



**Consorzio per il coordinamento delle ricerche
inerenti al sistema lagunare di Venezia**

Palazzo Franchetti S. Marco 2847 30124 Venezia

Tel. +39.041.2402511 Fax +39.041.2402512

Progetto **STUDIO B.6.72 B/12**

**ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL
MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI
DALLA COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE
BOCCE LAGUNARI**

Contratto CVN-CORILA n. 11808 UPE/MGA/cer

Documento **MACROATTIVITÀ: PRATERIE A FANEROGAME
RAPPORTO FINALE**

Versione **1.0**

Emissione **1 Luglio 2017**

Redazione

Dott. Daniele Curiel
(SELC)

Verifica

Prof. Adriano Sfriso
(UNIVE)

Verifica

Dott.ssa Paola Del Negro

Approvazione

Ing. Pierpaolo Campostrini

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Indice

| | |
|--|------------|
| 1 PREMESSA | 4 |
| 1.1 Introduzione..... | 4 |
| 1.2 Obiettivi e criteri di indagine..... | 5 |
| 2 ATTIVITÀ ESEGUITE | 11 |
| 2.1 Programma generale delle attività eseguite..... | 11 |
| 2.2 Pianificazione operativa delle attività | 11 |
| 2.3 Identificazione delle aree e delle stazioni di indagine | 12 |
| 2.4 Attività di campo | 17 |
| 2.4.1 <i>Conduzione delle misure nelle 18 stazioni di controllo</i> | 18 |
| 2.4.2 <i>Conduzione delle operazioni di mappatura</i> | 20 |
| 2.5 Attività di laboratorio | 21 |
| 2.6 Trattamento dei dati..... | 22 |
| 3 RISULTATI E VALUTAZIONI | 24 |
| 3.1 Misure nelle 18 stazioni di controllo..... | 24 |
| 3.1.1 <i>Presentazione dei dati</i> | 24 |
| 3.1.2 <i>Le stazioni della bocca di porto di Lido</i> | 25 |
| 3.1.3 <i>Le stazioni della bocca di porto di Malamocco</i> | 31 |
| 3.1.4 <i>Le stazioni della bocca di porto di Chioggia</i> | 39 |
| 3.1.5 <i>Analisi della frequenza di rinvenimento degli epifiti</i> | 48 |
| 3.1.6 <i>Analisi generale delle variazioni osservate nell'epifitismo delle fanerogame marine</i> | 55 |
| 3.2 La mappatura della fanerogame marine delle tre bocche di porto | 60 |
| 3.2.1 <i>Dinamismo dei popolamenti e fattori ambientali regolatori</i> | 60 |
| 3.2.2 <i>Le fanerogame marine come indicatori di qualità</i> | 62 |
| 3.2.3 <i>I dinamismi delle praterie della bocca di porto di Lido (2003-2016)</i> | 64 |
| 3.2.4 <i>I dinamismi delle praterie della bocca di porto di Malamocco (2003-2016)</i> | 71 |
| 3.2.5 <i>I dinamismi delle praterie della bocca di porto di Chioggia (2003-2016)</i> | 77 |
| 3.2.6 <i>Analisi e valutazioni dei dati meteo-climatici</i> | 83 |
| 4 CONSIDERAZIONI FINALI | 86 |
| 5 BIBLIOGRAFIA | 93 |
| ALLEGATO FOTOGRAFICO | 101 |
| APPENDICE: MAPPATURE | 104 |

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Al presente documento hanno contribuito per le attività di elaborazione dati e stesura testi:

Dott. Daniele Curiel (SELC)

Dott. Andrea Rismondo (SELC)

Dott.ssa Chiara Miotti (SELC)

Dott. Andrea Pierini (SELC)

Per le attività di raccolta dati di campo e le determinazioni sistematiche di laboratorio:

Dott.ssa Chiara Miotti (SELC)

Dott. Emiliano Checchin (SELC)

1 PREMESSA

1.1 Introduzione

Il presente rapporto descrive i risultati ottenuti durante il dodicesimo anno del Monitoraggio degli effetti prodotti dai cantieri per le opere da realizzare alle bocche lagunari nei confronti delle praterie a fanerogame marine presenti sui bassi fondali circostanti. Le praterie a fanerogame costituiscono uno dei componenti degli ecosistemi di pregio oggetto dello Studio B.6.72 B/12: "Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari - 12^a fase". Il presente studio rappresenta la prosecuzione, per ulteriori 12 mesi (maggio 2016 - aprile 2017), delle attività di monitoraggio previste:

- dello Studio B.6.72 B/1 (maggio 2005 - aprile 2006) per la sola bocca di porto di Lido;
- dello Studio B.6.72 B/2 (maggio 2006 - aprile 2007) per la bocca di porto di Lido, e dello Studio B.6.72 B/2 Variante (novembre 2006 - aprile 2007) per le bocche di Malamocco e Chioggia;
- degli Studi B.6.72 B/3-B/11 (maggio 2007 - aprile 2016) per le bocche di porto di Lido, Malamocco e Chioggia.

A partire dallo Studio B.6.72 B/7 sono state apportate alcune variazioni al piano di monitoraggio. In particolare è continuata la mappatura della vegetazione radicata acquatica sommersa presso le tre bocche di porto di Lido, Malamocco e Chioggia (tra agosto e dicembre 2016) ed il monitoraggio delle caratteristiche fenologiche e di crescita delle praterie a fanerogame, su una rete di 18 stazioni equamente distribuite fra le tre bocche. Le campagne di misura, a frequenza stagionale, sono state ridotte eliminando il rilievo invernale.

La vegetazione acquatica sommersa (SAV-Submerged Aquatic Vegetation) svolge negli ambienti marini e soprattutto in quelli lagunari, un ruolo di fondamentale importanza quale componente principale della catena trofica ed elemento mediatore dei processi fisici che controllano la morfologia lagunare. Questa frazione del fitobenthos viene utilizzata come parametro per descrivere le variazioni ambientali dei corpi idrici, come le altre componenti quali lo zoobenthos e le macroalghe. Nelle nazioni dove si presta maggior attenzione alle tematiche ambientali, le fanerogame marine, ritenute dei buoni indicatori per rilevare le situazioni di stress ambientale, vengono monitorate con specifico riferimento alle variazioni della loro distribuzione. La regressione o l'estensione delle praterie, dopo un'opportuna valutazione dei dati e delle pressioni naturali o antropiche, può essere interpretata come un segnale delle tendenze presenti nel corpo idrico.

Negli ambienti lagunari le fanerogame marine sono riconosciute svolgere una fondamentale funzione ecologica poiché hanno una stretta interazione sia con il mezzo idrico, attraverso l'apparato epigeo, sia con i fondali, dato che la loro porzione ipogea, composta da radici e rizomi, può, in alcune specie, penetrare nel sedimento anche per 20-30 cm. Le variazioni delle caratteristiche chimico-fisiche delle acque e dei sedimenti interessano quindi direttamente queste piante acquatiche che, nell'arco di alcuni anni, possono modificare l'estensione delle praterie in senso positivo o negativo al variare delle condizioni ecologiche. Oltre ad avere un ruolo di indicatore ambientale, queste praterie sommerse costituiscono un fondamentale elemento della catena trofica. Al loro interno trova riparo, alimento o substrato, una ricca flora e fauna, legata sia all'interfaccia sedimento-acqua, sia all'apparato fogliare.

