandas S., Prié V., Zieritz A., Sousa R., Bogan A.E., 2017. Lifting the curtain on the freshwater mussel diversity from the Italian Peninsula and Croatian Adriatic coast. *Biodiversity and Conservation*, 26: 3255-3274, ISSN: 1572-9710, doi: 10.1007/s10531-017-1403-z
- Gherardi F., Bertolino S., Bodon M., Casellato S., Cianfanelli S., Ferraaguti M., Lori E., Mura G., Nocita A., Riccardi N., Rossetti G., Rota E., Scalera R., Zerunian S., Tricarico E., 2008. Animal xenodiversity in Italian inland waters: distribution, modes of arrival, and pathways. *Biological Invasions* 10: 435–454.
- Kamburska L., Lauceri R., Beltrami M., Boggero A., Cardeccia A., Guarneri I., Manca M., Riccardi N., 2013a. Establishment of *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774) in Lake Maggiore: a spatial approach to trace the invasion dynamics. *BioInvasions Records* 2: 11–23.
- Kamburska L., Lauceri R., Riccardi N., 2013b. Establishment of a new alien species in Lake Maggiore (Northern Italy): *Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae). *Aquatic Invasion* 8: 111-116.
- Kiss A., 1990. *Anodonta woodiana woodiana* Lea, 1834 (Bivalvia, Unionacea) in Hungary. *Lavori Società Italiana di Malacologia* 24: 171–176.
- Lauritsen D., Mozley S.C., 1983. The freshwater Asian clam *Corbicula fluminea* as a factor affecting nutrient cycling in the Chowan River, NC. Report 192. Water Resources Research Institute, University of North Carolina, Raleigh, North Carolina, USA.

- Lopes-Lima M., Sousa R., Teixeira A., Varandas S., Riccardi N., Aldridge D.C., Froufe E., 2016. Newly developed microsatellite markers for the pan-European duck mussel, *Anodonta anatina*: revisiting the main mitochondrial lineages and phylogeographical patterns. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 26: 307–318, DOI: 10.1002/aqc.2575
- Lopes-Lima M., Sousa R., Geist J., Aldridge D.C., Araujo R., Bergengren J., Bernaldo de Azevedo Y., Bódis E., Burlakova L., Van Damme D., Douda K., Froufe E., Georgiev D., Gumpinger C., Karatayev A., Kebapçı Ü., Killeen I., Lajtner J., Larsen B.M., Lauceri R., Legakis A., Lois S., Lundberg S., Moorkens E., Motte G., Nagel K.-O., Ondina P., Outeiro A., Paunovic M., Prié V., von Proschwitz T., Riccardi N., Rudzīte M., Rudzītis M., Scheder C., Seddon M., Sereflisan H., Simić V., Sokolova S., Stoeckl K., Taskinen J., Teixeira A., Thielen F., Trichkova T., Varandas S., Vicentini H., Zajac K., Zajac T., Zogaris S., 2017. Conservation Status of Freshwater Mussels in Europe: State of the Art and Future Challenges. *Biological Reviews*, 92: 572-607, doi: 10.1111/brv.12244
- Malvasi D., Fabbri R., Bernardoni A., 1999. Prima segnalazione nel tratto medio del fiume Po di *Corbicula fluminea* Müller. *Pianura* 11: 183-185.
- Manganelli G., Bodon M., Favilli L., Castagnolo L., Giusti F., 1998. Checklist delle specie della fauna d'Italia, molluschi terrestri e d'acqua dolce. Errata and addenda, 1. *Bollettino Malacologico Italiano* 33: 151-156.
- Marrone F., Naselli Flores L., 2015. A Review on the Animal Xenodiversity in Sicilian Inland Waters (Italy) *Advances in Oceanography and Limnology* 6(1/2): 2-12.
- Mienis H.K., 1991. Some remarks concerning asiatic clams invading Europe with a note on sample of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) from Trapani, Sicily, *Notiziario S.I.M.*, 9: 137–139.
- Mienis H.K., 2011. Additional Information Concerning the Conquest of Europe by the Invasive Chinese Pond Mussel *Sinanodonta woodiana*. 25. News from Austria, Belgium, Bulgaria, Germany, Hungary, Italy, the Netherlands, Slovakia, and Poland. *Newsletter of the Freshwater Mollusk Conservation Society Ellipsaria*, Sept. 2011, 13(3): 8–10
- Nardi G., Braccia A., 2004. Prima segnalazione di *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774) per il Lago di Garda (Provincia di Brescia) (Mollusca Bivalvia, Corbiculidae). *Bollettino Malacologico* 39 (9–12): 181-184.
- Nentwig W., Josefsson M., 2010. Introduction. Chapter 1. In: Roques A. et al. (eds), *Alien terrestrial arthropods of Europe*. *BioRisk*, 4(1): 5-9.
- Phelps H.L., 1994. The Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) invasion and system-level ecological change in the Potomac river estuary near Washington, D.C. *Estuaries*, 17: 614–621.
- Prié V., Puillandre N., Bouchet P., 2012. Bad taxonomy can kill: molecular reevaluation of *Unio manicus* Lamarck, 1819 (Bivalvia: Unionidae) and its accepted subspecies. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 405, 08.
- Ravera O., Vollenweider R.A., 1968. *Oscillatoria rubescens* D.C. as an Indicator of Lago Maggiore Eutrophication. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 30: 374-380.
- Ravera O., Frediani A., Riccardi N., 2007. Seasonal variations in population dynamics and biomass of two *Unio pictorum manicus* (Mollusca, Unionidae) populations from two lakes of different trophic state. *Journal of Limnology* 66(1): 15-27.
- Riva C., Binelli A., Parolini M., Provini A., 2010. The Case of Pollution of Lake Maggiore: A 12-Year Study with the Bioindicator Mussel *Dreissena polymorpha*. *Water Air Soil Pollut* 210: 75-86.
- Sol D., 2007. Do successful invaders exist? Pre-adaptations to novel environments in terrestrial vertebrates. Pages 127–141 in W. Nentwig, ed. *Biological invasions*. *Ecological Studies*. Springer, Heidelberg.
- Solustri C., Nardi G., 2006. Una nuova stazione di *Anodonta woodiana woodiana* (Lea, 1834) nell'Italia centrale (Bivalvia, Unionidae). *Quaderno di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna* 23: 1-8.
- Sousa R., Rufino M., Gaspar M., Antunes C., Guilhermino L., 2008. Abiotic impacts on spatial and temporal distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the River Minho Estuary, Portugal. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 98–110, <http://dx.doi.org/10.1002/>

- Sousa R., Novais A., Costa R., Strayer D.L., 2014. Invasive bivalves in fresh waters: impacts from individuals to ecosystems and possible control strategies. *Hydrobiologia* 735:233–251.
- Stangierski J., Andrzejewski W., Tomaszewska-Gras J., Grześ B., Konieczny P., Urbańska M., 2018. Effect of Washing on the Quality of Surimi-Like Preparation Obtained from Soft Tissue of Freshwater Mussel *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834). *Journal of Aquatic Food Product Technology*, DOI: <https://doi.org/10.1080/10498850.2018.1518360>
- Strayer, D.L., 2010. Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future *Freshwater Biology*, 55 (Suppl. 1), 152-174.
- Way C.M., Hornbach D., Miller-Way C.A., Payne B.S., Miller A.C., 2011. Dynamics of filter feeding in *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae). *Canadian Journal of Zoology* 68: 115-120.
- Williamson M., Fitter A., 1996. The varying success of invaders. *Ecology* 77:1661-1666.
- Wittmann M.E., Chandra S., Reuter J.E., Schladow S.G., Allen B.C., Webb K.J., 2012. The control of an invasive bivalve, *Corbicula fluminea*, using gas impermeable benthic barriers in a large natural lake. *Environ. Manage.*, 49(6):1163-73. doi: 10.1007/s00267-012-9850-5

## Allegato A. Bivalvi alloctoni invasivi presenti nel Lago Maggiore

### *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774)



#### Sistematica

Phylum: Mollusca (Linnaeus, 1758)  
Classe: Bivalva (Linnaeus, 1758)  
Sottoclasse: Heterodonta (Neumayr, 1884)  
Ordine: Veneroida (H. & A. Adams, 1856)  
Superfamiglia: Corbiculoidea (Gray, 1847)  
Famiglia: Corbiculidae (Gray, 1847)  
Genere: *Corbicula* (von Mühlfeld, 1811)

#### Descrizione

*Corbicula fluminea*, comunemente chiamata vongola asiatica o vongola d'oro, è un bivalve originario del sud-est asiatico. Le sue valve hanno un colore giallo-verde o verde-marrone e presentano degli anelli concentrici. All'interno la conchiglia ha un aspetto madreperlaceo con sfumature violacee.

#### Biologia ed ecologia

La specie è ermafrodita, con possibilità di autofecondazione. La fecondazione avviene nella cavità palleale e le larve, dette pediveliger, si sviluppano nelle branchie per poi essere rilasciate in acqua. Esse hanno dimensioni di circa 250 µm, ma sono completamente formate e dotate della caratteristica forma a D. Una volta raggiunto il fondale divengono bentoniche ancorandosi al substrato grazie al bisso. Nell'arco di 3-6 mesi raggiungono la maturità sessuale e sono pronte a un nuovo ciclo riproduttivo (SOUSA ET AL., 2008).

Il numero di cicli riproduttivi nell'arco dell'anno è legato alla temperatura dell'acqua che deve essere superiore ai 16 °C. Spesso *C. fluminea* si comporta da specie bivoltina con un ciclo a fine primavera e uno tardo estivo (SOUSA ET AL., 2008), tuttavia studi condotti nel Lago Maggiore (GUARNIERI, 2013) indicano che nelle nostre acque la specie si riproduce in continuazione durante un unico lungo periodo che va dalla tarda primavera all'autunno.

La specie è r-stratega, caratterizzata cioè dalla capacità di produrre in poco tempo un grande numero di nuovi individui. I tempi rapidi di maturazione compensano il tasso di mortalità consentendo la proliferazione della specie. La durata media della vita di un esemplare è piuttosto breve, attestandosi tra 1 e 5 anni.

#### Diffusione

*Corbicula* è stata inserita tra le 100 peggiori specie aliene invasive (DAISIE, 2008) in quanto capace di diffondersi rapidamente a danno delle specie autoctone. Ad oggi si è diffusa nel continente americano e si trova in molti paesi europei.

Le prime segnalazioni in Italia risalgono al 1998 nel Fiume Po dove sono stati ritrovati casualmente resti di valve su banchi sabbiosi a Pontelagoscuro di Ferrara (FABBRI *ET AL.*, 1999). L'anno successivo ulteriori ritrovamenti in diverse province lungo il suo corso hanno confermato che il processo di colonizzazione era già in atto da alcuni anni.

Nei primi anni del 2000 *Corbicula fluminea* è stata rinvenuta casualmente nel bacino meridionale del Lago di Garda, nelle zone di Malerba del Garda e Peschiera del Garda (CIUTTI *ET AL.*, 2007) e nel 2008 in queste zone ne è stata attestata la presenza in simpatria con *Corbicula fluminalis* (CIUTTI *ET AL.*, 2009). La prima segnalazione relativa al Lago Maggiore risale all'agosto 2010 (KAMBURSKA *ET AL.*, 2013).

L'esame di 30 aree litorali lungo il perimetro del lago caratterizzate da habitat diversi tra loro ha rivelato che *C. fluminea* si era già diffusa in un terzo del bacino lacustre arrivando fino a Feriolo sul versante ovest e a Brebbia Sabbie d'Oro su quello est. Analisi di tipo quantitativo condotte nelle località di Feriolo, Brebbia Sabbie d'Oro, Arona e Angera hanno portato gli autori a ipotizzare che l'ingresso a lago di *C. fluminea* sia avvenuto attraverso il suo emissario Ticino e che la diffusione sia iniziata intorno al 2007, interessando le stazioni più a sud per poi spostarsi rapidamente verso nord. La prima segnalazione nel fiume Ticino risale al 2003 (BODON *ET AL.*, 2005). Ulteriori studi sono stati condotti da Riccardi dell'ISE-CNR di Pallanza nell'ambito del Progetto ALMA (Alieni nel Lago Maggiore, 2013) che ha interessato, oltre al lago, anche ambienti appartenenti allo stesso bacino imbrifero e a bacini afferenti. Le densità riscontrate nei diversi studi sono tra le più alte registrate finora nei laghi Italiani.

### Impatti

Numerosi sono gli effetti negativi legati alla proliferazione di *C. fluminea* negli ecosistemi invasi (SOUSA *ET AL.*, 2008). La notevole capacità riproduttiva determina, nel breve periodo, la presenza di popolazioni di dimensioni considerevoli che competono con le specie autoctone per le risorse, generalmente a discapito di queste ultime in quanto *Corbicula* è dotata di un elevato tasso di filtrazione. Essa determina una riduzione della quantità di produttori primari planctonici disponibili per le popolazioni indigene ed è in grado di ingerire notevoli quantità di sperma e glochidia (larve) di Unionidi. Vi è inoltre la possibilità che la specie determini l'introduzione di nuovi parassiti e malattie in un ambiente che non è in grado di contrastarli, con conseguenze disastrose.

*Corbicula* è considerata anche un "ingegnere naturale" in quanto capace di alterare il substrato di partenza in cui sviluppa le proprie popolazioni e di modificare la quantità di materia organica disponibile (HAKENKAMP *ET AL.*, 1999). Ciò avviene attraverso la produzione di feci e pseudofeci e tramite l'accumulo delle valve sul fondale, che trasformano i substrati molli in substrati parzialmente duri.

L'elevata velocità di proliferazione può dar luogo a fenomeni di *biofouling* in cui l'accumulo di individui incrosta fino ad occludere strutture quali canali, chiuse e condotte con danni considerevoli per le attività industriali e agricole.

### Bibliografia

Bodon M., Cianfanelli S., Manganelli G., Castagnolo L., Pezzoli E. & Giusti F., 2005. Mollusca Bivalvia. In: Checklist e distribuzione della fauna italiana. 10.000 specie terrestri e delle acque interne. Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, 2° Serie: 83-84, 1 CD.

- Ciutti F., Girod A., Mariani M., 2007. Considerazioni su una popolazione di *Corbicula fluminea* (MÜLLER, 1774) nel lago di Garda sud-orientale (Italia). *Natura bresciana* 35: 121-124.
- Ciutti F., Cappelletti C., 2009. First record of *Corbicula fluminalis* (Müller, 1774) in Lake Garda (Italy), living in sympatry with *Corbicula fluminea* (Müller, 1774). *Journal of Limnology* 68: 162-165.
- DAISIE, 2008. European Invasive Alien Species Gateway (<http://www.europe-aliens.org>).
- Fabbi R. e Landi L., 1999. Nuove segnalazioni di molluschi, crostacei e pesci esotici in Emilia-Romagna e prima segnalazione di *Corbicula fluminea* (O.F. MULLER, 1774) in Italia. *Quaderno di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna* 12: 9-20.
- Guarnieri I., 2013. *Corbicula fluminea* invasion in Lake Maggiore: a three years ecological study. Doctoral Thesis, Università degli Studi dell'Insubria, 118 pp.
- Hakenkamp C., Palmer M., 1999. Introduced bivalves in freshwater ecosystems: the impact of *Corbicula* on organic matter dynamics in a sandy stream. *Oecologia* 119: 445-451.
- Kamburska L., Lauceri R., Riccardi N., 2013. Studio della colonizzazione di specie invasive di molluschi nel Lago Maggiore e dell'espansione ad ambienti limitrofi. ALMA (Alieni nel Lago Maggiore). Project report Rapporto finale progetto ALMA (Alieni nel Lago Maggiore): 10 pp.
- Sousa R., Antunes C., Guilhermino L., 2008. Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: an overview. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 44: 85-94.

### ***Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771)**



#### Sistematica

Phylum: Mollusca (Linnaeus, 1758)  
Classe: Bivalva (Linnaeus, 1758)  
Sottoclasse: Heterodonta (Neumayr, 1884)  
Ordine: Veneroida (H. & A. Adams, 1856)  
Superfamiglia: Dreissenoidea (Gray, 1840)  
Famiglia: Dreissenidae (Gray, 1840)  
Genere: *Dreissena* (Beneden, 1835)

#### Descrizione

*Dreissena polymorpha* è un bivalve originario della regione Ponto-Caspica, caratterizzato da conchiglie a forma di triangolo allungato che possono presentare bande scure su un fondo giallo-verdastro o bruno, da cui il nome comune di cozza zebrata. La forma delle valve si può modificare durante la crescita, adattandosi allo spazio disponibile. L'interno delle conchiglie è di colore bianco-azzurro (GHERARDI *ET AL.*, 2013).

#### Biologia ed ecologia

*Dreissena* presenta sessi separati, con un processo di fecondazione che avviene all'esterno da cui hanno origine larve planctoniche, dette veliger, che vengono trasportate dalla corrente prima di diventare bentoniche. Il periodo riproduttivo è legato alla temperatura dell'acqua, che deve superare i 12°C, e può durare dai 3 ai 5 mesi, solitamente dalla tarda primavera all'autunno (GHERARDI *ET AL.*, 2013).

La specie colonizza prevalentemente i substrati duri a cui aderisce tramite il bisso, un filamento di origine cheratinosa molto resistente secreto dal piede.

Il tasso di maturazione è molto rapido, aspetto tipico di una specie invasiva e consente ai nuovi individui di raggiungere la maturità sessuale entro il primo anno di vita. Si nutre di plancton e particolato organico che filtra dall'acqua.

#### Diffusione

*D. polymorpha* è stata definita "specie autostoppista" per le numerose vie con cui può diffondersi e colonizzare nuovi ambienti. Le sue larve planctoniche possono essere trasportate per lunghi tratti dalla corrente, entrare nelle acque di zavorra delle navi o essere trasportata dall'avifauna. Tramite il bisso può incrostare la chiglia delle imbarcazioni o aderire ad oggetti flottanti trasportati dalla corrente lontano dalla zona di partenza. Attualmente la specie si è diffusa nella maggior parte dei paesi europei e in nord America.

In Italia è stata introdotta nel 1970 nel Lago di Garda, attaccata alla chiglia di alcune imbarcazioni provenienti dalla Germania (GIUSTI E OPPI, 1972). Studi basati su markers molecolari pubblicati da Quaglia *et al.* (2008) hanno confermano questa ipotesi.

Rilievi condotti sulla distribuzione verticale di *Dreissena* nel Lago di Garda (FRANCHINI, 1978) indicano che la specie si può spingere fino a notevole profondità – 50 metri al momento dello studio – colonizzando aree profonde rocciose non adatte allo sviluppo di altre specie.

Dal Garda, dove nell'arco di pochi anni ha avuto un'esplosione demografica, si è diffusa nel reticolo idrografico raggiungendo il Mincio e il Po. Nel 1973 è stata segnalata nel lago di Ledro, alimentato a scopi idroelettrici con acqua proveniente dal Garda (BIANCHI *ET AL.*, 1974) e nel 1976, per lo stesso motivo, nel Valvestino (BIANCHI *ET AL.*, 1976). Si ritiene sia arrivata nel lago d'Iseo intorno al 1980, anche se la prima segnalazione risale al 1990 (RONCAGLIO *ET AL.*, 2005).

Popolazioni numericamente significative sono oggi presenti in numerosi laghi e bacini artificiali di otto regioni italiane: Piemonte, Lombardia, Trentino-Alto Adige, Veneto, Emilia Romagna, Toscana, Umbria e Molise (GHERARDI *ET AL.*, 2013).

*D. polymorpha* è giunta nel Lago Maggiore negli anni 90 del secolo scorso e si è rapidamente diffusa nell'intero bacino lacustre.

Attualmente questa specie viene utilizzata nell'ambito delle ricerche della CIP AIS per valutare il bioaccumulo di DDT e di altre sostanze pericolose.

### Impatti

Gli effetti della proliferazione di *D. polymorpha* sugli ecosistemi acquatici sono molteplici e in grado di alterarne profondamente le caratteristiche. Tramite il bisso gli individui si attaccano ai substrati duri e sono in grado di aderire uno all'altro formando strutture complesse. Le valve che permangono dopo la loro morte ricoprono i substrati a granulometria fine rendendoli più compatti e adatti all'insediamento di specie che prediligono fondali "duri", tra cui la stessa *D. polymorpha*.

L'elevato tasso di filtrazione dell'acqua rimuove il plancton e il particolato organico in sospensione di cui si nutre aumentando la trasparenza dell'acqua e, in caso di grosse popolazioni, incrementando l'estensione della zona eufotica utile ai produttori primari.

Il particolato filtrato non utile viene espulso con le pseudofeci e si deposita sul fondo senza tornare in sospensione, accumulandosi e rappresentando una fonte di nutrimento per altri taxa bentonici.

Le caratteristiche precedentemente elencate le permettono avvantaggiarsi rispetto alle specie native con cui competono causandone spesso una drastica riduzione, soprattutto durante la prima fase di "boom demografico" dell'invasione (KARATAYEV *ET AL.*, 2002).

*D. polymorpha* è anche famosa per i danni causati alle attività antropiche con il processo di *biofouling* e per gli enormi costi conseguenti per la rimozione.

### Bibliografia

Bianchi I., Girod A., Mariani M., 1974. Densità, strutture di popolazione e distribuzione di *Dreissena polymorpha* nel bacino idrografico del Benaco. *Archiv für Molluskenkunde* 104: 97-105

- Bianchi I., Girod A., Mariani M., 1976. Ritrovamento di *Dreissena polymorpha* PALLAS nel lago Valvestino (Brescia). *Natura bresciana. Annuario Museo Civico Scienze Naturali* 13: 115-116.
- Franchini D.A., 1978. Distribuzione verticale di *Dreissena polymorpha* (Pallas) nel lago di Garda: Il Contributo. *Bollettino di zoologia* 45: 257-260.
- Gherardi F., Aquiloni L., Cianfanelli S., Tricarico E., 2013. Le specie aliene dei laghi italiani: 65–110. In: Lencioni V., Boggero A, Marziali L., Rossaro B. I macroinvertebrati dei laghi – 1 Tassonomia, ecologia e metodi di studio. *Quaderni del Museo delle Scienze*, vol. 6/1. Trento: Museo delle Scienze: pp. 202.
- Giusti, Folco & Oppi, E., 1972. *Dreissena polymorpha* (Pallas) nuovamente in Italia (Bivalvia, Dreissenidae). *Mem. Mus. Civ. St. Nat. Verona* 20: 45-49.
- Karatayev A.Y., Lyubov E. Burlakova, Padilla D.K., 2002. Impacts of Zebra mussels on aquatic communities and their role as ecosystem engineers. In: E. Leppäkoski *et al.* (ed.), *Invasive aquatic species of Europe*: 433-446.
- Quaglia F., Lattuada L., Mantecca P., Bacchetta R., 2008. Zebra mussels in Italy: where do they come from? *Biological Invasions* 10: 555-560. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9152-7>
- Roncaglio P., Borsani G., 2005. Analisi della struttura di popolazione del mollusco bivalve *Dreissena polymorpha* (PALLAS, 1771) nel Sebino (Lombardia, Italia settentrionale). *Natura bresciana. Annuario Museo Civico Scienze Naturali* 34: 49-53.

***Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834)**



Sistematica

Phylum: Mollusca (Linnaeus, 1758)  
Classe: Bivalva (Linnaeus, 1758)  
Sottoclasse: Palaeoheterodonta (Newell, 1965)  
Ordine: Unionoida (Stoliczka, 1871)  
Superfamiglia: Unionoidea (Rafinesque, 1820)  
Famiglia: Unionidae (Rafinesque, 1820)  
Genere: Anodonta (Lamarck, 1799)

Descrizione

*Sinanodonta woodiana* è un bivalve originario dell'Asia orientale che raggiunge dimensioni notevoli (oltre 30 cm), caratterizzato da conchiglie sottili di forma ovalare color verde scuro-bruno e strie di accrescimento generalmente ben visibili. L'interno delle valve è madreperlaceo.

Biologia ed ecologia

I sessi sono separati e le uova, una volta fecondate vengono incubate nei foglietti branchiali esterni per un periodo di 2-3 mesi durante i quali le larve si sviluppano sino a divenire glochidia. Il *glochidium* è un bivalve in miniatura dotato di conchiglia e uncini con cui si attacca, una volta rilasciato in acqua, alle pinne o alle branchie dei pesci ospiti che parassita. Trascorso circa un mese le larve si staccano ricadendo sul fondo dove iniziano una vita bentonica (GHERARDI *ET AL.*, 2013; CASTAGNOLO *ET AL.*, 1980). Il suo ciclo vitale è lungo e può arrivare fino a 15 anni. Evidenze sperimentali (DOUDA *ET AL.*, 2012) indicano che *S. woodiana* è generalista in termini di ospiti, caratteristica che ne facilita la diffusione.

La specie predilige substrati molli fangosi di ambienti lentic dove si infossa nutrendosi per filtrazione del fitoplancton e ha una notevole capacità di adattamento alle condizioni sfavorevoli, come variazioni di temperatura, carenza di ossigeno e disidratazione (GHERARDI *ET AL.*, 2013)

Il successo nella diffusione della specie è legato allo stadio parassitario dei suoi glochidia che vengono trasportati dagli ospiti in nuovi ambienti. In tal senso l'uomo gioca un ruolo di primaria importanza in quanto l'introduzione di Ciprinidi, per esempio, a scopo di allevamento e ripopolamento ha incrementato considerevolmente il processo di invasione.

## Diffusione

Le prime segnalazioni in Italia risalgono alla fine degli anni 90 del secolo scorso quando furono rinvenute diverse popolazioni in molti corsi d'acqua naturali e artificiali emiliano-romagnoli (FABBRI *ET AL.*, 1999). Attualmente la specie è presente in otto regioni, principalmente nei bacini idrografici del Po, Adige, Piave, Reno, Arno e nel Fiume Tiberio (CIANFANELLI *ET AL.*, 2007).

Nel febbraio 2009 si ha il primo ritrovamento nel Lago di Garda (CAPPELLETTI *ET AL.*, 2009) durante le attività di monitoraggio della specie invasiva *Corbicula fluminalis*, in alcune stazioni della parte sudorientale del bacino. La presenza di valve di differenti classi di lunghezza ha fatto ipotizzare agli autori che nel lago fosse presente una popolazione stabile e adattata al nuovo ambiente.

La prima segnalazione relativa al Lago Maggiore risale al 2010 quando vengono trovate delle valve vuote ad Arona (KAMBURSKA *ET AL.*, 2013). Nei due anni successivi gli autori hanno riscontrato la presenza di *S. woodiana* nelle stazioni di Monvalle, Brebbia, Angera ed Arona.

Un'analisi quantitativa condotta nel sito di Brebbia ha consentito di stimare l'ingresso della specie intorno all'anno 2000, ipotizzando una connessione con l'arrivo delle specie alloctone *Rhodeus amarus* (rodeo amaro) e *Gymnocephalus cernuus* (acerina).

## Impatti

L'impatto della specie sugli ecosistemi invasi è ancora poco noto, ma spesso la competizione con gli Unionidi autoctoni, in particolare con *Anodonta anatina*, determina una forte riduzione demografica di questi ultimi (GHERARDI *ET AL.*, 2013). Lo sviluppo di popolazioni di *Sinanodonta woodiana* potrebbe determinare una riduzione della disponibilità di nutrienti nell'habitat, nonché della quantità di ospiti parassitabili dai glochidia sia per competizione diretta con i glochidia delle specie autoctone che per lo sviluppo di risposte immunitarie incrociate da parte degli ospiti stessi. Come già documentato per altri bivalvi alloctoni invasivi, la massiccia proliferazione potrebbe alterare anche le caratteristiche fisiche degli habitat e influenzare i flussi dei nutrienti sia nella colonna d'acqua che nel sedimento (DOUDA *ET AL.*, 2011).

## Bibliografia

Cappelletti C., Cianfanelli S., Beltrami M.E. e Ciutti F., 2009. *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae): a new non-indigenous species in Lake Garda (Italy). *Aquatic Invasions* 4: 685-688.

Cianfanelli S., Lori E., Bodon M., 2007. Non-indigenous freshwater molluscs and their distribution in Italy. In: Gherardi F. (ed.), *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*: 103-121.

Douda K., Vrtilek M., Slavik O., Reichard M., 2012. The role of host specificity in explaining the invasion success of the freshwater mussel *Anodonta woodiana* in Europe. *Biological Invasions* 14: 127-137.

Fabbri R. e Landi L., 1999. Nuove segnalazioni di molluschi, crostacei e pesci esotici in Emilia-Romagna e prima segnalazione di *Corbicula fluminea* (O.F. MULLER, 1774) in Italia. *Quaderno di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna* 12: 9-20.

Kamburska L., Lauceri R. e Riccardi N., 2013. Establishment of a new alien species in Lake Maggiore (Northern Italy): *Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae). *Aquatic Invasions* 8: 111-116.

Kamburska L., Lauceri R., Riccardi N., 2013. Studio della colonizzazione di specie invasive di molluschi nel Lago Maggiore e dell'espansione ad ambienti limitrofi. ALMA (Alieni nel Lago Maggiore). Project report Rapporto finale progetto ALMA (Alieni nel Lago Maggiore): 10 pp.

## MACROCROSTACEI

Angela Boggero, Laura Garzoli, Luca Migliori

Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto di Ricerca Sulle Acque  
Sede di Verbania Pallanza

### 16 INTRODUZIONE

Il XXI secolo ha visto il crescere dell'interesse verso le invasioni biologiche, ritenute attualmente una delle principali minacce ecologiche ed economiche e, quindi, un'emergenza ambientale di vitale importanza. Le invasioni di specie alloctone non native sono infatti considerate da ecologi, biologi conservazionisti e gestori dell'acqua la seconda causa di perdita di biodiversità e degrado del territorio su scala globale (EHRENFELD, 2010; SIMBERLOFF *ET AL.*, 2013). Lo stabilirsi e l'espandersi di queste specie comporta drastici cambiamenti nella composizione delle comunità native, con forti ripercussioni sugli ecosistemi d'acqua dolce considerati molto vulnerabili e preziosi per la vita (GARCIA-BERTHOU *ET AL.*, 2005; LOH *ET AL.*, 2005). Tra le specie alloctone introdotte in Europa, i gamberi rappresentano gli invasori più frequenti degli ecosistemi d'acqua dolce, spesso già compromessi da altri fattori antropici quali l'inquinamento, i cambiamenti climatici, le derivazioni idriche e i prelievi (SOLIMINI *ET AL.*, 2006; NÖGES *ET AL.*, 2007). Attualmente, in Europa risultano presenti almeno otto specie di gamberi non nativi (CHUCHOLL & DAUDEY, 2008) introdotte intenzionalmente o accidentalmente nel corso del XIX e del XX secolo (Tabella 16.1).

Tabella 16.1. Elenco delle specie aliene di gamberi presenti attualmente in Europa.