È in particolare, nelle lagune e negli estuari che il loro interesse a livello scientifico trova fondamento, dal punto di vista ecologico, nel ruolo positivo che questi vegetali svolgono negli ambienti a basso battente, con particolare riferimento alla stabilizzazione fisica dei fondali, al favorire la sedimentazione dei materiali sospesi lungo il battente, al contributo al processo di

utilizzo dei nutrienti di diversa origine e alla funzione di "nursery" per la fauna ittica e l'epifauna bentonica sessile e vagile (Gambi e D'Appiano, 2003).

Anche nella European Water Framework Directive (2000/60/EC) si assegna a queste macrofite la massima importanza come elementi indicatori di livello integrato e riassuntivo delle condizioni dell'intero corpo lagunare, dal momento che il ruolo delle fanerogame marine, ben ribadito a livello nazionale ed internazionale, è noto sia per le ricadute in termini strettamente biologici, sia dal punto di vista morfologico.

I risultati del monitoraggio MELa2 (MAG.ACQUE - SELC, 2002; 2005a), dello Studio B.6.78/I (MAG.ACQUE - SELC, 2005c) e degli Studi B.6.72 (B/1-B/11) (MAG. ACQUE - CORILA, 2006-2011; 2012a; 2013a; PROV. OO. PP. - CORILA, 2014a; 2015a; 2016a) consentono di disporre di un'importante documentazione sulle caratteristiche dei popolamenti a fanerogame marine delle aree di bocca di porto e delle zone lagunari circostanti. Le informazioni ottenute durante tutti i monitoraggi, compreso quello in corso (B.6.72 B/12), possono venir confrontate con quelle assunte nel corso dello Studio B.6.78/I che rappresenta la "fase zero" o *ante operam* poiché la localizzazione dei siti di misura e le metodologie impiegate si sovrappongono. Ciò consente di rilevare possibili relazioni causa-effetto tra la componente biotica in esame e le attività di cantiere.

Ai programmi di monitoraggio MELa del Magistrato alle Acque (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) si è fatto riferimento anche per quanto concerne gli aspetti operativi e per le metodologie applicate. È parso, infatti, opportuno, sul piano metodologico, applicare all'area delle bocche di porto le medesime tecniche di mappatura anche perché si è convenuto di utilizzare la stessa procedura di trattamento dati e di gestione delle informazioni geografiche impiegata in MELa2, in modo da utilizzare un unico supporto G.I.S.

1.2 Obiettivi e criteri di indagine

Gli obiettivi del monitoraggio consistono nella valutazione della variabilità dei sistemi a praterie a fanerogame marine nelle aree di bocca di porto e nell'individuazione di scostamenti significativi da queste condizioni, in conseguenza delle risposte a impatti provenienti dalle attività di cantiere. In particolare prevedono:

- il controllo dell'andamento di una serie di parametri descrittivi delle comunità a fanerogame marine presenti nelle aree delle bocche di porto di Lido, Malamocco e Chioggia e nelle aree lagunari immediatamente interessate dalle bocche;
- l'individuazione e l'opportuna valutazione degli eventuali scostamenti dei parametri rilevati rispetto alla gamma di variabilità di questi valori già identificata nel corso delle indagini *ante operam* (Studio B.6.78/I);
- l'analisi della significatività degli eventuali possibili collegamenti tra gli scostamenti osservati e le lavorazioni in atto ai cantieri.

Le coperture della vegetazione acquatica sommersa, anche se radicata, presentano fenomeni di dinamismo spaziale che possono raggiungere valori notevoli anche nel tempo limitato di una stagione vegetativa, rendendo così difficile l'individuazione di un chiaro nesso causale così come trattato nel precedente paragrafo. Per limitare questi aspetti di dinamismo sono state selezionate quasi esclusivamente stazioni in cui la specie prevalente è *Cymodocea nodosa* in quanto, tra le tre fanerogame presenti in Laguna, è quella che, per il suo apparato ipogeo ben sviluppato, manifesta la maggiore stabilità nel tempo e la minore variabilità interannuale.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Tale dinamismo spaziale si è potuto mettere in evidenza rapportando le mappature di dettaglio realizzate negli anni (Scarton *et al.*, 1995; Tagliapietra *et al.*, 1999) con quella di riferimento effettuata nel 1990 (MAG. ACQUE - SGS, 1991). Successivamente, il monitoraggio delle fanerogame marine condotto nell'intervento MELa2 e il successivo MELa5 del 2010 hanno permesso di aggiornare la distribuzione di questa componente vegetale per l'intero bacino e di evidenziare i fenomeni di dinamismo spaziale a breve e lungo termine.

Lo Studio B.6.78/I ha incluso una mappatura di precisione di *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* e *Nanozostera noltii*¹ presenti nello specifico ambito delle bocche di porto, estendendolo però anche a batimetrie differenti da quelle tipiche lagunari. La realizzazione di una mappatura è parsa opportuna in quanto la presenza delle fanerogame marine in queste aree di bocca riveste certamente la massima importanza per il ruolo che hanno nei confronti del substrato e dell'ambiente in senso più esteso. Ha costituito, invece, obiettivo principale dell'indagine l'acquisizione dei dati caratteristici di una gamma di variazioni dell'assetto di questa comunità, dovute alle oscillazioni naturali di queste macrofite nell'arco delle stagioni.

Tale gamma di valori distributivi, da comporre in un quadro conoscitivo finale, unitamente alle altre informazioni in corso di raccolta circa le caratteristiche fenologiche e produttive delle praterie, va confrontata, secondo il programma del presente e dei precedenti monitoraggi degli Studi B.6.72 (B/1-B/11), con le situazioni corrispondenti alle diverse fasi di realizzazione delle opere mobili.

Per l'identificazione e la valutazione degli effetti delle lavorazioni e della significatività di questi effetti nei confronti della distribuzione delle fanerogame marine alle bocche di porto, si è tenuto conto, in maniera differenziale, delle diverse aree interessate. In particolare, come si nota dalle figure 1.1, 1.2 e 1.3, sono state distinte:

- l'area specificamente coincidente con l'impronta delle opere vere e proprie da realizzare, nell'ambito della quale le coperture identificate nel monitoraggio *ante operam* (B.6.78/I) e nella presente fase di indagine, sono da considerarsi una perdita permanente ("opere");
- le aree immediatamente circostanti l'impronta delle opere da realizzare e corrispondenti agli spazi acquei di bocca concessi ai cantieri per l'accesso e la movimentazione dei vari mezzi d'opera, la posa di strutture temporanee e l'effettuazione di tutte le lavorazioni necessarie (area di cantiere);
- le rimanenti aree di bocca, coincidenti con la grande maggioranza dei fondali interessati dalle praterie a fanerogame marine più o meno lontane dai cantieri, che costituiscono l'obiettivo principale del presente monitoraggio.

È opportuno ricordare che sui possibili impatti conseguenti alle fasi di costruzione e di esercizio delle opere mobili, per quanto riguarda le aree esattamente coincidenti con i manufatti da realizzare, lo Studio di Incidenza - ai sensi della Direttiva Habitat UE 92/43 - del febbraio 2006 ha già avanzato specifiche valutazioni. Nondimeno, tale Studio si è inserito in un momento nel quale il contesto realizzativo approvato degli interventi finalizzati alla difesa di Venezia e della laguna dalle acque alte è in una fase già avviata. Questa fase ha già visto l'effettuazione di specifici interventi che hanno comportato l'occupazione temporanea o permanente di superfici emerse e sommerse, in parte ricadenti nel perimetro dei siti SIC di interesse lagunare oggi esistenti, ma che

¹ Nel corso dei monitoraggi, la specie inizialmente citata come *Zostera noltii* è stata oggetto di varie revisioni tassonomiche; nei rapporti MELa, nello Studio B.6.78/I e nello Studio B.6.72 B/1 è stata indicata come *Zostera noltii* mentre negli Studi B.6.72 B/2-B/11, a seguito di aggiornamenti tassonomici, come *Nanozostera noltii*. Attualmente il nome proposto per questa specie è *Zostera noltei* (<http://www.algaebase.org>; consultato in data 15/06/2017).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

al tempo del SIA e delle ultime revisioni progettuali non avevano funzione cogente per quanto concerne le misure di conservazione, mitigazione e compensazione finalizzate al mantenimento “soddisfacente” della coerenza della rete ecologica degli habitat naturali da proteggere e conservare ai sensi della Direttiva Habitat.

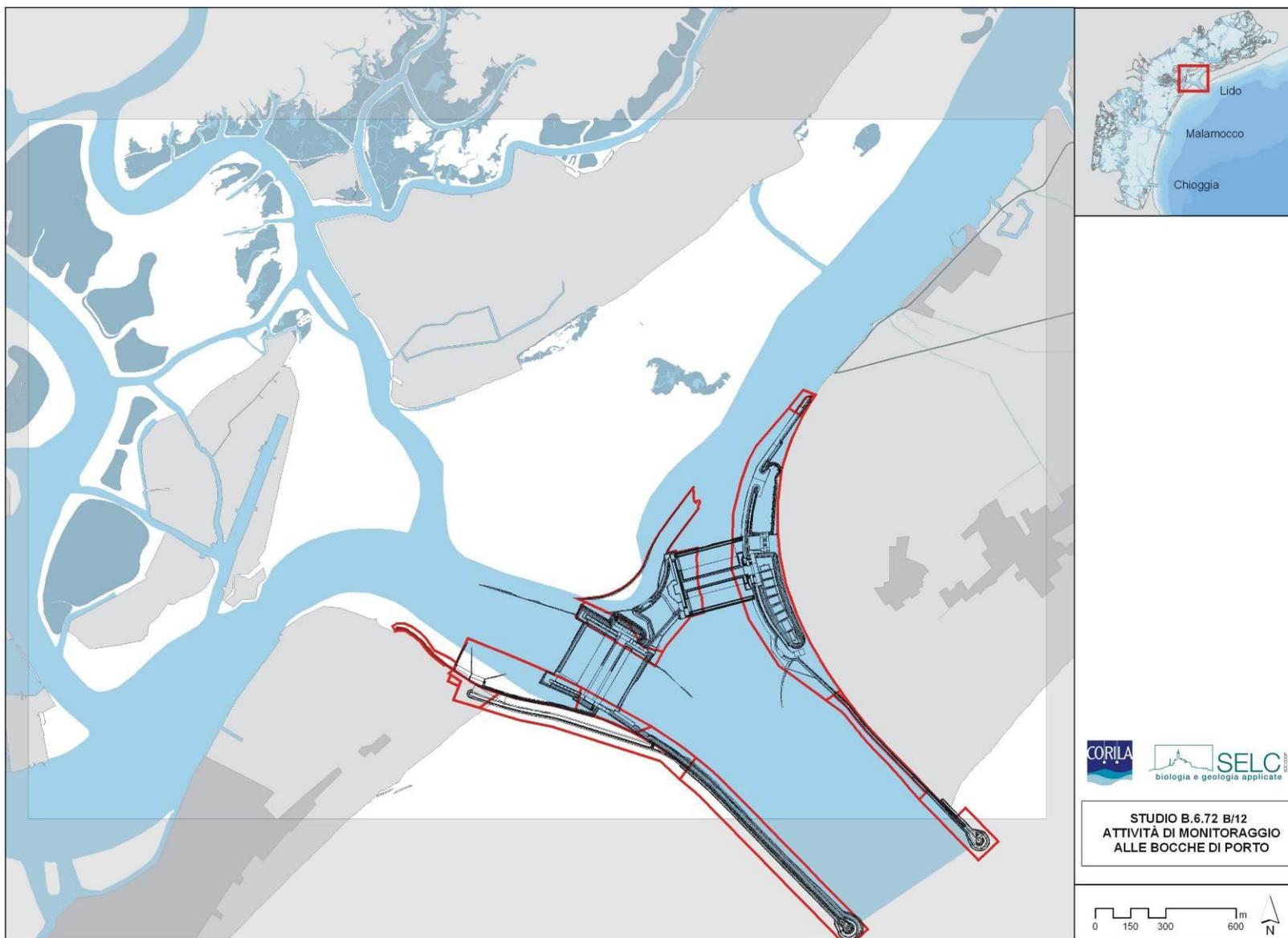


Figura 1.1. Bocca di porto di Lido con la sovrapposizione dell'impronta delle opere da realizzare, l'area di cantiere e i rimanenti bassofondi dove sono presenti la maggior parte delle praterie a fanerogame.