Specie	Prima segnalazione	Stato	Località
<i>Cherax destructor</i> Clark, 1936	1983	Spagna	Prov. Saragozza
<i>Orconectes immunis</i> (Hagen 1870)	1997	Germania	Bühl
<i>Orconectes juvenilis</i> (Hagen, 1870)	2005	Francia	Fiume Dessoubre
<i>Orconectes limosus</i> (Rafinesque, 1817)	1890	Polonia	Barnówko
<i>Orconectes virilis</i> (Hagen, 1870)	2005	Olanda	Vinkeeven
<i>Pacifastacus leniusculus</i> (Dana, 1852)	1959	Svezia	--
<i>Procambarus clarkii</i> (Girard, 1852)	1973	Spagna	Estremadura
<i>Procambarus</i> sp.	2003	Germania	Eggenstein-Leopoldshafen

Questi, oltre a competere con le specie autoctone per spazio e risorse, sono vettori sani di malattie, quali la peste del gambero (*Aphanomyces astaci*), che colpiscono le specie native (ALDERMAN, 1997; KOZUBÍKOVÁ *ET AL.*, 2009). I gamberi invasivi possono diffondersi principalmente secondo due distinte modalità: attivamente da un'area all'altra attraverso canali e fiumi, ma anche passivamente durante inondazioni o attraverso la dispersione mediata dall'uomo (HOLDICH & PÖCKL, 2007).

Bazzoni (2006) ha indagato la presenza nel Lago Maggiore di *Orconectes limosus* nel periodo 1999-2004. In particolare, nel 2002 in alcuni siti della sponda piemontese, nella fascia centrale litorale del lago, le catture si aggiravano sugli 80 individui, con progressivi incrementi nei due anni successivi.

Delmastro (2017) riporta la segnalazione, risalente al giugno 2016, di *Procambarus clarkii* a Dormelletto (LEGIT BOFFINO & PARODI 28.09.2016). Altre segnalazioni citate nella medesima pubblicazione riportano *P. clarkii* anche a Brebbia (foce del T. Bardello), Laveno (località Cerro), Leggiuno (località Reno) e Monvalle.

## 17 MATERIALI E METODI

### 17.1 Sopralluoghi preliminari

Per quanto riguarda il lavoro di campo, nell'autunno del 2017 sono state predisposte le seguenti schede (allegato):

- elenco materiali utili al campionamento;
- caratterizzazione dei siti;
- campionamento.

L'uso delle schede ha permesso di standardizzare il metodo sulla linea di costa del lago, di ottenere dati caratterizzanti i singoli siti, sia dal punto di vista ambientale che faunistico (specie aliene) per una loro dettagliata descrizione, e di rilevare una prima schematizzazione del numero di specie presenti in ogni sito e della suddivisione in sessi. Le osservazioni sono poi state approfondite in laboratorio dove si sono svolte le analisi morfometriche, illustrate nel seguito.

A partire dal mese di agosto 2017 sono stati avviati una serie di sopralluoghi preparatori (7 e 24 agosto lungo la sponda lombarda, 11, 19, 20 e 27 ottobre lungo la costa piemontese del lago e 15 e 16 novembre lungo la costa svizzera) per verificare l'idoneità o meno dei diversi siti monitorati alla presenza di macrocrostacei. I siti sono stati ispezionati a piedi da riva per il settore italiano del lago, mentre in Svizzera si è fatto uso di un'imbarcazione messa a disposizione dalla Fondazione Bolle di Magadino. Lo sforzo di campionamento per ciascun rilievo è stato standardizzato a 20 minuti di ispezione per ciascun sito per 3 operatori. La distanza minima tra una stazione e l'altra è stata fissata in 1 km.

Per la ricerca di esoscheletri o tracce della presenza di macrocrostacei, si sono ispezionati visivamente in Piemonte 13 siti compresi fra Verbania Pallanza e il confine, 18 siti compresi fra Verbania Pallanza e Castelletto Ticino, 2 siti sulla sponda lombarda e 7 siti sulla sponda svizzera (Figura 17.1). In alcuni siti si sono fatti ritrovamenti, ed altri sono stati ritenuti idonei alla colonizzazione per la presenza di arbusti, radici esposte, macrofite emerse. La maggior parte della sponda monitorata è di tipo roccioso quindi sfavorevole alla colonizzazione da parte del gambero e difficilmente raggiungibile da riva. Altra tipologia di sponda è caratterizzata dalla presenza di massi o ciottoli mescolati a ghiaia con scarsa presenza vegetale, ma raggiungibile dalla strada. In linea generale, i siti esaminati si presentano costituiti da substrato grossolano (ciottoli e massi) sulla sponda nord del Lago Maggiore, mentre a partire della piana di Fondotoce il lago è caratterizzato da un fondale con sedimento più fine, ricco di sostanza organica e particellato organico grossolano (piccoli frammenti vegetali, ecc.) frammisti a sabbia, ghiaia e/o ciottoli di piccole dimensioni, più idoneo all'instaurarsi di popolazioni di gamberi alloctoni.

Nei siti italiani in alcuni casi si è ritrovato l'esoscheletro di gamberi, o parti del corpo (chele o cefalo-torace), che hanno fatto presumere la loro presenza nella località (in particolare, spesso i resti appartenevano a *Procambarus clarkii*). In altri siti sono invece stati trovati singoli individui o gruppi di individui di *Orconectes limosus* di piccole dimensioni.

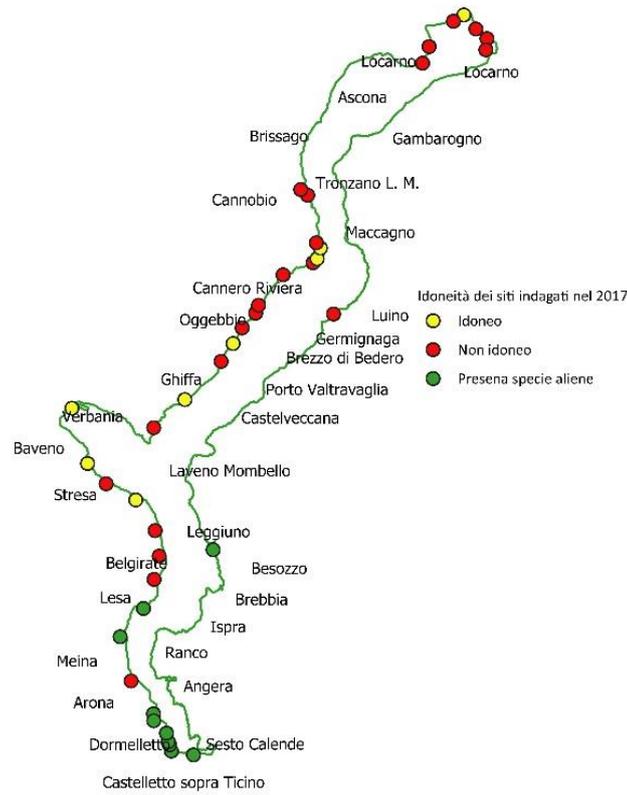


Figura 17.1 Siti indagati nel 2017 per verificare l'eventuale presenza di macrocrostacei invasivi.

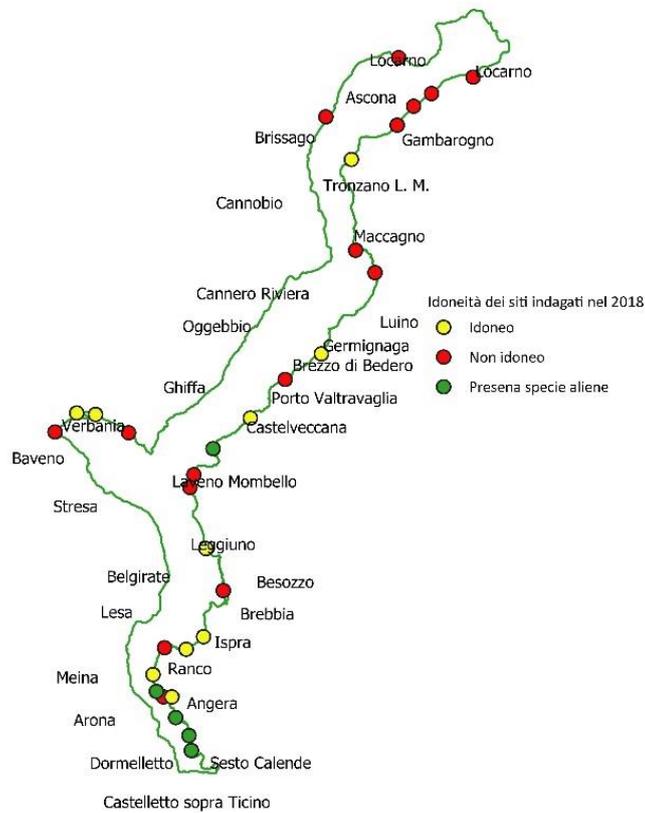


Figura 17.2. Siti indagati nel 2018 per verificarne l'idoneità all'insediamento di macrocrostacei invasivi.

Per quanto attiene ai siti svizzeri, questi sono caratterizzati per lo più da sedimento fine, sabbia e ghiaia nella zona delle Bolle di Magadino. In queste zone non si sono fatti ritrovamenti delle due specie citate, ma è stata registrata la presenza di *Pacifastacus leniusculus* (DANA, 1852).

Le attività di raccolta informazioni sulle coste del lago per verificarne l' idoneità o meno alla presenza di macrocrostacei è proseguita nel 2018. In primavera, i sopralluoghi hanno interessato la sponda lombarda del lago (27 aprile, 10 maggio), la sponda svizzera (17 maggio) e la sponda piemontese (24 maggio); i rilievi sono stati eseguiti con le medesime modalità dell'anno precedente.

Complessivamente, nel 2018 il Piemonte è stato ispezionato in 4 siti, la Lombardia in 25 siti e la sponda svizzera del lago in 5 siti (Figura 17.2). Molte delle sponde monitorate sono caratterizzate da ciottoli di medie e grosse dimensioni, intercalati in taluni casi da sabbia, e non presentano detrito organico particellato e grossolano. Non risultando facilmente colonizzabili da parte di gamberi, questi siti sono stati classificati come non idonei. Altri siti che hanno mostrato segni della presenza di gamberi (esoscheletri, resti di cefalo-torace o chele, tane, ecc.) sono stati classificati come potenzialmente idonei. Infine, i siti dove si sono riscontrati gamberi alieni sono stati classificati come idonei.

### 17.2 Selezione delle nasse

Sono state considerate tre tipologie di nassa al fine di verificare quale fosse la più idonea alla cattura degli organismi. Tutte e tre le tipologie sono state scelte fra quelle più comunemente utilizzate per la cattura di macrocrostacei, ma differenti in base ai materiali utilizzati per la loro costruzione, alla dimensione delle maglie della rete esterna e alla tipologia di apertura (Figura 17.3).

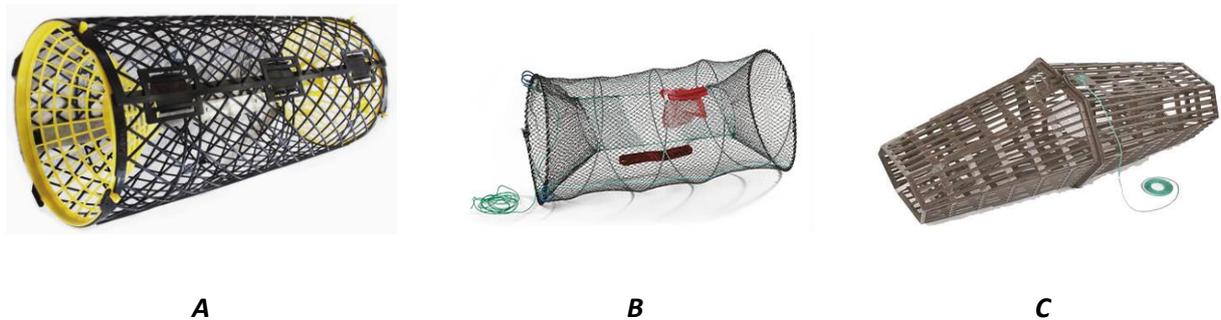


Figura 17.3. Le tre tipologie di nassa sperimentate per la verifica dell'efficienza di cattura del macrocrostacei. A: Trappy Trap; B: nassa da pesca richiudibile (nassa ad inganno); C: Trappola Pirat.

Le caratteristiche delle nasse selezionate sono descritte nel seguito.

- Trappy Trap. Nassa a due ingressi, include scatola per esche e attacco; dimensioni interne delle maglie: 2 cm; Chiusura mediante barra di metallo; dimensioni della nassa: 50x20 cm; diametro ingresso: 50 mm.
- Nassa ad inganno. Nassa a due ingressi, richiudibile a molla; tasca porta-esca e attacco; dimensioni nassa aperta: 30x60 cm; dimensioni nassa chiusa: 30x2,5 cm; dimensioni maglie: 1 cm, diametro ingresso: 14,5 cm.
- Trappola Pirat. Nassa a doppia entrata, apribile a metà, completa di astuccio porta-esca; ripiegabile e impilabile; dimensioni della nassa: 61x32x25 cm; dotata di maglie che permettono l'uscita degli individui al di sotto della taglia minima legale per pesci e gamberi nativi.

Dallo studio preliminare eseguito, si è stabilito di scegliere la nassa ad inganno richiudibile, che è risultata presentare le caratteristiche migliori in quanto consente: 1) la cattura contemporanea di individui grandi e piccoli, 2) la facile estrazione degli individui catturati, 3) l'innescò dall'esterno, 4) un comodo ancoraggio a qualsiasi substrato.

### 17.3 Campionamento degli organismi

Nel 2018 è stata condotta l'attività di campionamento standardizzato per stabilire le densità delle specie presenti nel lago in 8 siti scelti come indicativi della loro distribuzione (Figura 17.4).

I siti sono rappresentativi di aree parco (Piemonte: Riserva Naturale Speciale dei Canneti di Dormelletto e Riserva Naturale di Fondotoce) e aree naturali protette (Svizzera: Bolle di Magadino), di spiagge naturali frequentate dai turisti (Lombardia: Lisanza e Monvalle) e di aree urbane (Svizzera: Minusio; Piemonte: Ghiffa).



Figura 17.4. Siti scelti per lo svolgimento delle attività di campionamento standardizzato delle specie invasive di macrocrostacei.

I campionamenti standardizzati sono stati eseguiti mediante nasse legate a picchetti posti nelle vicinanze della vegetazione o vicino a pontili, in modo che fossero immerse nell'acqua e toccassero parte del fondale (Figura 17.5).

Le nasse venivano posizionate in tarda serata e recuperate il giorno successivo per evitare morie di organismi di altre specie a respirazione aerea parziale (es. anfibi, rettili, coleotteri). L'innescò della nassa è stato effettuato con esche commerciali, quali cibo per cani o gatti, che risultano appetibili ai gamberi (GARZOLI ET AL., 2014).

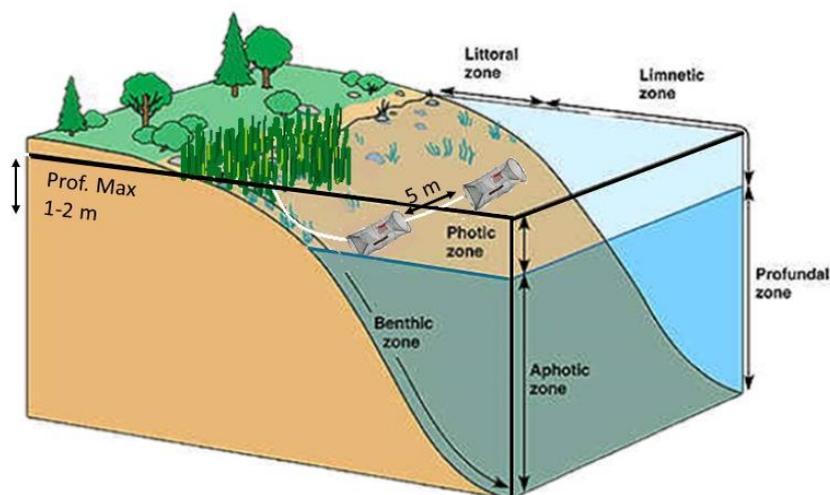


Figura 17.5. Schema di posizionamento delle nasse per attività standard di campionamento lungo riva delle specie invasive di macrocrostacei.