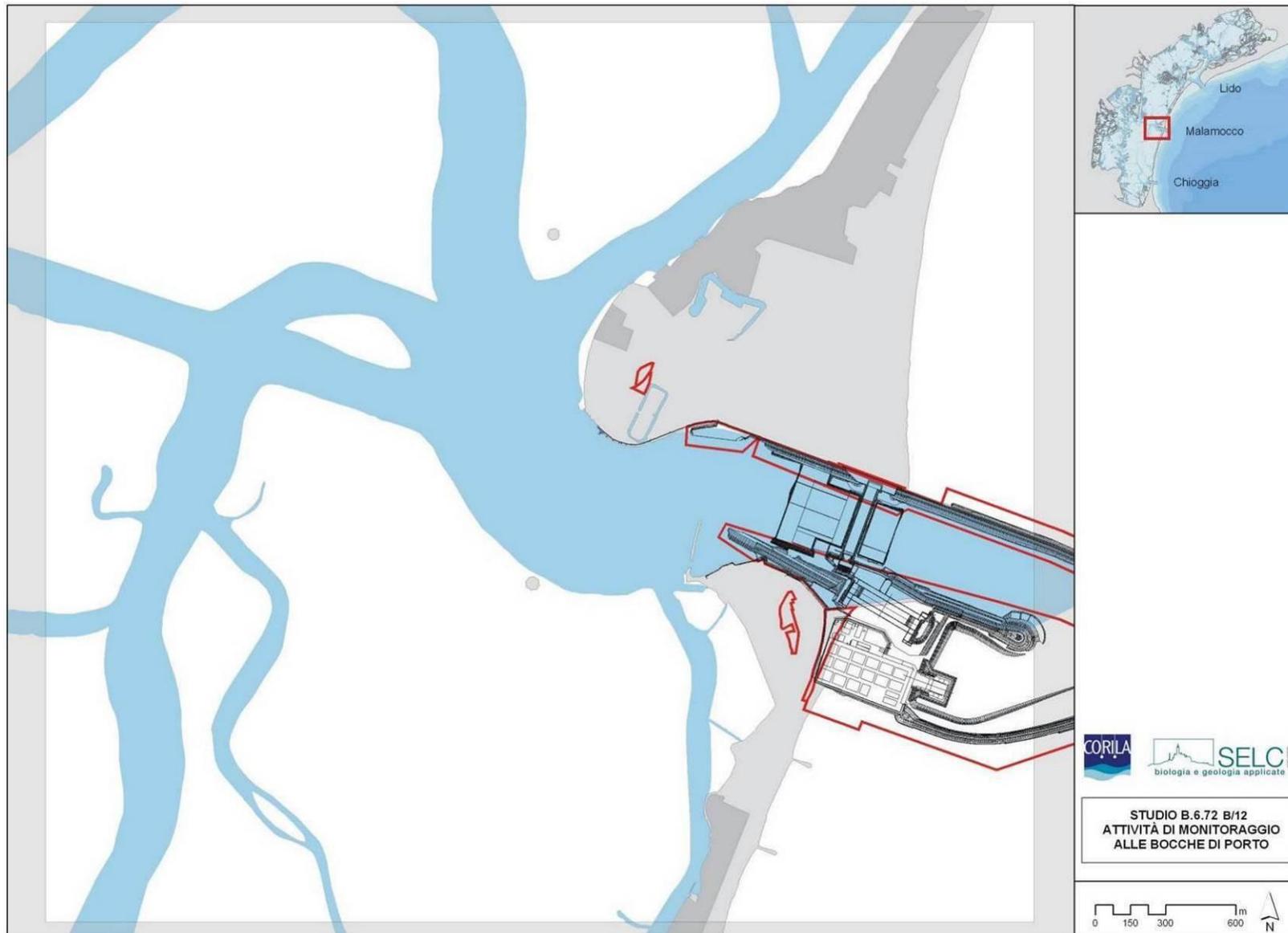


Figura 1.2. Bocca di porto di Malamocco con la sovrapposizione dell'impronta delle opere da realizzare, l'area di cantiere e i rimanenti bassofondi dove sono presenti la maggior parte delle praterie a fanerogame.

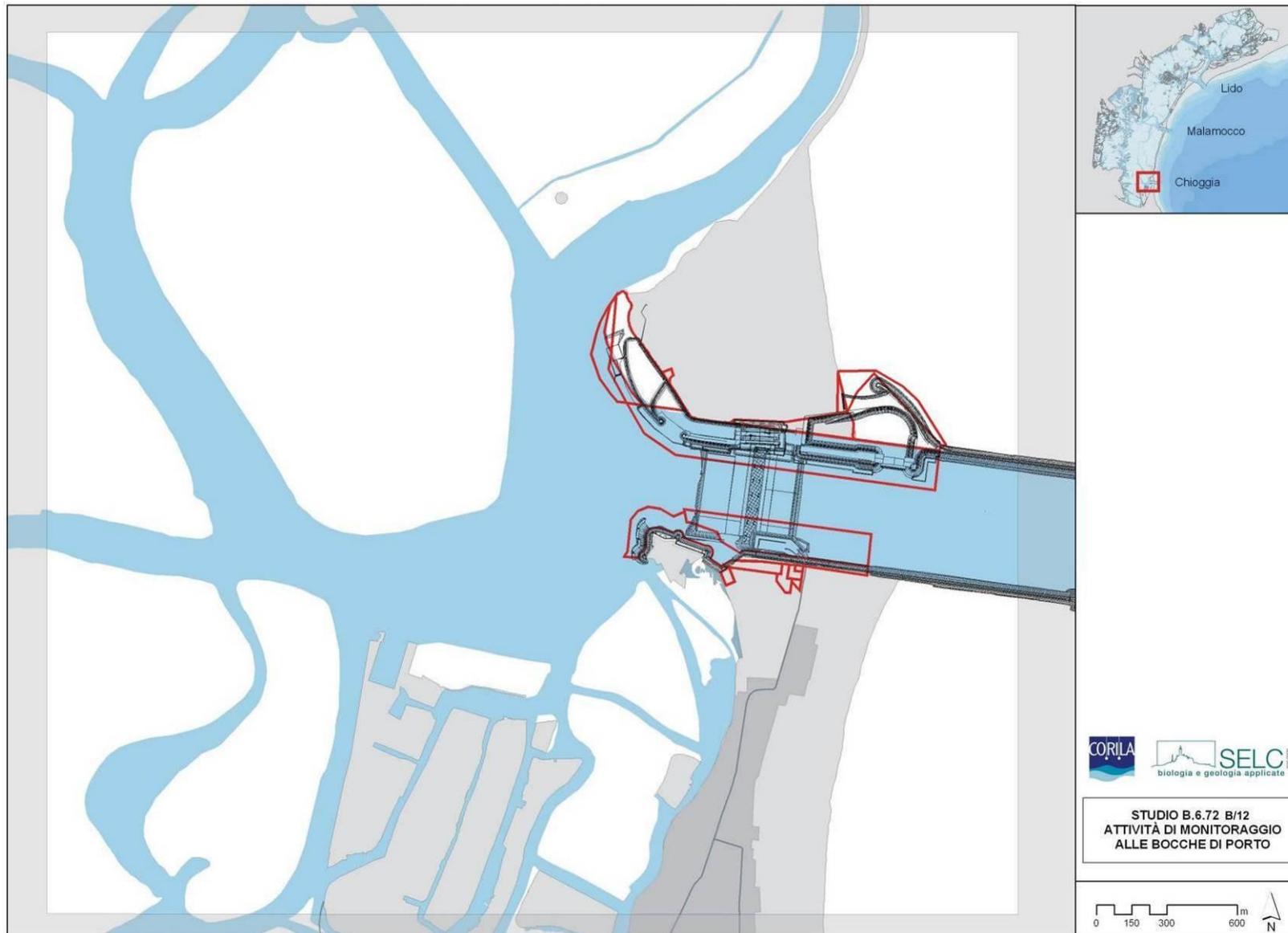


Figura 1.3. Bocca di porto di Chioggia con la sovrapposizione dell'impronta delle opere da realizzare, l'area di cantiere e i rimanenti bassofondi dove sono presenti la maggior parte delle praterie a fanerogame.

2 ATTIVITÀ ESEGUITE

2.1 Programma generale delle attività eseguite

Il programma ha previsto l'esecuzione di tre campagne stagionali di monitoraggio, finalizzate alla misura delle caratteristiche fenologiche e dei parametri di crescita delle fanerogame marine nelle aree prospicienti le tre bocche di porto, basandosi sull'esperienza e sulle informazioni acquisite nell'ambito delle attività del Monitoraggio dell'Ecosistema Lagunare (MELa2), linea A - fanerogame marine e degli Studi B.6.78/I e B.6.72 (B/1-B/10). Rispetto ai precedenti monitoraggi B.6.72 B/1-B/6, a partire dallo Studio B.6.72 B/7 le campagne sono state ridotte da quattro a tre (non è stata eseguita quella invernale). Va ricordato come, per il presente Studio, i primi rilievi in campo siano stati effettuati con un ritardo di circa due mesi rispetto alle tempistiche degli anni precedenti, a causa del protrarsi della formale approvazione delle attività di monitoraggio relative al 12° anno. A seguito di questo slittamento temporale, sono state condotte una campagna estiva, una tardo-estiva ed una autunnale.

Le stazioni di campionamento sono quelle degli Studi pregressi (B.6.78/I e B.6.72), riconfermate allo scopo di non aggiungere ulteriori elementi di variabilità negli indicatori funzionali e strutturali a quelli naturali già presenti e dovuti ad aspetti meteo-climatici e di stagionalità.

Per quanto riguarda la fase "zero", inerente lo stato delle conoscenze delle praterie delle fanerogame marine della laguna di Venezia prima dell'avvio delle opere alle bocche, si farà riferimento a quanto già redatto per lo Studio B.6.72 B/1. In tale studio, infatti, è stato emesso uno specifico rapporto (*Rapporto di Variabilità ante operam*) prendendo come riferimento i lavori prodotti in questi ultimi decenni per la laguna di Venezia dal Magistrato alle Acque, Enti, Università e ricercatori. In particolare, sono stati esaminati i risultati dello Studio B.6.78/I "Attività di monitoraggio alle bocche di porto - controllo delle comunità biologiche lagunari e marine" che ha permesso di aggiornare con elevata definizione le informazioni circa la distribuzione e stato delle fanerogame marine nelle aree di bocca di porto prima dell'avvio dei lavori.

Le attività di campo sono state condotte su una rete di 18 stazioni ubicate su praterie a fanerogame delle bocche di porto di Lido (6 stazioni), Malamocco (6 stazioni) e Chioggia (6 stazioni).

Una seconda attività di campo ha riguardato in modo specifico la mappatura delle praterie delle tre bocche di porto. Quest'attività ha previsto una successiva fase di desk G.I.S. di trattamento dei dati di campo necessaria per trasferire su cartografia digitalizzata le informazioni raccolte in campo.

Nelle attività di laboratorio sono state eseguite le misure sulla morfometria delle fanerogame e le determinazioni degli epifiti sui campioni di vegetazione prelevati nel corso delle campagne stagionali. Questa attività è stata svolta nel periodo immediatamente successivo ai campionamenti in modo da permettere la pronta elaborazione dei dati prodotti.

2.2 Pianificazione operativa delle attività

Per l'esecuzione delle attività descritte nel precedente paragrafo sono stati presi in esame questi principali lavori:

- la mappa della distribuzione delle fanerogame nell'area delle tre bocche di porto relativa allo Studio B.6.78/I;

- la mappa della distribuzione delle fanerogame nell'area di bocca di porto di Lido relativa allo Studio B.6.72 B/1;
- la mappa della distribuzione delle fanerogame nelle aree di bocca di porto di Lido, Malamocco e Chioggia relative agli Studi B.6.72 B/2-B/11;
- le immagini satellitari più recenti relative agli anni 2014 e 2016.

La disamina di vari lavori sulle praterie lagunari e, soprattutto, di quelli del monitoraggio MELa2 e dello Studio B.6.78/I, descritta nel Rapporto di Variabilità *ante operam* (Studio B.6.72/1) ha evidenziato come le singole praterie nelle aree di bocca, pur essendo sempre rimaste integre e stabili nel tempo, abbiano manifestato variazioni nei descrittori strutturali e funzionali (densità, dimensioni dei ciuffi, grado di epifitismo e loro valori di abbondanza).

Per valutazioni e confronti negli anni è apparso quindi corretto prendere come riferimento le medesime stazioni di questo studio dopo un'opportuna verifica in campo della loro validità, ai fini di un monitoraggio pluriennale. Le 18 stazioni dello Studio B.6.78/I relative alle tre bocche sono state quindi considerate un "bianco" di riferimento, essendo noti gli intervalli di fluttuazione dei descrittori nell'arco dell'anno. Eventuali scostamenti sono stati valutati attentamente in un quadro globale che considera tutti i descrittori e tiene conto dell'elevata variabilità che possono assumere anche in un breve periodo.

Le informazioni esistenti saranno quindi analizzate allo scopo di descrivere lo stato di ogni singola prateria considerando:

- la distribuzione delle fanerogame marine e i diversi gradi di ricoprimento individuati per tutta l'area interessata durante i rilievi B.6.78/I (*ante operam*) e B.6.72 (B/1-B/11);
- le caratteristiche dei popolamenti come rappresentate dai rilievi puntuali condotti sulla rete di stazioni individuate nel B.6.78/I (*ante operam*) e più recentemente nel B.6.72 (B/1-B/11).

2.3 Identificazione delle aree e delle stazioni di indagine

Per quanto attiene la mappatura, le aree di indagini per Lido, Malamocco e Chioggia sono ubicate, per la maggior parte, nei tratti di basso fondale posti in prossimità ed all'interno delle tre bocche di porto. Dal momento che le porzioni di fondale lagunare interessato ed influenzato direttamente dalla presenza della bocca di porto, e quindi dai possibili impatti dei cantieri qui localizzati, risultano certamente di difficile definizione, si è deciso di allargare l'area di indagine a territori francamente lagunari, così come è stato fatto per lo Studio B.6.78/I. Per questo motivo sono inclusi i principali canali che giungono in laguna dalle bocche e i relativi bassi fondali e velme, tra i quali quelli sede di praterie a fanerogame marine. Nelle figure 2.1, 2.2 e 2.3 sono riportate la disposizione delle stazioni e le superfici lagunari oggetto della mappatura nelle tre bocche di porto.

Dopo la verifica in campo, per valutare se le praterie presentassero ancora i requisiti di stabilità ed estensione tali da permettere l'esecuzione del monitoraggio, sono state confermate le stazioni utilizzate negli Studi pregressi (B.6.78/I e B.6.72); questo anche per non aggiungere ulteriori elementi di variabilità negli indicatori funzionali e strutturali a quelli naturali già presenti e dovuti ad aspetti meteo-climatici e di stagionalità.

A causa di interventi di natura antropica alle bocche di porto e non inerenti le opere del MoSE (ad esempio l'estensione delle concessioni per l'allevamento delle vongole o l'attività di pesca locale), negli anni sono stati però necessari piccoli spostamenti di alcune stazioni. Di seguito vengono riassunte le principali variazioni:

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

| Stazione originale | Stazione nuova | Sostituzione a partire da: |
|---------------------------|-----------------------|-------------------------------------|
| L2 | L2-bis | Primavera 2010 (Studio B.6.72 B/6) |
| M4 | M4-bis | Primavera 2015 (Studio B.6.72 B/11) |
| M6 | M6-bis | Estate 2010 (Studio B.6.72 B/6) |
| C1 | C1-bis | Autunno 2009 (Studio B.6.72 B/5) |
| C2 | C2-bis | Autunno 2006 (Studio B.6.72 B/2) |
| C3 | C3-bis | Primavera 2009 (Studio B.6.72 B/5) |