Il metodo adottato permette di confrontare i diversi siti in termini di densità e abbondanza delle specie, attraverso la tecnica delle “catture per sforzo di campionamento” (Catches Per Unit Effort - CPUE). Questa consiste nel quantificare il numero di animali catturati a parità di sforzo (per esempio, a parità di tempo di posa delle nasse in acqua; BOGGERO *ET AL.*, 2011), calcolando successivamente le densità come numero di esemplari per metro di riva indagata per ogni sito.

Le attività di campionamento si sono protratte nella stagione tardo primaverile - inizio estiva, da maggio sino alla fine di giugno (29, 30, 31 maggio; 14, 15, 18, 19, 26, 27 giugno, 11, 12 luglio), quando, grazie alle temperature più elevate, la probabilità di cattura è maggiore.

Oltre all'utilizzo delle nasse, in occasione dei sopralluoghi preliminari per la stima dell'idoneità dei siti, si sono effettuati campionamenti tramite retino immanicato e ricerca visiva, disturbando il substrato all'interno dell'area indagata per un tempo determinato (20 minuti). Questa tecnica ha il vantaggio di richiedere un impegno poco oneroso, è veloce e coinvolge solitamente 1-2 persone, anche se è meno accurata della cattura tramite nasse.

#### 17.4 Analisi morfometriche

Tutti gli individui raccolti sono stati trasferiti in laboratorio in contenitori di plastica e congelati. Successivamente, sono stati pesati con bilancia digitale (Mettler Toledo PG 603-S), con approssimazione di 0,001 g, e misurati con un calibro con precisione di 0,1 mm.

In laboratorio, dopo la separazione degli individui in base al sesso (M ♂, F ♀), si sono effettuate le seguenti misurazioni (Figura 17.6):

- lunghezza totale (cm) tra il rostro e la fine del telson (TL);
- lunghezza del cefalo-torace (cm), ossia della parte rostro-cervicale del carapace (CCL);
- ampiezza del torace (cm), ossia larghezza del carapace (CW);
- dissimmetria (peso in g) della chela sinistra (CheW S);
- dissimmetria (peso in g) della chela destra (CheW D);
- peso totale (g) dell'individuo (TW).

Le misure sono state eseguite su ogni individuo raccolto nelle stazioni indagate, facendo riferimento al lavoro di Vlach e Valdmanová (2015) al fine di limitarsi alle variabili più significative (Figura 17.6).

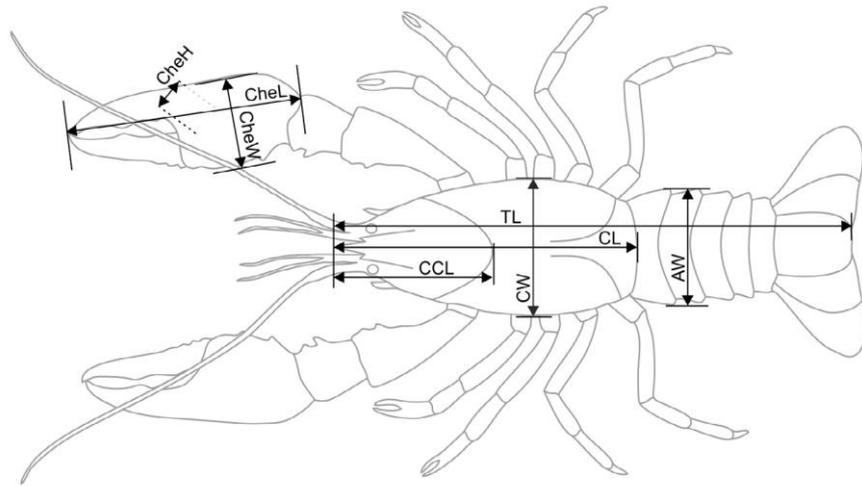


Figura 17.6. Misure valutate: TL = lunghezza totale del corpo, CL = lunghezza del cefalo-torace, CW = ampiezza del torace, CheW = Peso delle chele (destra e sinistra separatamente), TW = Peso dell'individuo (Vlach & Valdmanová, 2015; modificata).

I dati misurati sono stati ulteriormente analizzati nelle loro forme relative come rapporti: rapporto tra lunghezza e ampiezza del carapace e tra peso della chela sinistra rispetto alla destra.

## 18 RISULTATI

### 18.1 Distribuzione territoriale

I siti nei quali sono stati trovati macrocrostacei invasivi, sia come organismi che come semplici resti, sono riportati in Figura 18.1. In area italiana, l'unica specie riscontrata, presente in modo significativo nelle spiagge del basso Verbano, è *Orconectes limosus*, mentre in Svizzera l'unica specie presente è *Pacifastacus leniusculus*. Nel 2018, in nessuna stazione litorale indagata si sono riscontrate presenze o resti di *Procambarus clarkii*, mentre nel 2017 erano stati trovati resti di questa specie a Dormelletto, su due diverse spiagge. Il numero totale di individui catturati in ciascun sito e le relative densità sono riassunti in Tabella 18.1.

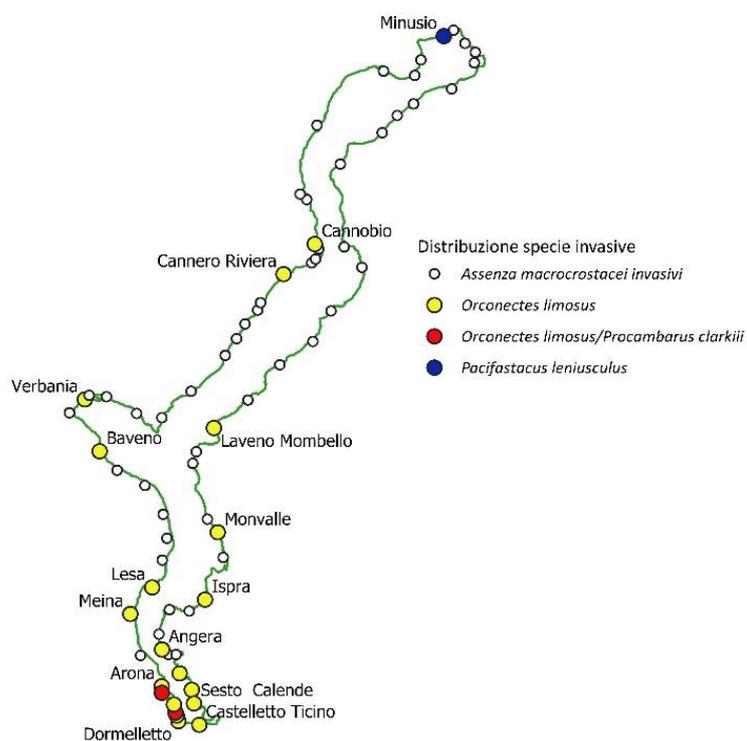


Figura 18.1. Siti indagati nel 2017 e nel 2018 per verificare la presenza di macrocrostacei invasivi.

Come si può osservare (Figura 18.2), in due delle tre aree Parco campionate non sono stati ritrovati macrocrostacei. In Italia, a Dormelletto, si è riscontrata la maggior abbondanza e la maggior densità di *Orconectes limosus* di tutto il lago. In questa stazione, i maschi prevalgono sulle femmine (M: 93%; F: 7%), mentre a Lisanza la situazione è opposta (M: 23%; F: 78%).

Tabella 18.1. Numero totale di macrocrostacei invasivi riscontrati in ogni stazione di campionamento prescelta, stima della densità basata sull'estensione del transetto (ind/m) e dell'abbondanza rispetto allo sforzo di campionamento (CPUE).

Località	Area territoriale	Catture totali	Densità	Abbondanza (CPUE)
Minusio	CH	0	0,00	0,00
Bolle Magadino	CH	0	0,00	0,00
Ghiffa	IT-Piemonte	0	0,00	0,00
Fondo Toce	IT-Piemonte	0	0,00	0,00
Meina	IT-Piemonte	6	0,05	0,23
Dormelletto	IT-Piemonte	111	0,85	4,27
Lisanza	IT-Lombardia	40	0,31	1,54
Monvalle	IT-Lombardia	0	0,00	0,00

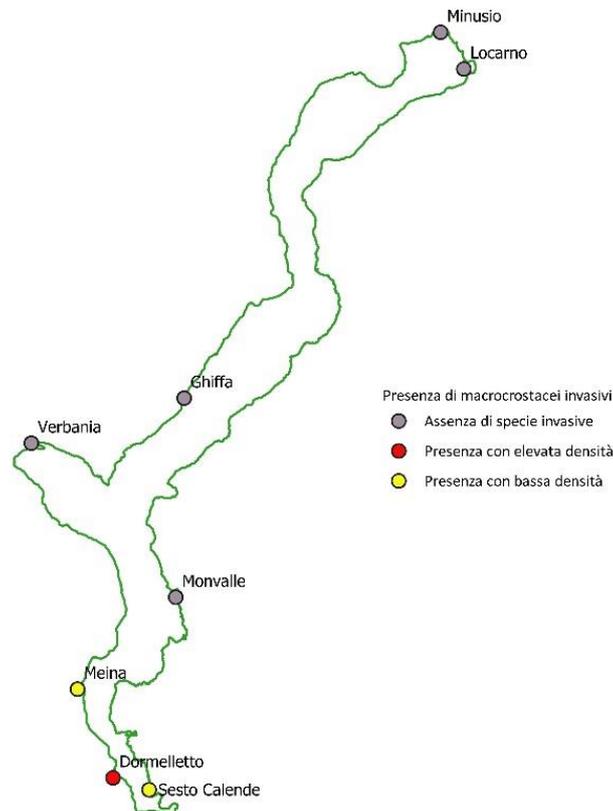


Figura 18.2. Rappresentatività delle attività di campionamento di specie invasive di macrocrostacei nei siti scelti per l'analisi di dettaglio.

L'analisi e il confronto con i dati pregressi (BAZZONI, 2006) evidenzia un progressivo incremento dei valori di densità della specie nei primi anni 2000; attualmente i valori sono di poco inferiori a quelli osservati nel 2006 (Figura 18.3).

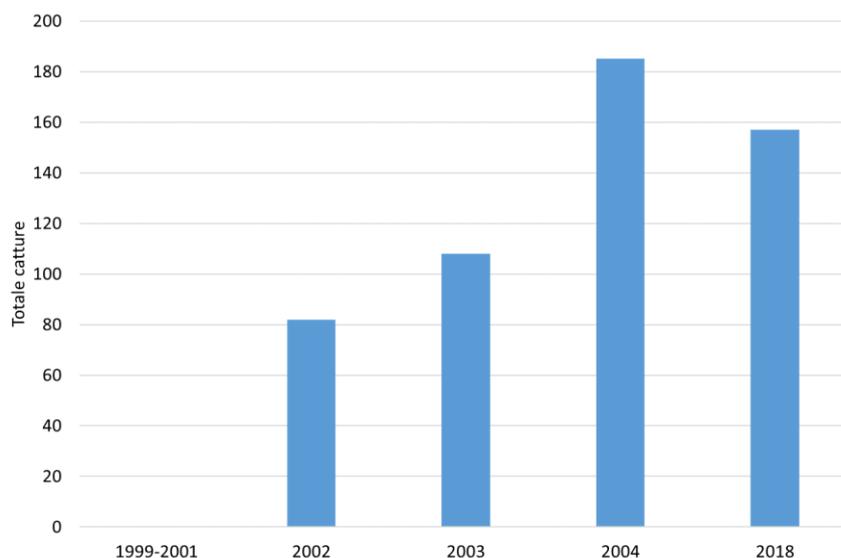


Figura 18.3. Catture totali di *O. limosus* nel periodo 1999-2018 nel Lago Maggiore.

## 18.2 Analisi morfometriche

Le relazioni morfometriche peso-lunghezza sono importanti per comprendere la crescita della specie (ANDERSON & SIMON, 2015). In Figura 18.4 si osserva che nei popolamenti di *O. limosus*, in giovane età, le femmine sono più piccole dei maschi, mentre in età adulta, le prime tendono a prevalere sia in peso che in lunghezza.

Le curve mostrano una crescita allometrica negativa: la lunghezza totale aumenta più velocemente del peso. Una crescita allometrica maggiore nelle femmine rispetto ai maschi è essenziale per la buona riuscita della riproduzione.

In Figura 18.5 si riportano i box-plot relativi alla distribuzione delle lunghezze e del peso della specie suddivisi per sesso.

Le differenze di peso e di lunghezza possono variare tra popolazioni e possono essere influenzate dalla densità della popolazione, dall'abbondanza di cibo, dal livello dell'acqua, dalla temperatura o dalla qualità dell'habitat, rendendo importante considerare le relazioni peso-lunghezza all'interno degli habitat invasi rispetto agli habitat nativi della medesima specie.

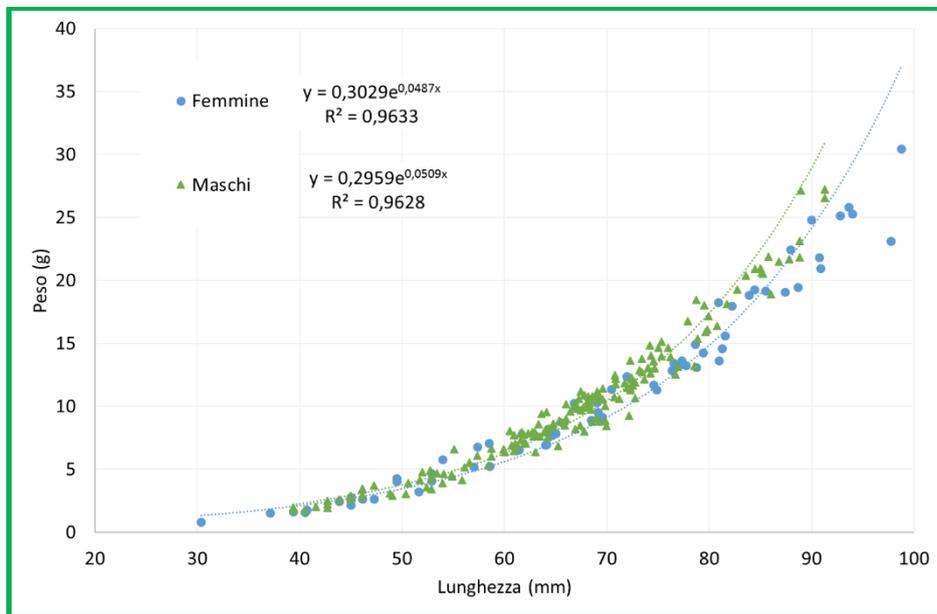
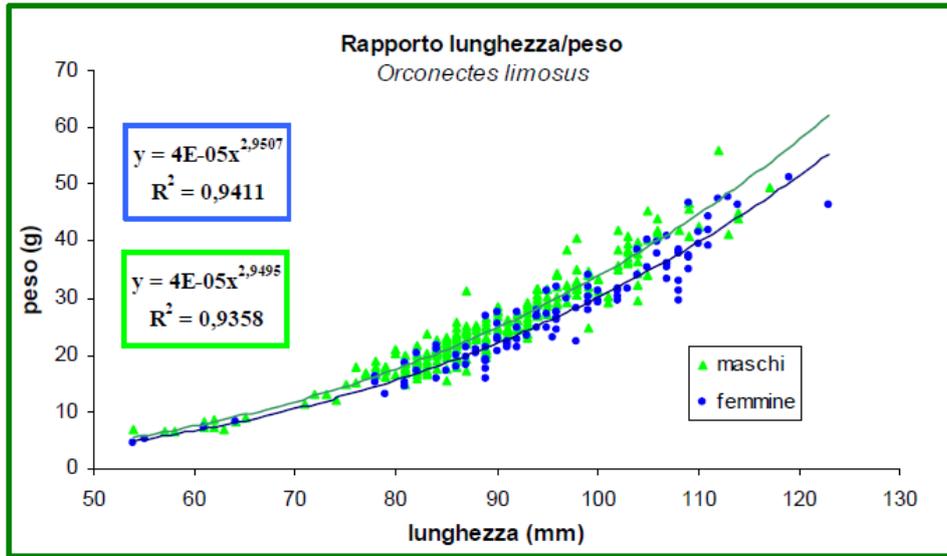


Figura 18.4. Curve di crescita espresse come relazione fra peso e lunghezza totale di *O. limosus* nel periodo storico (sopra) e attuale (sotto) di studio.

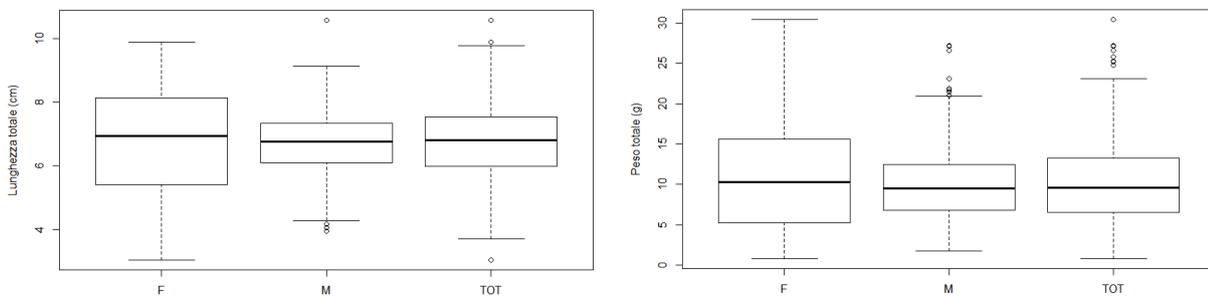


Figura 18.5. Variabili biometriche selezionate: box-plot con valori minimi, massimi e quartili della distribuzione delle lunghezze totali e del peso di *O. limosus* degli individui raccolti nel 2017-2018.

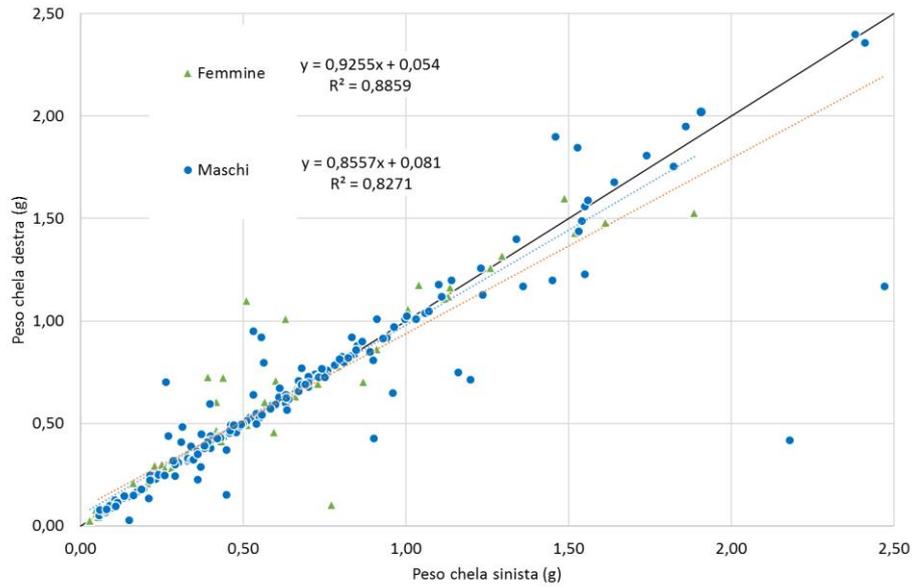


Figura 18.6. Asimmetria chela destra-chela sinistra in *O. limosus* nel periodo di studio.

L'asimmetria nello sviluppo delle chele (THAPA ET AL., 2017) si riferisce a deviazioni dalla simmetria perfetta dei tratti bilaterali (MØLLER & POMIANKOWSKI, 1993) rappresentata in Figura 18.6 dalla linea 1:1. Le chele sono utilizzate nei combattimenti, nella scelta del compagno e nella competizione per le risorse e si crede che la loro asimmetria sia positivamente correlata all'effetto di stress ambientali e genetici, e negativamente correlata alla forma fisica, alla probabilità di perdere una delle due chele in interazioni agonistiche tra organismi (SNEDDON & SWADDLE 1999), fatto che riduce la loro capacità di sopravvivenza e di riproduzione e quindi il loro adattamento all'ambiente (SÖDERMAN ET AL., 2007).

Come mostrato in Figura 18.6, l'asimmetria fra chele in questa specie è poco presente nel Lago Maggiore. Solamente alcuni individui presentano asimmetria e, generalmente, la chela sinistra supera il peso della destra soprattutto negli individui di sesso maschile. Solamente in pochi casi è vero il contrario. Questi *outliers* dalla simmetria perfetta, sono per l'appunto rappresentati da individui che dopo il combattimento o a seguito di eventi traumatici hanno perso una delle chele e questa sta ricrescendo (Figura 18.7).



Figura 18.7. Asimmetria chela destra-chela sinistra in *O. limosus*.

Per valutare la dimensione, la struttura e lo sviluppo del popolamento di gamberi, i valori di lunghezza corporea sono poi stati suddivisi, per sesso, in classi di taglia (Figura 18.8) e confrontati con i dati storici. Nel lavoro di Bazzoni (2006) si evidenziava come le classi più rappresentate fossero quelle relative agli adulti (range di lunghezza: 80-100 mm), mentre i ritrovamenti attuali evidenziano frequenze maggiori fra i 60 e i 90 mm.

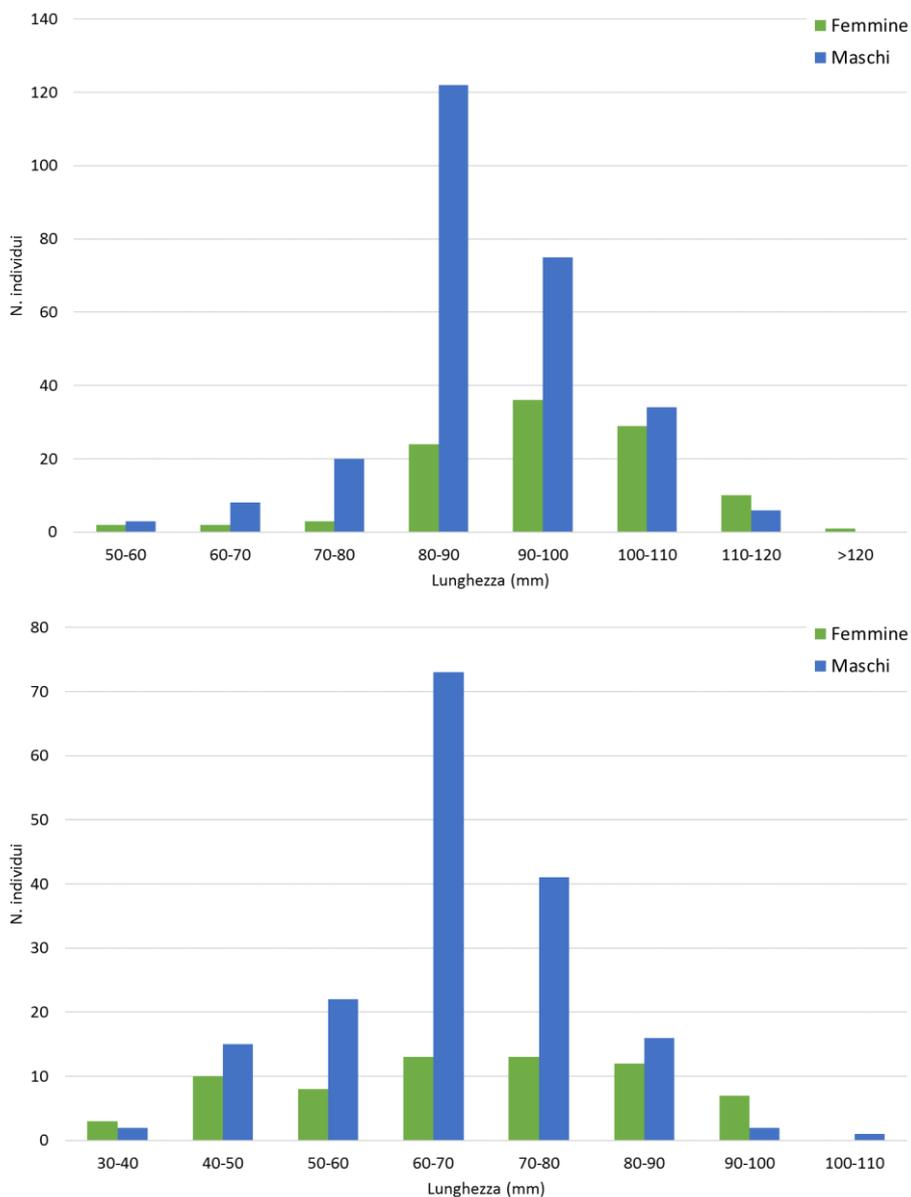


Figura 18.8. Frequenza in classi dimensionali degli individui di *O. limosus* catturati storicamente (sopra) e attualmente (sotto) nel Lago Maggiore.

Si evidenziava altresì che i dati relativi ai soggetti di taglia <80 mm potevano essere considerati una sottostima del popolamento vero e proprio, cosa non evidenziata nelle catture del 2018 quando si sono raccolti individui di 30-40 mm di taglia. Sempre nel 2018, si è trovato un unico adulto di dimensioni >100 mm, trovati invece in numero molto maggiore da Bazzoni (2006).

La struttura della popolazione evidenzia una diversa importanza percentuale dei sessi, con individui maschi adulti di lunghezze comprese fra gli 80 e i 100 mm in numero molto maggiore rispetto alle femmine, mentre nel 2018 analoga situazione si trova fra i 60 e gli 80 mm. Nel 2006, per lunghezze superiori a 80-90 mm, ad

un vertiginoso decremento di maschi adulti non corrisponde un analogo decremento di femmine di pari taglia. Nel 2018, lo stesso tipo di decremento si osserva nella fascia 70-100 mm, mentre anche in questo caso le femmine sono più equamente suddivise fra i 40 e i 100 mm. Infine, le abbondanze del 2018 sono poco al di sopra o pari alla metà rispetto ai dati del 2006, in alcuni casi anche 1/3 dei valori storici.

Si è infine fatto un confronto fra dati storici e attuali sulla base della distribuzione di frequenza delle diverse classi dimensionali (Figura 18.9). Risulta così molto evidente come nel 2006, Bazzoni, usando “*nasse di fattura artigianale (...) il cui difetto principale consiste nella selezione dimensionale delle catture a partire da una taglia minima di 4-5 cm*”, abbia ottenuto dati sovradimensionati rispetto alle lunghezze rilevate. Infatti, la stessa tipologia di campionamento adottata nel 2017-2018 ha fornito dati spostati verso le taglie più piccole in quanto le nasse dotate di maglie di dimensioni 1x1 cm permettono anche la cattura degli individui più giovani.

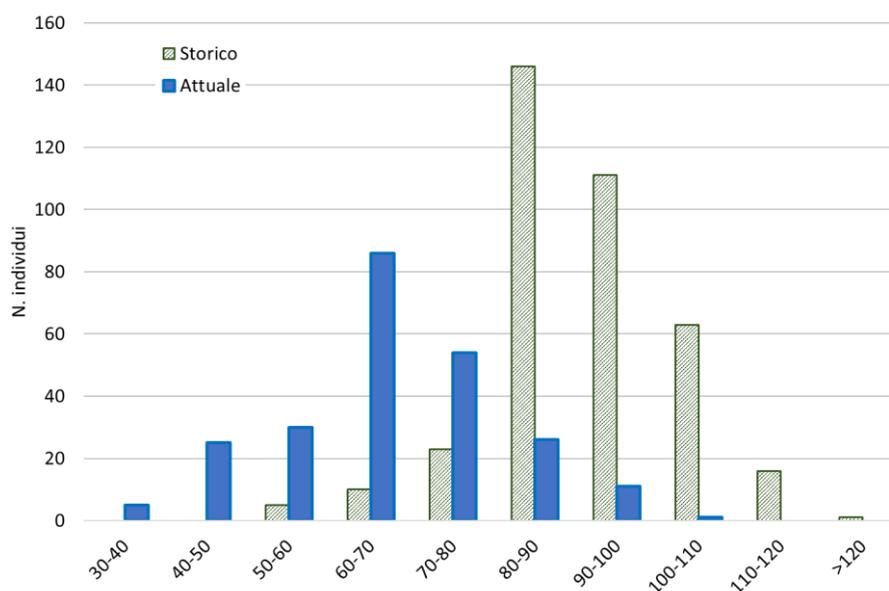


Figura 18.9. Frequenza in classi dimensionali (mm) degli individui di *O. limosus* catturati storicamente (BAZZONI, 2006) e attualmente (2018) nel Lago Maggiore.

Il picco di individui del 2018, come già detto, è spostato verso classi dimensionali inferiori e risulta molto inferiore rispetto al picco del 2006. Questo potrebbe essere imputabile ad un anno meteorologicamente più freddo nel periodo di campionamento. Infatti, nella tarda primavera 2018, è stato registrato un alto tasso di precipitazioni, tanto che il mese di maggio, con un aumento delle precipitazioni del 95,9% rispetto alla media degli anni 1961-90, è considerato come il 7° maggio più piovoso del Piemonte dal 1958 (dati ARPA Piemonte).

### 18.3 Segnalazione della presenza di *Pacifastacus leniusculus*

Nell'autunno 2018, un pescatore professionista (sig. Walter Branca) ha segnalato alla Fondazione Bolle di Magadino la presenza di un individuo nella zona antistante Tenero/Mappo e Rivapiana di Minusio. Gli esemplari sono stati rinvenuti all'interno di un tronco cavo sommerso o tramite reti da pesca. La Fondazione Bolle di Magadino ha quindi richiesto un'identificazione della specie e la segnalazione scritta (BOGGERO ET AL., 2018). L'identificazione del gambero come *Pacifastacus leniusculus* (DANA, 1852) è stata effettuata mediante l'ausilio di specifiche chiavi tassonomiche (MAZZONI ET AL., 2004; SOUTY-GROSSET ET AL., 2006). La specie è

facilmente riconoscibile in quanto presenta una tipica macchia bianca nel punto di articolazione delle chele (Figura 18.10).

Per il bacino svizzero del Lago Maggiore è la prima segnalazione di gamberi non nativi, essendo finora *O. limosus* e *P. clarkii* presenti solo nella parte italiana centro-meridionale del lago.



Figura 18.10. Esemplare di *P. leniusculus* rinvenuto nel Lago Maggiore nel 2017. Le frecce indicano la caratteristica macchia che conferisce il nome comune alla specie: gambero da segnale.

L'introduzione di *Pacifastacus leniusculus* in Europa, in Scandinavia, risale agli anni '60 del secolo scorso. La sua introduzione era volta alla risoluzione del problema della riduzione degli stock delle popolazioni di gamberi nativi utilizzati per l'alimentazione.

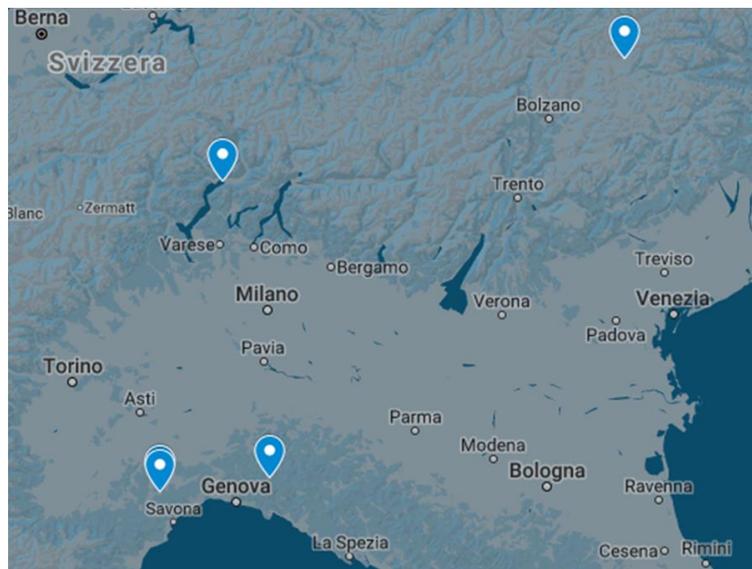


Figura 18.11. Segnalazioni della presenza di *P. leniusculus* in Italia.