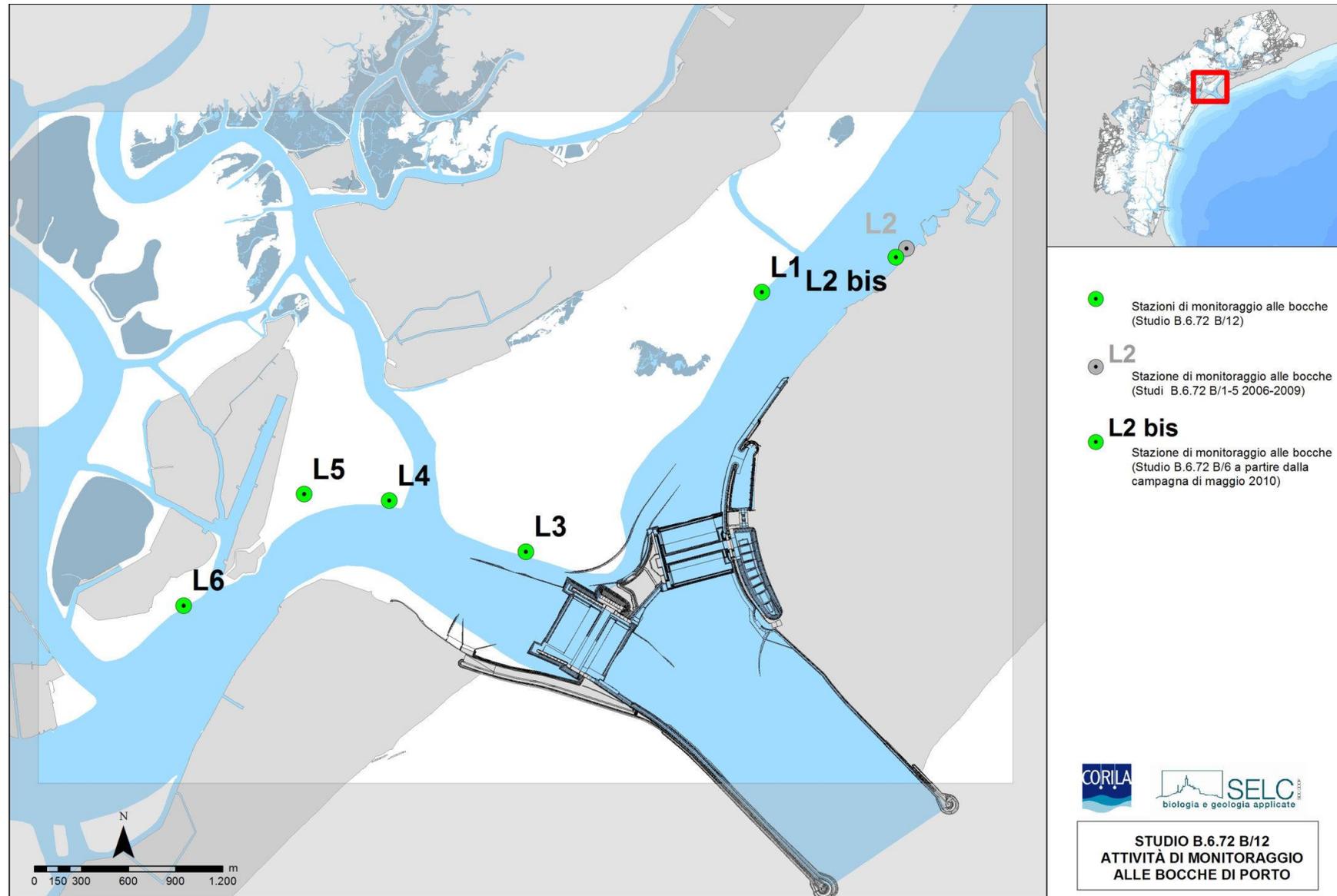


Figura 2.1. Stazioni di controllo e superficie della bocca di Lido interessata dalla mappatura delle fanerogame marine.

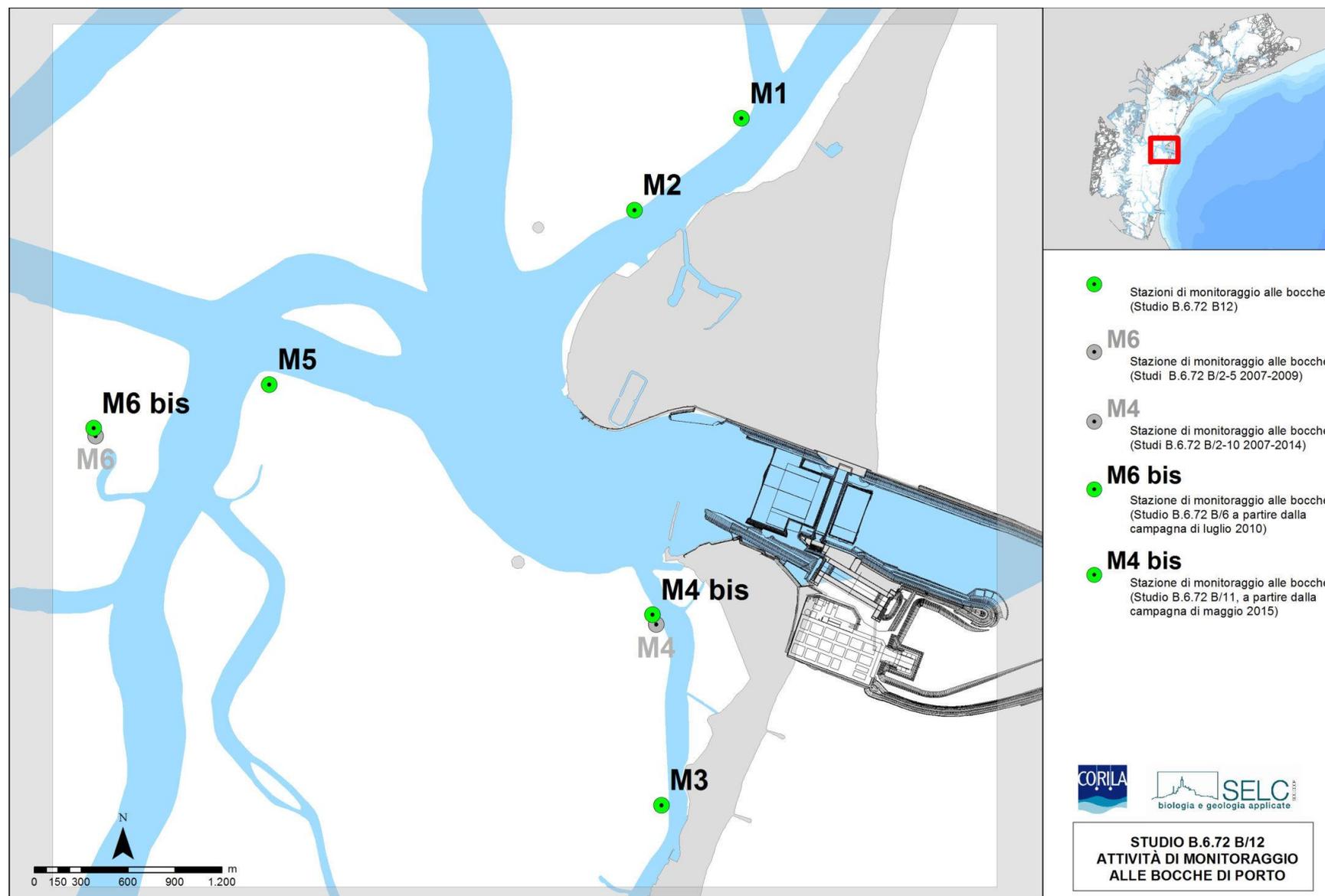


Figura 2.2. Stazioni di controllo e superficie della bocca di Malamocco interessata dalla mappatura delle fanerogame marine.