In Italia, il primo ritrovamento di questa specie risale al 1981 (Figura 18.11), in un torrente presso Brunico (BZ) (MACHINO, 1997), in cui probabilmente era giunto dall'Austria. Una successiva segnalazione venne fatta nel 2002, indicando una popolazione presente all'interno del Lago del Brugneto (GE) (CAPURRO ET AL., 2007), la cui presenza era dovuta con tutta probabilità al rilascio di esemplari da parte di acquariofili o pescatori. Successivamente due studi svolti nel Torrente Valla, situato nell'Appennino ligure-piemontese, segnalano la

presenza della specie sia in provincia di Alessandria nel 2009 (CANDIOTTO *ET AL.*, 2010) che in provincia di Savona nel 2015 (GHIA *ET AL.*, 2017). Ad oggi, queste risultano essere le uniche popolazioni di questa specie presenti in Italia. La presenza di *P. leniusculus* ha spesso impatti negativi sugli ecosistemi acquatici in cui la specie viene introdotta, dove rappresenta una minaccia per le specie di Decapodi autoctoni. Le sue maggiori dimensioni e l'aggressività che lo contraddistinguono lo rendono, infatti, un buon competitore (HOLDICH, 2003). Inoltre, questa specie è il principale vettore della peste del gambero causata dall'oomicete *Aphanomyces astaci*, che colpisce le popolazioni autoctone di gambero causandone elevate mortalità. L'introduzione di *P. leniusculus* ha impatti negativi anche sull'intera comunità di invertebrati, causando una riduzione della densità delle loro popolazioni di circa il 60% (CRAWFORD *ET AL.*, 2006). Infine, provoca una riduzione del numero di specie di Plecotteri, Chironomidi, Ditteri e Irudinei (CRAWFORD *ET AL.*, 2006).

## 19 FATTORI CHE FAVORISCONO I MACROCRUSTACEI INVASIVI

Sono stati studiati i fattori che possono determinare la presenza di macrocrostacei alieni nel Lago Maggiore, valutando il contributo relativo delle caratteristiche abiotiche dell'area del Verbano nello spiegare il successo di invasione. Per analizzare il potenziale effetto delle caratteristiche abiotiche, è stato valutato il ruolo di vari parametri che descrivono la natura degli habitat di acqua dolce utilizzando descrittori climatici (temperatura e precipitazioni). L'ipotesi si basa sul fatto che specifiche caratteristiche ambientali possano favorire od ostacolare l'ingresso di specie aliene non native. Evidenziare tali variabili predittive permette di stabilire la probabilità di trovare una specie aliena in un sito oppure la maggior vulnerabilità del sito, fornendo informazioni utili per pianificare eventuali strategie di mitigazione o prevenzione, identificando quelle aree su cui intensificare gli sforzi di monitoraggio.

Per l'elaborazione statistica che segue, si sono utilizzati i dati di presenza/assenza di *O. limosus* nei 74 siti complessivamente ispezionati nel 2017 e nel 2018. A questa variabile di risposta binaria sono state correlate quattro diverse variabili esplicative continue: precipitazioni annue, temperature medie annuali, temperature massime annuali e temperature minime annuali. I dati di precipitazione sono stati derivati dalle rilevazioni giornaliere delle stazioni del bacino imbrifero del Lago Maggiore utilizzate per la redazione dei rapporti per la Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIP AIS; [www.cipais.org](http://www.cipais.org)) e relativi alla stagionalità precedente il periodo di campionamento (dicembre 2016-dicembre 2017). I dati di temperatura media annua, temperatura minima e temperatura massima dell'area del Verbano sono stati ottenuti dal database Worldclim (HIJMAN *ET AL.*, 2005; medie storiche 1970-2000) con risoluzione spaziale di 30 secondi d'arco (circa 1 km<sup>2</sup>).

Per escludere problemi di autocorrelazione fra variabili è stato utilizzato il test di correlazione di Pearson fra i quattro fattori considerati (Tabella 19.1). I risultati evidenziano una forte correlazione negativa (-0,73) fra le temperature massime e le precipitazioni, quindi la temperatura massima è stata esclusa dalle successive analisi. Alle tre variabili rimanenti si è quindi applicato il modello lineare generalizzato (GLM) per verificare quale fattore avesse più peso nello spiegare la presenza e la distribuzione di *O. limosus* nel lago (Tabella 19.2). Fra le variabili analizzate, le precipitazioni presentano una relazione positiva con la distribuzione nel lago di *O. limosus*, ma, secondo queste valutazioni, la probabilità di ingresso di specie esotiche non ha alcuna correlazione con questa variabile. Così, nonostante l'esame della distribuzione delle precipitazioni nell'area del lago (Figura 19.1) mostri come vi sia una zona di scarsa piovosità in corrispondenza delle fasce medio-basse del lago, questa non può essere messa in relazione con la presenza di *O. limosus*.

Invece, la temperatura media e la temperatura minima dell'area esaminata mostrano correlazioni positive e significative ( $p < 0,05$ ) nello spiegare la presenza e la distribuzione di *O. limosus*. Ossia, esaminando la distribuzione delle temperature medie (Figura 19.2) nell'area del Lago Maggiore si osserva come la isolina degli 11°C definisca l'assenza di *O. limosus*, mentre osservando la distribuzione delle temperature minime (Figura 19.3), si osserva come si abbia una zona di temperature minime più basse ( $-4^{\circ}\text{C}$ ) in corrispondenza della fascia del basso lago, dove si è finora registrata la presenza di *O. limosus*.

Tabella 19.1. Indice di correlazione di Pearson applicato alle variabili ambientali di interesse. Se i valori sono:  $< 0,3$  si ha correlazione debole; se compresi fra  $0,3$  e  $0,7$  si ha correlazione moderata; se  $< -0,7$  o  $> 0,7$  si ha correlazione forte.

	Temperatura minima	Temperatura media	Temperatura massima	Precipitazioni
Temperatura minima	-	0,45	-0,70	0,30
Temperatura media		-	0,26	-0,54
Temperatura massima			-	<b>-0,73</b>

Tabella 19.2. Modello lineare generalizzato (GLM). Per ogni fattore sono riportati: la deviazione standard (Dev. St.), l'errore, il coefficiente di correlazione (z), e la significatività (p). \*:  $p < 0,05$ .

Fattori	Dev. St.	Errore	z	p
(Intercetta)	-251,6	128,7	-1,955	0,0506
Temperatura media	19,16	9,733	1,968	0,0490*
Temperatura minima	-6,273	2,670	-2,349	0,0188*
Precipitazioni	0,00412	0,00529	0,778	0,4363

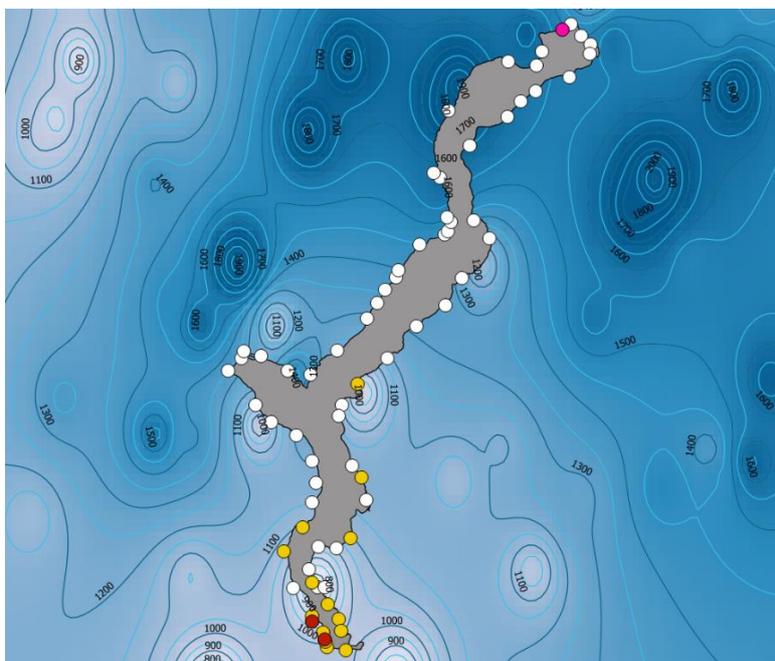


Figura 19.1. Distribuzione delle precipitazioni nell'area del Lago Maggiore. A colori più scuri corrispondono zone a maggiore piovosità, a colori più chiari zone meno piovose (2017-2018).

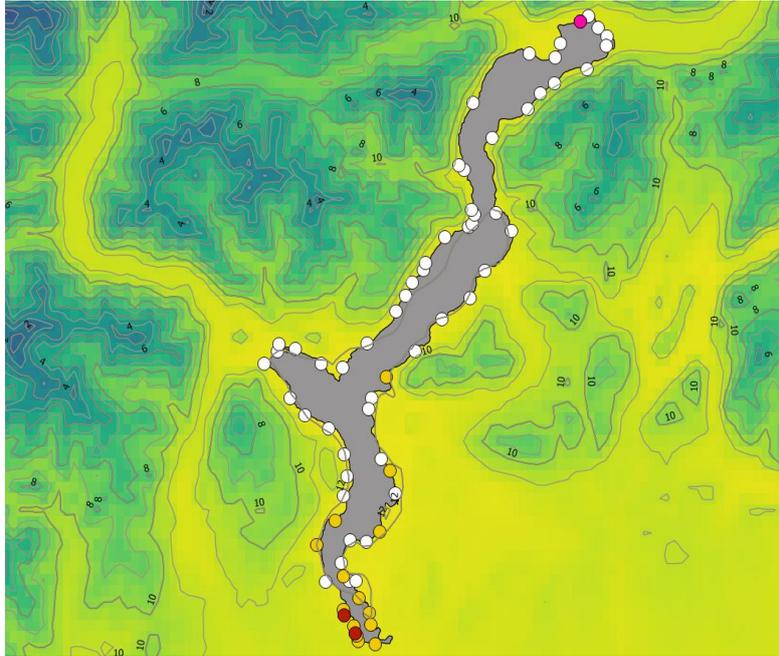


Figura 19.2. Distribuzione delle temperature medie nell'area del Lago Maggiore. A colori più scuri corrispondono zone a temperature più basse, a colori più chiari zone con temperature più elevate (2017-2018).

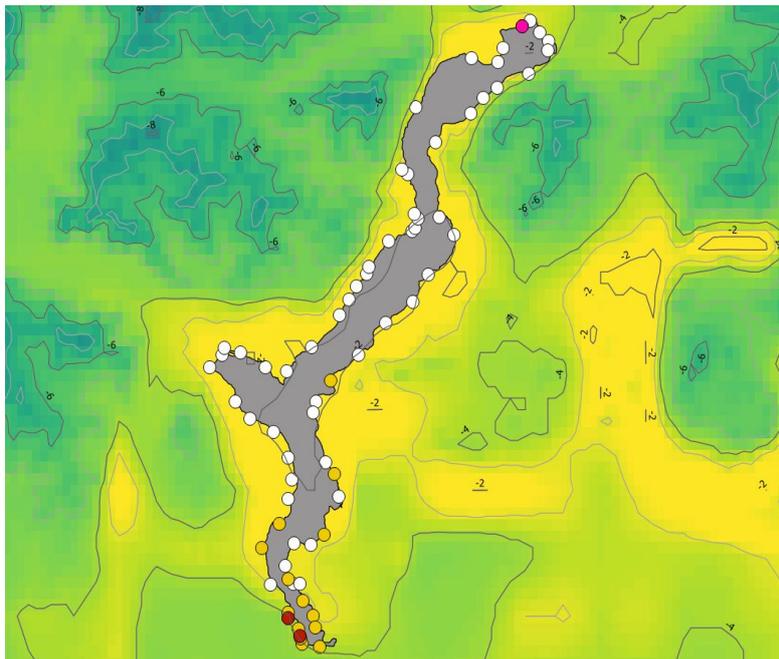


Figura 19.3. Distribuzione delle temperature minime nell'area del Lago Maggiore. A colori più scuri corrispondono zone a temperature più basse, a colori più chiari zone con temperature più elevate (2017-2018).

È bene notare che le correlazioni osservate, sebbene significative, presentano un livello di correlazione basso (ovvero una probabilità non inferiore allo 0,01). Quindi, altri fattori biotici e abiotici, non presi in esame, potrebbero essere determinanti nel definire la distribuzione del gambero, quali ad esempio la distribuzione di macrofite, la presenza e la quantità di sedimento organico, la frequentazione delle sponde da parte dei turisti, etc.

## 20 OSSERVAZIONI CONCLUSIVE

Grazie a questo studio, è stato possibile ampliare le conoscenze sulla presenza di specie non native di macrocrostacei nel Lago Maggiore e sulla loro distribuzione. I risultati di questa prima indagine conoscitiva hanno evidenziato la presenza di tre diverse specie (*Orconectes limosus* e *Procambarus clarkii* in Italia e *Pacifastacus leniusculus* in Svizzera) con diverse distribuzioni e abbondanze. L'unica specie effettivamente comune e abbondante è *O. limosus*.

Studi precedenti, relativi all'intero territorio nazionale (GHERARDI ET AL., 2008), hanno evidenziato come la presenza di specie non native in Italia sia da attribuirsi principalmente ad attività legate all'uomo. In particolare, il trasporto accidentale è il principale vettore di introduzione di invertebrati, insieme ad attività legate alla gestione della fauna ittica (acquacoltura o miglioramento delle riserve) e alle colture agricole (soprattutto quella del riso). Delle tre specie, solamente *P. leniusculus* sembra essere stato intenzionalmente rilasciato in natura da pescatori per motivi legati al suo allevamento.

Inoltre, *P. clarkii* è l'unica specie inclusa tra le 100 specie più invasive d'Europa (DAISIE, *Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe*), ma fortunatamente la sua attuale presenza nel lago è limitata a pochi resti.

Dall'analisi delle caratteristiche abiotiche dell'area del lago, si è evidenziato che le condizioni climatiche, associate all'elevata frequentazione del lago da parte dei turisti e alle pratiche ittiche, forniscono un'immagine di rischio invasività medio-alto. Il regime delle temperature nell'area in esame, in particolare le temperature medie e quelle minime, sembrano influire sulla distribuzione nel lago di *O. limosus*. Osservando però la distribuzione della specie e le variabili prese in esame, e considerando la significatività delle correlazioni osservate, il quadro attuale di distribuzione potrebbe essere relativo ad una colonizzazione relativamente recente del Lago Maggiore. Si ipotizza quindi l'ingresso di *O. limosus* dal Fiume Ticino emissario e una sua espansione verso i distretti più settentrionali del lago.

Allo stato attuale delle conoscenze, e in linea con i cambiamenti climatici evidenziati nell'area di studio (FENOCCHI ET AL., 2018; MORABITO ET AL., 2018), esiste una necessità pressante di monitorare le temperature dell'aria e dell'acqua del Verbano. La rilevazione di tali parametri si rende necessaria in più località, per meglio definire i limiti di distribuzione della specie predominante e, al contempo, per effettuare analisi più mirate sul rischio di invasione. Tali dati sarebbero inoltre di pubblica utilità per monitorare e valutare i rischi connessi alla presenza e diffusione di altre specie aliene, nonché alla conservazione degli endemismi e delle specie chiave presenti nel lago.

I risultati ottenuti suggeriscono infine, che le strategie di conservazione nell'area del Verbano dovrebbero concentrarsi sui siti adiacenti a potenziali vie di ingresso, quali corsi d'acqua e spiagge frequentate da turisti, indipendentemente dal tipo di habitat. Occorre dunque enfatizzare la necessità di strategie mirate a limitare la diffusione di specie aliene ad aree altamente sensibili come quelle di elevato interesse naturalistico quali le zone a canneto del Lago Maggiore, le Paludi Bruschera e Bozza, e le Bolle di Magadino.

Per indirizzare in modo mirato strategie di gestione delle specie aliene invasive o potenzialmente tali, risulta quindi fondamentale accertarne la presenza, la distribuzione, la densità e verificare la presenza di esemplari riproduttivi nell'intero bacino imbrifero. Possibili strategie atte al loro contenimento dovrebbero prevedere infatti raccolte massive nel periodo riproduttivo della specie considerata, identificato anche grazie al presente studio, finalizzate alla cattura del maggior numero di femmine ovigere: entrambe queste azioni risultano fondamentali per limitarne la diffusione. Fondamentali sono anche le campagne di informazione,

condotte attraverso i mezzi di comunicazione e nelle scuole, per aumentare la consapevolezza del rischio a cui le specie native, gli habitat e il benessere dell'uomo vanno incontro.

Più in generale, si ritiene importante che Stati confinanti debbano prevedere una gestione delle specie invasive basata su strategie cooperative a livello nazionale e internazionale, che prevedano studi e ricerche indirizzati alla pianificazione e all'adozione di azioni concordate, comuni, razionali ed efficaci di contenimento.

## 21 BIBLIOGRAFIA

- Alderman D.J., 1997. History of the spread of crayfish plague in Europe. In: Crustaceans: Bacterial and fungal diseases. QIE Scientific and Technical Review 15: 15-23.
- Anderson W.E. & Simon T.P., 2015. Length-weight Relationship, Body Morphometrics, and Condition Based on Sexual Stage in the Rusty Crayfish, *Orconectes rusticus* Girard, 1852 (Decapoda, Cambaridae) with Emphasis on Management Implications. Fisheries and Aquaculture Journal 6: 129.
- Bazzoni P., 2006. Censimento e studio delle popolazioni di gambero d'acqua dolce. Report Azienda Agricola Ossolana Acque: 25 pp.
- Boggero A., Dugaro M., Migliori L. & Garzoli L., 2018. Prima segnalazione del gambero invasivo *Pacifastacus leniusculus* (Dana 1852) nel Lago Maggiore (Cantone Ticino, Svizzera). Bollettino della Società ticinese di Scienze naturali 106: accettato per la stampa.
- Boggero A., Garzoli L., Migliori L., Mantovani L. & Dugaro M., 2018. Specie alloctone invasive nel bacino del Lago Maggiore (SPAM). Programma triennale 2016-2018. Rapporto annuale 2017. Studio dei macrocrostacei. Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (Ed.): 104-115.
- Boggero A., Zaupa S., Rossaro B., Lencioni V. & Gherardi F., 2011. Guida tecnica alla programmazione del campionamento e alla scelta della strumentazione idonea per lo studio della fauna macroinvertebrata lacustre. CNR-ISE Report 02.11: 58 pp.
- Candiotto A., Delmastro G., Dotti L. & Sindaco R., 2010. *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852), un nuovo gambero esotico naturalizzato in Piemonte (Crustacea, Decapoda, Astacidae). Rivista piemontese di Storia naturale 31: 73-82.
- Capurro M., Galli L., Mori M. & Arillo A., 2009. Struttura della popolazione del gambero alloctono *Pacifastacus leniusculus* (Crustacea, Decapoda, Astacidae) nel Lago del Brugneto (Liguria, Italia nord occidentale). Biologia Ambientale 23: 13-20.
- Chucholl C. & Daudey T., 2008. First record of *Orconectes juvenilis* (Hagen, 1870) in eastern France: update to the species identity of a recently introduced orconectid crayfish (Crustacea: Astacida). Aquatic Invasions 3: 105-107.
- Crawford L., Yeomans W. & Adams C., 2006. The impact of introduced signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* on stream invertebrate communities. Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 16: 611-621.
- Delmastro G.B., 2017. Il gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in Piemonte: nuove osservazioni su distribuzione, biologia, impatto e utilizzo (Crustacea: Decapoda: Cambaridae). Rivista Piemontese di Storia Naturale 38: 61-129.
- Ehrenfeld J.G. 2010. Ecosystem consequences of biological invasions. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 41: 59-80.
- Fenocchi A., Rogora M., Sibilla S., Ciampittiello M. & Dresti C., 2018. Forecasting the evolution in the mixing regime of a deep subalpine lake under climate change scenarios through numerical modelling (Lake Maggiore, Northern Italy/Southern Switzerland). Climate Dynamics 51: 3521-3536.

- Garcia-Berthou E., Alcaraz C., Pou-Rovira Q., Zamora L., Coenders G. & Feo C., 2005. Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 453-463.
- Garzoli L., Paganelli D., Rodolfi M., Savini D., Moretto M., Occhipinti-Ambrogi A. & Picco A.M., 2014. First evidence of microfungal "extra oomph" in the invasive red swamp crayfish *Procambarus clarkii*. *Aquatic Invasions* 9: 47-58.
- Ghia D., Fea G., Gruppuso L., Bo T., Candiotta A., Fenoglio S. & Sacchi R., 2017. Distribuzione e naturalizzazione del gambero invasivo *Pacifastacus leniusculus* nel Torrente Valla (Italia nord-occidentale). *Italian Journal of Freshwater Ichthyology* 4: 101-108.
- Hijmans R.J., Cameron S., Parra J., Jones P., Jarvis A. & Richardson K., 2005. Very High Resolution Interpolated Climate Surfaces for Global Land Areas. WorldClim-global climate data.
- Holdich D. & Pöckl M., 2007. Invasive freshwater crustaceans in Europe. In: Gherardi F. (ed), *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution and threats*. Springer, Dordrecht, pp. 29-75.
- Holdich D.M., 2003. Crayfish in Europe - an overview of taxonomy, legislation, distribution, and crayfish plague outbreaks. In: Holdich D. & Sibley P., eds. *Management & Conservation of Crayfish*. Nottingham: Environment Agency, 15-34.
- Kozubíková E., Filipová L., Kozák P., Ďuriš Z., Martín M.P., DiéguezUribeondo J., Oidtmann B. & Petrusek A., 2009. Prevalence of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci* in invasive American crayfishes in the Czech Republic. *Conservation Biology* 23: 1204-1213.
- Loh J., Green R.E., Ricketts T., Lamoreux J., Jenkins M., Kapos V. & Randers J., 2005. The Living Planet Index: using species population time-series to track trends in biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360: 289-295.
- Machino Y., 1997. Présence de l'écrevisse de Californie (*Pacifastacus leniusculus*) en Italie. *L'Astaciculteur de France*, 52: 2-5.
- Mazzoni D., Gherardi F. & Ferrarini P., 2004. Guida al riconoscimento dei gamberi d'acqua dolce. Seconda edizione. Greentime SpA, Bologna, 34 pp.
- Møller A.P. & Pomiankowski A., 1993. Fluctuating asymmetry and sexual selection. *Genetica* 89: 267.
- Morabito G., Rogora M., Austoni M. & Ciampittiello M., 2018. Could the extreme meteorological events in Lake Maggiore watershed determine a climate-driven eutrophication process? *Hydrobiologia* 10.1007/s10750-018-3549-4.
- Nõges P., van de Bund W., Cardoso A.C. & Heiskanen A.S., 2007. Impact of climatic variability on parameters used in typology and ecological quality assessment of surface waters – implications on the Water Framework Directive. *Hydrobiologia* 584: 373-379.
- Simberloff D., Martin J.L., Genovesi P., Maris V., Wardle D.A., Aronson J., Courchamp F., Galil B., García-Berthou E., Pascal M., Pyšek P., Sousa R., Tabacchi E. & Vilà M., 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28: 58-66.

- Sneddon L.U. & Swaddle J.P., 1999. Asymmetry and fighting performance in the shore crab *Carcinus maenas*. *Animal Behaviour* 58: 431-435.
- Söderman F., Van Dongen S., Pakkasmaa S. & Merilä J., 2007. Environmental stress increases skeletal fluctuating asymmetry in the moor frog *Rana arvalis*. *Oecologia* 151: 593-604.
- Solimini A., Cardoso A.C. & Heiskanen A-S. (eds), 2006. Indicators and methods for the Ecological Status Assessment under the Water Framework Directive. Linkages between chemical and biological quality of surface waters. EUR 22314 EN. European Commission, 248 pp.
- Souty-Grosset C., Holdich D.M., Noël P.Y., Reynolds J.D. & Haffner P. (eds), 2006. Atlas of Crayfish in Europe. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, Patrimoines naturels, 64: 187 pp.
- Thapa N., Chen S. & Woelmer E., 2017. Fluctuating chelae asymmetry and territorial agonistic behavior in female *Orconectes virilis*. Biological Station, University of Michigan (UMBS): 20 pp.
- Vlach P. & Valdmanová L., 2015. Morphometry of the stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) in the Czech Republic: allometry and sexual dimorphism. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 416: 1-12.



## Allegato B. Scheda per la caratterizzazione dei siti

				
<h2>Sopralluogo gamberi invasivi</h2>				
Angela Boggero <sup>1</sup> , Marta Dugaro <sup>2</sup> & Laura Garzoli <sup>1</sup>				
<sup>1</sup> CNR - Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Largo Tonolli 50-52, 28922 Verbania-Pallanza <sup>2</sup> Liceo Statale "B. Cavalieri", Via Madonna di Campagna 18, 28922 Verbania Pallanza Tel: 0323-518300 e-mail: a.boggero@ise.cnr.it				
Mod: 1.2, Ed: 10/2017, Rev: 0				Pagina: 1/1
<b>Sito:</b>	<b>Operatore:</b>			<b>Data:</b>
				<b>Ora:</b>
<b>Caratterizzazione geografica sito:</b>				
Coordinate GPS		Indirizzo:		
N:	E:	Comune:		
Note per l'accesso:				
<b>Caratterizzazione ambientale:</b>				
<b>Substrato:</b>	<input type="radio"/> Sabbioso	<input type="radio"/> Limoso	<input type="radio"/> Ciottoli	<input type="radio"/> Roccia
	<input type="radio"/> Altro:			<input type="radio"/> Mucillagine
<b>Vegetazione dominante:</b>	<input type="radio"/> Saliceta	<input type="radio"/> Ontaneta	<input type="radio"/> Canneto	<input type="radio"/> Altro:
<b>Presenza altra fauna (segnalare se vivo o resti):</b>				
<input type="radio"/> <i>Unio</i>	<input type="radio"/> <i>Corbicula</i>	<input type="radio"/> <i>Anodonta</i>	<input type="radio"/> <i>Sinanodonta</i>	
Altre tracce:				
<b>Risultati sopralluogo</b>				
Idoneo per nasse (SI/NO Frequentato/NON frequentato):				
Note:				
Presenza <i>Procambarus</i> :		Presenza <i>Orconectes</i> :		
<input type="radio"/> Visto vivo	Note:	<input type="radio"/> Visto Vivo	Note:	
<input type="radio"/> Resti		<input type="radio"/> Resti		
<b>Sito:</b>	<b>Operatore:</b>			<b>Data:</b>
				<b>Ora:</b>
<b>Caratterizzazione geografica sito:</b>				
Coordinate GPS		Indirizzo:		
N:	E:	Comune:		
Note per l'accesso:				
<b>Caratterizzazione ambientale:</b>				
<b>Substrato:</b>	<input type="radio"/> Sabbioso	<input type="radio"/> Limoso	<input type="radio"/> Ciottoli	<input type="radio"/> Roccia
	<input type="radio"/> Altro:			<input type="radio"/> Mucillagine
<b>Vegetazione dominante:</b>	<input type="radio"/> Saliceta	<input type="radio"/> Ontaneta	<input type="radio"/> Canneto	<input type="radio"/> Altro:
<b>Presenza altra fauna (segnalare se vivo o resti):</b>				
<input type="radio"/> <i>Unio</i>	<input type="radio"/> <i>Corbicula</i>	<input type="radio"/> <i>Anodonta</i>	<input type="radio"/> <i>Sinanodonta</i>	
Altre tracce:				
<b>Risultati sopralluogo</b>				
Idoneo per nasse (SI/NO Frequentato/NON frequentato):				
Note:				
Presenza <i>Procambarus</i> :		Presenza <i>Orconectes</i> :		
<input type="radio"/> Visto vivo	Note:	<input type="radio"/> Visto Vivo	Note:	
<input type="radio"/> Resti		<input type="radio"/> Resti		

## Allegato C. Scheda di campionamento

		<h2>Sopralluogo gamberi invasivi</h2>			
Angela Boggero <sup>1</sup> , Marta Dugaro <sup>2</sup> & Laura Garzoli <sup>1</sup>					
<sup>1</sup> CNR - Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Largo Tonolli 50-52, 28922 Verbania-Pallanza					
<sup>2</sup> Liceo Statale "B. Cavalieri", Via Madonna di Campagna 18, 28922 Verbania Pallanza					
Tel: 0323-518300			e-mail: a.boggero@ise.cnr.it		
Mod: 1.3, Ed: 10/2017, Rev: 0			Pagina: 1/1		
<b>Operatore:</b>		<b>Data:</b>		<b>Ora:</b>	
Sito:		<input type="radio"/> <i>Procambarus</i>		<input type="radio"/> <i>Orconectes</i>	
N° tot:		N° tot:		Numero:	
Nassa n. n°♂: n°♀:		n°♂: n°♀:		Specie:	
Sito:		<input type="radio"/> <i>Procambarus</i>		<input type="radio"/> <i>Orconectes</i>	
N° tot:		N° tot:		Numero:	
Nassa n. n°♂: n°♀:		n°♂: n°♀:		Specie:	
Sito:		<input type="radio"/> <i>Procambarus</i>		<input type="radio"/> <i>Orconectes</i>	
N° tot:		N° tot:		Numero:	
Nassa n. n°♂: n°♀:		n°♂: n°♀:		Specie:	
Sito:		<input type="radio"/> <i>Procambarus</i>		<input type="radio"/> <i>Orconectes</i>	
N° tot:		N° tot:		Numero:	
Nassa n. n°♂: n°♀:		n°♂: n°♀:		Specie:	
Sito:		<input type="radio"/> <i>Procambarus</i>		<input type="radio"/> <i>Orconectes</i>	
N° tot:		N° tot:		Numero:	
Nassa n. n°♂: n°♀:		n°♂: n°♀:		Specie:	
Sito:		<input type="radio"/> <i>Procambarus</i>		<input type="radio"/> <i>Orconectes</i>	
N° tot:		N° tot:		Numero:	
Nassa n. n°♂: n°♀:		n°♂: n°♀:		Specie:	
Sito:		<input type="radio"/> <i>Procambarus</i>		<input type="radio"/> <i>Orconectes</i>	
N° tot:		N° tot:		Numero:	
Nassa n. n°♂: n°♀:		n°♂: n°♀:		Specie:	
Sito:		<input type="radio"/> <i>Procambarus</i>		<input type="radio"/> <i>Orconectes</i>	
N° tot:		N° tot:		Numero:	
Nassa n. n°♂: n°♀:		n°♂: n°♀:		Specie:	
Sito:		<input type="radio"/> <i>Procambarus</i>		<input type="radio"/> <i>Orconectes</i>	
N° tot:		N° tot:		Numero:	
Nassa n. n°♂: n°♀:		n°♂: n°♀:		Specie:	
Sito:		<input type="radio"/> <i>Procambarus</i>		<input type="radio"/> <i>Orconectes</i>	
N° tot:		N° tot:		Numero:	
Nassa n. n°♂: n°♀:		n°♂: n°♀:		Specie:	
Sito:		<input type="radio"/> <i>Procambarus</i>		<input type="radio"/> <i>Orconectes</i>	
N° tot:		N° tot:		Numero:	
Nassa n. n°♂: n°♀:		n°♂: n°♀:		Specie:	
Sito:		<input type="radio"/> <i>Procambarus</i>		<input type="radio"/> <i>Orconectes</i>	
N° tot:		N° tot:		Numero:	
Nassa n. n°♂: n°♀:		n°♂: n°♀:		Specie:	
Sito:		<input type="radio"/> <i>Procambarus</i>		<input type="radio"/> <i>Orconectes</i>	
N° tot:		N° tot:		Numero:	
Nassa n. n°♂: n°♀:		n°♂: n°♀:		Specie:	
Sito:		<input type="radio"/> <i>Procambarus</i>		<input type="radio"/> <i>Orconectes</i>	
N° tot:		N° tot:		Numero:	
Nassa n. n°♂: n°♀:		n°♂: n°♀:		Specie:	



## Allegato E. Crostacei decapodi alloctoni invasivi presenti nel Lago Maggiore

### *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817)



#### Sistematica

Phylum: Arthropoda  
Classe: Malacostraca  
Ordine: Decapoda  
Famiglia: Cambaridae  
Genere: Orconectes

#### Descrizione

*O. limosus*, comunemente chiamato gambero americano, è originario del versante atlantico del Nord America.