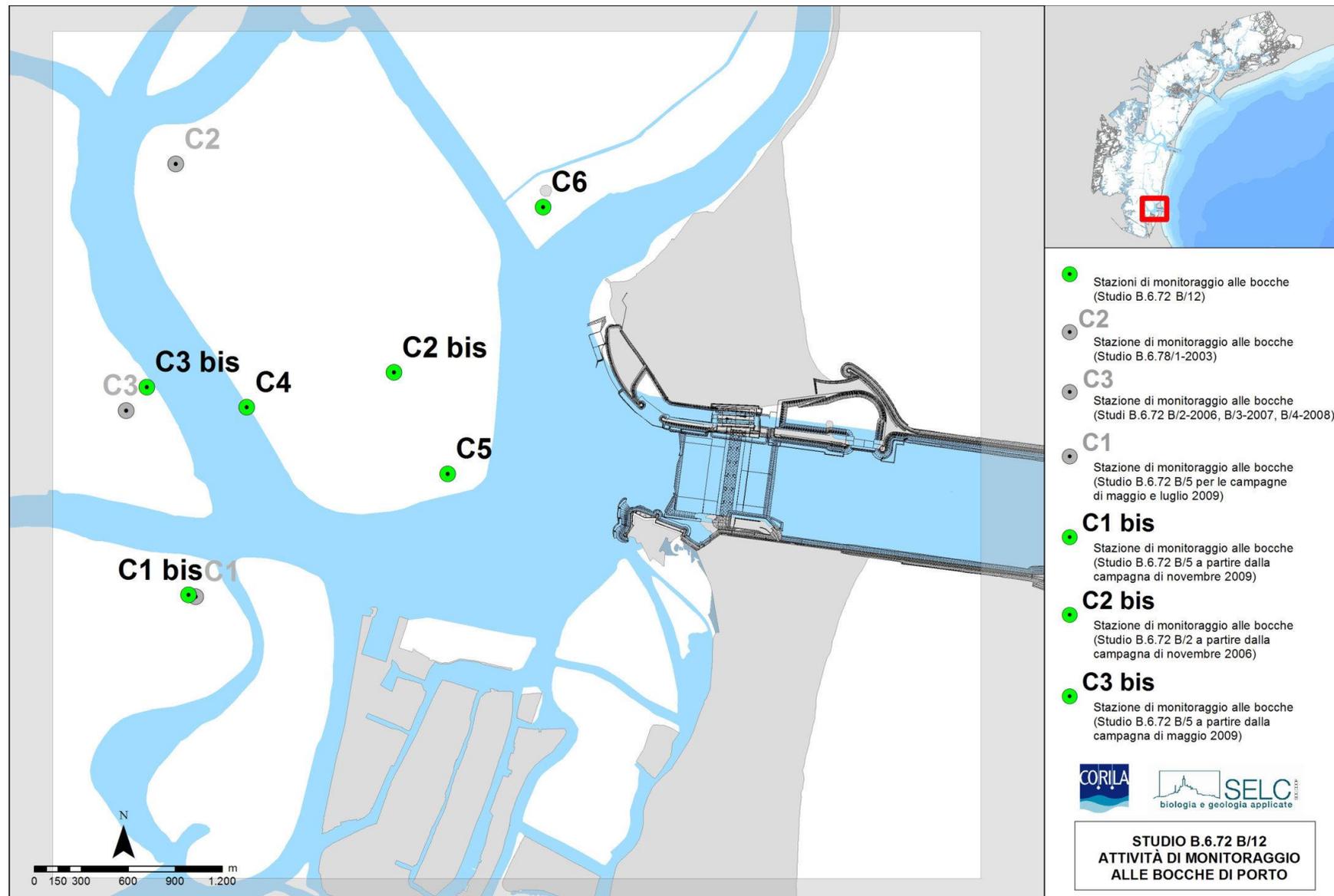


Figura 2.3. Stazioni di controllo e superficie della bocca di Chioggia interessata dalla mappatura delle fanerogame marine.

2.4 Attività di campo

La fase preparatoria delle attività di campo ha previsto:

- la messa a punto del protocollo per i rilievi localizzati alle stazioni di misura;
- la definizione di un protocollo di mappatura da seguire in campo;
- la messa a punto della strumentazione elettronica di localizzazione in campo (GPS) e delle modalità di restituzione delle informazioni, da associare ad un software G.I.S., per quanto riguarda le operazioni di mappatura.

Il calendario delle tre campagne stagionali si è svolto con le seguenti scadenze:

Bocca di porto di Lido

- | | | |
|--------------|---|------------------------|
| I campagna | - | 21 luglio 2016; |
| II campagna | - | 27 settembre 2016; |
| III campagna | - | 15 e 16 novembre 2016. |

Bocca di porto di Malamocco

- | | | |
|--------------|---|------------------------|
| I campagna | - | 21 e 23 luglio 2016; |
| II campagna | - | 28 settembre 2016; |
| III campagna | - | 15 e 16 novembre 2016. |

Bocca di porto di Chioggia

- | | | |
|--------------|---|--------------------|
| I campagna | - | 26 luglio 2016; |
| II campagna | - | 29 settembre 2016; |
| III campagna | - | 17 novembre 2016. |

Rispetto ai precedenti monitoraggi (Studi B.6.78/I e B.6.72 B/1-B/11), il calendario delle attività in campo è stato rimodulato in quanto i primi rilievi in campo sono avvenuti alla fine di luglio, con un ritardo di circa due mesi rispetto alle tempistiche degli anni precedenti (maggio), a causa del protrarsi della formale approvazione delle attività di monitoraggio relative al 12° anno. A seguito di questo slittamento temporale, la seconda campagna si è svolta in tarda estate (fine settembre) mentre la terza campagna è rimasta invariata nel periodo autunnale.

Le tre campagne hanno comunque avuto l'obiettivo di misurare una serie di parametri che evidenziassero la "storia" vegetativa dell'ultimo trimestre.

Per rispondere agli obiettivi prefissati e poter valutare lo stato di qualità delle praterie sono stati misurati una serie di indicatori strutturali e funzionali sufficientemente sensibili, ma anche relativamente stabili nel tempo per permettere di cogliere le possibili variazioni ambientali delle aree investigate, sia nell'ambito del decorso annuale, attraverso la progressione stagionale, sia nel confronto tra gli anni (Buia *et al.*, 2003; Oliva *et al.*, 2012; Fabbri *et al.*, 2015; García-Marín *et al.*, 2013).

Di seguito sono elencati gli indicatori di base considerati e che hanno poi permesso la determinazione di altri per via indiretta:

- grado di copertura (%) della prateria rispetto al substrato nell'intorno delle stazioni;
- densità della prateria (n. ciuffi/m²);
- dimensioni dei ciuffi (cm);

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

- valutazione della presenza e quantificazione dei ciuffi germinativi o dei semi;
- quantificazione dei fenomeni di necrosi fogliare (“wasting disease”);
- stima dell’epifitismo macroalgale ed animale delle lamine fogliari (numero specie, ricoprimento e biomassa).

Le attività di campo sono state organizzate in modo tale da ottenere:

- una superficie di assunzione degli indicatori generali non puntiforme, ma estesa, a 360°, per un raggio di almeno 10 m dal punto centrale della stazione;
- un numero di repliche (9) sufficiente a rendere ogni parametro statisticamente rappresentativo dell’area.

Per quanto riguarda l’organizzazione della mappatura della distribuzione delle fanerogame nell’area di bocca, si ricorda che le operazioni di controllo e taratura del sistema di posizionamento satellitare GPS integrato con un software G.I.S. sono state mutate dal protocollo di mappatura lagunare delle fanerogame marine MELa2, a sua volta impiegato nello Studio B.6.78/I. Il sistema adottato ha qui permesso una precisione di posizionamento dell’ordine del metro, più che sufficiente a rendere conto delle coperture del caso e a permettere la redazione della cartografia richiesta.

Il protocollo ha incluso le modalità di comportamento dell’equipaggio durante le operazioni di mappatura ed i criteri di lettura delle diverse situazioni di copertura. Analogamente al protocollo MELa2, si sono preparati codici da utilizzare su PC in campo per la registrazione delle diverse specie e dei diversi gradi di copertura.

Oltre a una cartografia di base, inserita nel PC portatile a bordo, i rilevatori sono stati dotati anche di supporti fotografici derivati da foto aeree o satellitari. Tali supporti fotografici hanno permesso di fornire ai rilevatori carte operative con le probabili dislocazioni di fanerogame.

2.4.1 Conduzione delle misure nelle 18 stazioni di controllo

Le attività di campo sono state condotte da operatori specializzati muniti dell’attrezzatura necessaria per le operazioni. Due operatori subacquei sono intervenuti in immersione, parziale o completa, a seconda della profondità. Le piante sono state campionate prelevando nove sottocampioni (repliche): uno centrale, corrispondente alle coordinate della stazione, e otto, posizionati uniformemente attorno a una circonferenza di dieci metri di raggio.

Mediante l’utilizzo di un campionatore manuale di superficie nota è stata determinata in situ la densità dei “ciuffi” vegetativi e fertili. I ciuffi fogliari per lo studio degli epifiti e per la misura delle dimensioni sono stati invece raccolti, in modo casuale, in numero di 5 per ogni replica.