Si tratta di un gambero di piccole dimensioni (in media 6-9 cm), caratterizzato da chelae lisce, con bordo interno non sinuoso; il carpopodite presenta un singolo sperone e lungo il solco cervicale e prima di questo si trovano delle spine. Caratteristica di questa specie è la presenza di macchie triangolari rossastre localizzate nella parte dorsale dei segmenti addominali, e la colorazione arancione-rossastra della punta delle chelae.

#### Biologia ed ecologia

Il ciclo vitale di *O. limosus* ha una durata media di 4 anni e alle nostre latitudini in genere si hanno due periodi riproduttivi, uno in primavera e uno in autunno. È possibile che la riproduzione avvenga anche in inverno se la temperatura dell'acqua si mantiene superiore ai 7 °C. Le femmine producono un numero elevato di uova, fattore che ne facilita la proliferazione. La maturità sessuale viene raggiunta nella seconda estate di vita (GHERARDI *ET AL.*, 2013).

*O. limosus* è onnivoro, in grado di nutrirsi di piante, animali e detrito. Studi condotti nella repubblica ceca sulla sua dieta indicano che la fonte alimentare principale è il detrito, seguito dalle piante e, in misura minore, da animali (VOJKOVSKÁ *ET AL.*, 2014).

La specie predilige ambienti lentichi ricchi di sostanza organica con fondali melmosi e fangosi, anche se è in grado di adattarsi alla presenza di ghiaia e ciottoli. E' in grado di tollerare un vasto range di condizioni ambientali e di sopravvivere anche in ambienti di scarsa qualità. Popolazioni individuate in Gran Bretagna hanno mostrato la capacità di scavare tane in cui vivono parte dell'anno, probabilmente in relazione al

periodo riproduttivo (HOLDICH *ET AL.*, 2007), ma più in generale, solo in poche occasioni sono state osservate tane scavate da *O. limosus*.

### Diffusione

La prima segnalazione in Italia risale al 1991 nel Lago d'Iseo, dove è stato catturato accidentalmente da alcuni pescatori utilizzando una rete a tremaglio. Sul corpo degli esemplari pescati è stata trovata anche *D. polymorpha*, attaccata tramite il bisso.

L'introduzione nel nostro Paese sembra essere involontaria e legata all'importazione di stock di pesci dalla Polonia in cui erano accidentalmente presenti anche esemplari di gambero americano.

Nel 1994 viene segnalato in alcuni corsi d'acqua della pianura veronese (CONFORTINI *ET AL.*, 1995). Alla luce dei dati raccolti gli autori ipotizzano che *O. limosus* sia ampiamente diffuso in tutta la media e bassa pianura veronese.

Zanini (dati non pubblicati) riporta la sua presenza nel Lago di Garda nel 1999, anno in cui viene osservato anche in Emilia Romagna nel fiume Santerno (FABBRI *ET AL.*, 1999).

Nel 1999 una serie di immersioni condotte nel Ceresio indicano che la specie ha colonizzato stabilmente il lago, i primi tratti di alcuni affluenti e l'emissario Tresa (MADDALENA *ET AL.*, 2009).

Nel Lago Maggiore, durante il periodo 1999-2001, è stata monitorata la fascia litorale che si estende dal comune di Oggebbio a quello di Stresa tramite la posa di batterie di nasse. I risultati indicano la presenza di *O. limosus* nell'area di Fondo Toce. Negli anni successivi, campionamenti condotti con l'ausilio di un pescatore professionista e l'impiego di reti da fondo hanno dimostrato la diffusione della specie nel Golfo Borromeo. Nel 2004 vengono segnalate le prime catture a Meina e Solcio.

Gli studi condotti in ambito CIP AIS nel triennio di ricerca 2013-2015 sul Fiume Bardello hanno messo in luce che il gambero americano si trova lungo l'intero corso d'acqua e quindi presumibilmente ha colonizzato anche la sponda lombarda del Lago Maggiore.

In definitiva, in Italia la specie è ben diffusa nel reticolo idrografico e attualmente vive stabilmente in Trentino, Veneto, Lombardia, Piemonte, Emilia Romagna, Lazio e Umbria (GHERARDI *ET AL.*, 2013).

### Impatti

La rapidità del suo ciclo riproduttivo, unita alla maggiore aggressività e resistenza ai fattori di stress ambientali e all'inquinamento rendono *O. limosus* una seria minaccia per le specie autoctone, la cui distribuzione è diminuita significativamente in seguito alla sua comparsa.

Un aspetto critico di particolare importanza riguarda la diffusione di malattie e agenti patogeni come *Aphanomyces astaci*, responsabile della peste del gambero.

### Bibliografia

Confortini M. e Natali M., 1995. Presenza del gambero americano *Orconectes limosus* (RAFINESQUE, 1817), in alcuni corsi d'acqua della pianura veronese. *Annuario Museo Civico di Rovereto* 10: 399-404.

Fabbri R. e Landi L., 1999. Nuove segnalazioni di molluschi, crostacei e pesci esotici in Emilia-Romagna e prima

segnalazione di *Corbicula fluminea* (O.F. MULLER, 1774) in Italia. Quaderno di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna 12: 9-20.

Gherardi F., Aquiloni L., Cianfanelli S., Tricarico E., 2013. Le specie aliene dei laghi italiani: 65–110. In: Lencioni V., Boggero A, Marziali L., Rossaro B. I macroinvertebrati dei laghi – 1 tassonomia, ecologia e metodi di studio. Quaderni del Museo delle Scienze, vol. 6/1. Trento: Museo delle Scienze: pp. 202.

Holdich D. and Black J., 2007. The spiny-cheek crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) [Crustacea: Decapoda: Cambaridae], digs into the UK. Aquatic Invasions 2: 1-15.

Maddalena T., Zanini M., Torriani D., Marchesi P., Jann B., Paltrinieri L., 2009. Inventario dei gamberi d'acqua dolce del Cantone Ticino (Svizzera). Bollettino della Società ticinese di Scienze naturali 97: 19-25.

Vojtkovská R., Horká I., Ďuriš Z., 2014. The diet of the spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* in the Czech Republic. Central European Journal of Biology 9: 58-69.

### ***Procambarus clarkii* (Girard, 1852)**



#### Sistematica

Phylum: Arthropoda  
Classe: Malacostraca  
Ordine: Decapoda  
Famiglia: Cambaridae  
Genere: Procambarus

#### Descrizione

Comunemente detto gambero rosso della Louisiana, *P. clarkii* è stato inserito nella lista delle 100 specie invasive più pericolose al mondo (DAISIE, 2008). Originaria degli Stati Uniti centro meridionali e del Messico nord-orientale, la specie è stata importata in molti paesi a scopo di allevamento.

Di lunghezza superiore a 15 cm, gli individui adulti assumono una caratteristica colorazione rosso scuro, bruno-rossastra o arancione, che li rende facilmente riconoscibili. I giovani hanno invece una colorazione grigioverdastra che, ad una superficiale osservazione, li rende piuttosto simili al gambero di fiume italiano.

Le chele sono rosse e dalla tipica forma ad S, ricoperte di spine e tubercoli. Le femmine possiedono dei ricettacoli seminali localizzati tra le basi delle zampe posteriori; i maschi attivi sessualmente possiedono degli uncini sul secondo e terzo paio di zampe che sono usati per afferrare la femmina durante l'accoppiamento.

Per distinguere i gamberi di fiume europei da quelli americani con certezza bisogna osservare la base delle chele dove le specie americane presentano una piccola spina, a differenza delle specie nostrane che ne sono prive.

#### Biologia ed ecologia

*P. clarkii* è caratterizzato da una notevole plasticità e capacità di resistenza agli stress ambientali. È in grado di sopportare periodi prolungati di assenza di acqua, scavando tane profonde in cui mantiene un'umidità sufficiente a garantirne la sopravvivenza. La conformazione della camera branchiale gli consente infatti di sfruttare sia l'ossigeno disciolto in acqua che quello atmosferico, caratteristica che gli permette di sopravvivere anche in ambienti asfittici. Rispetto alle specie autoctone ha una maggiore resistenza nei confronti delle sostanze inquinanti.

La specie è r-stratega con la produzione di un numero elevato di uova, doppio o triplo rispetto agli astacidi e tempi di crescita e maturazione dei nuovi individui molto rapidi. La maturità sessuale viene conseguita entro

i primi sei mesi di vita, mentre nel genere autoctono *Austropotamobius* è raggiunta a partire dal terzo anno di età (BAZZONI, 2006).

In base alla quantità di acqua e alla temperatura il numero di cicli riproduttivi può variare da 2-3 volte l'anno nelle aree tropicali a 1-2 volte in quelle temperate (DI STEFANO ET AL., 2016).

La specie è onnivora e molto aggressiva, capace di adattarsi alle risorse presenti nell'ambiente colonizzato, comportandosi sia da detritivoro che da predatore. Gli stadi giovanili sembrano preferire una dieta animale nutrendosi soprattutto di macroinvertebrati mentre gli adulti prediligono materiale vegetale.

Nella specie sono stati identificati sia periodi "stazionari", in cui gli spostamenti dalla tana sono limitati, sia periodi di "nomadismo" in cui è in grado di percorrere distanze notevoli anche in pieno giorno dando luogo ad un efficace processo di dispersione attiva.

### Diffusione

Le sue caratteristiche ecologiche e comportamentali ne hanno consentito la rapida diffusione, al punto che, attualmente, risulta assente solo nel continente australiano, in Artide e Antartide (DE LUISE, 2010).

In Italia *P. clarkii* è stato introdotto per la prima volta nel 1989 in Piemonte nel torrente Banna e nel 1993 in Toscana nel Lago Massaciuccoli a scopo di allevamento (GHERARDI ET AL., 2013; MORPURGO ET AL., 2010); da qui la specie si è diffusa rapidamente nel reticolo idrografico. A partire dal 1992 viene segnalato in Piemonte (DELMASTRO, 1992A) e dai primi anni 90 del secolo scorso in numerose province dell'Emilia Romagna (FABBRI ET AL., 1999). Attualmente è largamente diffuso al centro-nord ed è comparso anche in Sardegna e Sicilia.

Nel 2003 ne viene segnalata la presenza nel Lago di Garda (ZANINI, dati non pubblicati), nel 2010 nel Lago d'Orta (PISCIA ET AL., 2011). Nel Lago di Varese la presenza del gambero rosso è nota da tempo e nel 2010 si è verificata un'esplosione demografica di cui si sono occupati anche i mezzi d'informazione.

Studi condotti in ambito CIP AIS nel triennio di ricerca 2013-2015 sul Fiume Bardello, un emissario del Lago di Varese che sfocia nel Maggiore, hanno mostrato una massiccia presenza di specie aliene, tra cui *P. clarkii*. Pertanto la presenza di questa specie nel bacino del Verbano è confermata.

### Impatti

A differenza del proprio areale di origine, nel nostro paese il gambero rosso ha un numero ridotto di predatori, tra cui il luccio, il pesce gatto e l'anguilla, nonché alcune specie di uccelli che si sono adattate ad utilizzarlo come alimento, pertanto l'ecosistema non è in grado di impedirne la proliferazione (DE LUISE, 2010). Altro aspetto critico riguarda la diffusione di agenti patogeni come la peste dei gamberi, di cui è un portatore sano e che ha causato un'elevata mortalità tra le specie autoctone divenendo una vera e propria piaga.

I gamberi adulti consumano macrofite e predano invertebrati, anfibi e pesci. L'attività di scavo delle tane aumenta la torbidità delle acque, riducendo la produttività primaria e, inoltre, provoca il crollo degli argini dei corsi d'acqua incrementando i costi annuali per la loro manutenzione. Se consumato, potrebbe essere dannoso per la salute umana, in quanto in grado di accumulare nell'organismo metalli pesanti e tossine algali ed è veicolo di malattie infettive come la tularemia (GHERARDI ET AL., 2012).

La colonizzazione di un nuovo ambiente da parte del gambero rosso determina il declino delle specie autoctone e altera la rete trofica dell'ecosistema, minacciando diverse specie tra cui anfibi, molluschi, pesci e insetti.

## Bibliografia

- Bazzoni P., 2006. Censimento e studio delle popolazioni di gamberi d'acqua dolce nell'area del Verbano-Cusio-Ossola. Azienda agricola Ossolana Acque. Disponibile su: <http://www.ossolana-acque.net>. 25 pp.
- DAISIE. European Invasive Alien Species Gateway (<http://www.europe-aliens.org>).
- Delmastro G.B., 1992. Il gambero rosso americano *Orconectes limosus* (Rafinesque). Un nuovo decapode neartico nelle acque dolci del nord Italia. *Natura bresciana*. Annuario Museo Civico Scienze Naturali 27: 171-174.
- De Luise G., 2010. Il Gambero rosso della Louisiana. Aspetti ecologici, biologici e gestionali in Friuli Venezia Giulia. Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia, Udine. 52 pp.
- Di Stefano V., Filiciotto F., Buscaino G., Mazzola S. e Maccarone V., 2016. Attività propedeutica allo studio della struttura e dinamica della popolazione di *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) all'interno della RNI Preola e Gorgi Tondi. IAMC-CNR Capo Granitola, Technical Report, marzo 2016, 26 pp.
- Fabbi R. e Landi L., 1999. Nuove segnalazioni di molluschi, crostacei e pesci esotici in Emilia-Romagna e prima segnalazione di *Corbicula fluminea* (O.F. MULLER, 1774) in Italia. Quaderno di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna 12: 9-20.
- Gherardi F., Cecchinelli E., Aquiloni L., *et al.*, 2012. Il gambero "alieno" come gestire il problema. *Ecoscienza* 1
- Gherardi F., Aquiloni L., Cianfanelli S., Tricarico E., 2013. Le specie aliene dei laghi italiani: 65–110. In: Lencioni V., Boggero A., Marziali L., Rossaro B. I macroinvertebrati dei laghi – 1 tassonomia, ecologia e metodi di studio. Quaderni del Museo delle Scienze, vol. 6/1. Trento: Museo delle Scienze: pp. 202.
- Morpurgo M., Aquiloni L., Bertocchi S., Brusconi S., Tricarico E., Gherardi F., 2010. Distribuzione dei gamberi d'acqua dolce in Italia. *Studi Trentini di Scienze Naturali* 87: 125-132.
- Piscia R., Volta P., Boggero A., Manca M., 2011. Segnalazione di *Procambarus clarkii* (Girard 1852), una specie aliena invasiva, nel Lago d'Orta (Piemonte). *Biologia Ambientale* 25: 71-73.