Sempre in campo, oltre alla raccolta dei campioni biologici, sono stati rilevati e descritti la tipologia, l’estensione e il grado di copertura della prateria e sono state annotate tutte le particolarità rilevabili solo sul luogo di campionamento (stato di anossia del sedimento, presenza di rizomi morti o di colore scuro, presenza di fango sulle lamine, ecc.).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Tabella 2.1. Coordinate GAUSS-BOAGA delle stazioni di monitoraggio delle tre bocche di porto.

| Bocca di porto di Lido | | |
|-------------------------------|---------|----------|
| Stazione | Est (m) | Nord (m) |
| L1 | 2318330 | 5036245 |
| L2-bis ⁽¹⁾ | 2319151 | 5036458 |
| L3 | 2316880 | 5034666 |
| L4 | 2316043 | 5034977 |
| L5 | 2315520 | 5035016 |
| L6 | 2314780 | 5034338 |

⁽¹⁾ Dalla campagna primaverile dello studio B.6.72 B/6 (maggio 2010) la stazione Lido 2 (L2) è sostituita dal sito di campionamento Lido 2-bis (L2-bis).

| Bocca di porto di Malamocco | | |
|------------------------------------|---------|----------|
| Stazione | Est (m) | Nord (m) |
| M1 | 2310067 | 5025706 |
| M2 | 2309527 | 5025250 |
| M3 | 2309662 | 5022257 |
| M4-bis ⁽²⁾ | 2309617 | 5023213 |
| M5 | 2307675 | 5024369 |
| M6-bis ⁽³⁾ | 2306786 | 5024150 |

⁽²⁾ Dalla campagna primaverile dello studio B.6.72 B/11 (maggio 2015) la stazione Malamocco 4 (M4) è sostituita dal sito di campionamento Malamocco 4-bis (M4-bis).

⁽³⁾ Dalla campagna estiva dello studio B.6.72 B/6 (luglio 2010) la stazione Malamocco 6 (M6) è sostituita dal sito di campionamento Malamocco 6-bis (M6-bis).

| Bocca di porto di Chioggia | | |
|-----------------------------------|---------|----------|
| Stazione | Est (m) | Nord (m) |
| C1-bis ⁽⁴⁾ | 2305254 | 5011814 |
| C2-bis ⁽⁵⁾ | 2306172 | 5012798 |
| C3-bis ⁽⁶⁾ | 2305069 | 5012734 |
| C4 | 2305515 | 5012644 |
| C5 | 2306411 | 5012350 |
| C6 | 2306837 | 5013530 |

⁽⁴⁾ Dalla campagna autunnale dello studio B.6.72 B/5 (novembre 2009) la stazione Chioggia 1 (C1) è sostituita dal sito di campionamento Chioggia 1-bis (C1-bis).

⁽⁵⁾ Dalla campagna autunnale dello studio B.6.72 B/2 (novembre 2006) la stazione Chioggia 2 (C2) è sostituita dal sito di campionamento Chioggia 2-bis (C2-bis).

⁽⁶⁾ Dalla campagna primaverile dello studio B.6.72 B/5 (maggio 2009) la stazione Chioggia 3 (C3) è sostituita dal sito di campionamento Chioggia 3-bis (C3-bis).

2.4.2 Conduzione delle operazioni di mappatura

Il rilievo della distribuzione delle fanerogame marine nelle tre bocche di porto è stato eseguito nel periodo compreso tra la fine di luglio e ottobre 2016². Tale ampiezza temporale ha consentito di apprezzare le reali coperture delle tre specie essendo nota la loro differente fenologia. In questo modo è stato possibile caratterizzare lo sviluppo di *Cymodocea nodosa*, ben identificabile da maggio ad ottobre, e quelli di *Zostera marina* e di *Zostera noltei*, dalla primavera e fino a tarda estate

Le imbarcazioni, oltre alle normali attrezzature di bordo, sono dotate di:

- GPS con PC portatile;
- schede di campo comprendenti tavolette con cartografia, aerofotografie del territorio da sottoporre ad indagine;
- batiscopio per favorire una chiara visione del fondale e della vegetazione;
- attrezzatura per il prelievo sino ad una profondità di circa 3,5 m di saggi della vegetazione e del sedimento;
- attrezzatura per immersione subacquea (solo per fondali profondi);
- strumentazione fotografica per riprese subacquee o telecamera per ispezioni del fondale per profondità comprese tra 2 e 5 m.

In relazione alle caratteristiche della vegetazione, i rilievi sono stati eseguiti procedendo lungo i limiti coincidenti con i contorni delle coperture a fanerogame oppure lungo tragitti paralleli o transetti, allo scopo di esplorare spazi acquei dove l'irregolarità delle coperture non consentisse la mappatura lungo i perimetri.

La presenza nell'imbarcazione di un terminale GPS collegato ad un computer portatile da campo con cartografia associata ha permesso di posizionare i diversi punti di rilievo con una precisione di circa un metro e ha consentito al personale in campo di conoscere sempre l'esatta localizzazione geografica dell'imbarcazione in relazione ai punti battuti e ai tragitti già percorsi. Oltre alle coordinate geografiche dei punti, ai marker corrispondenti ai vari punti di rilievo erano associate anche informazioni sulla specie individuata e sul grado di copertura.

Per la stima del grado di copertura si è mantenuto il protocollo seguito nella mappatura lagunare di cui all'intervento MELa2 e conseguenti Studi B.6.78/I e B.6.72 (B/1-B/11), il cui schema è rappresentato di seguito in figura 2.5. Le coordinate e i dati di campo sopra citati, salvati su file, a fine giornata sono stati trasferiti al personale dedicato al software G.I.S. per permettere la realizzazione di una cartografia preliminare.

² Tra novembre 2016 e dicembre 2017 sono stati condotti sopralluoghi in campo per la verifica di alcuni dati.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

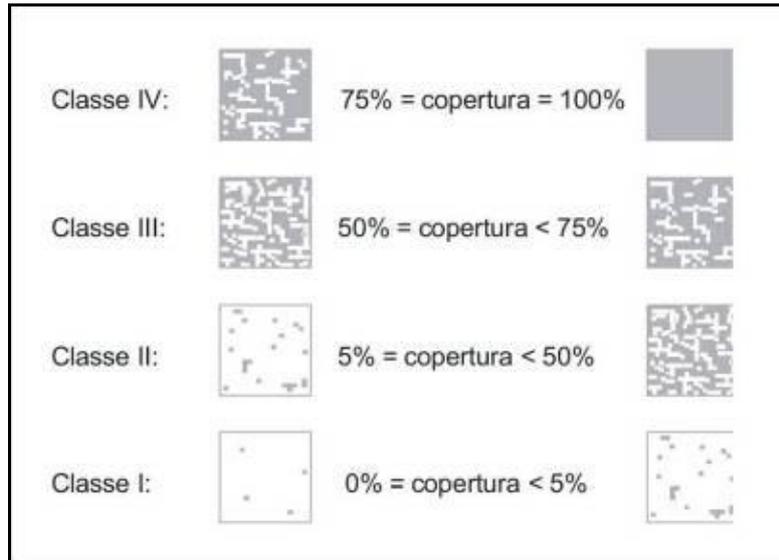


Figura 2.5. Prontuario di stima delle percentuali di copertura.

2.5 Attività di laboratorio

Ai rilievi eseguiti in campo sono seguite le analisi di laboratorio, che hanno permesso di valutare lo stato generale delle foglie e di determinare gli epifiti vegetali e animali presenti sulle lamine, con conseguente calcolo dei relativi valori di ricoprimento e di biomassa.

Durante le rilevazioni di queste misure si è tenuto conto dell'eventuale presenza di fenomeni di "wasting disease" (annerimenti, marciumi, necrosi) sulla lamina fogliare, stimandone l'ampiezza per poi rapportarla alla superficie delle foglie. I ciuffi fogliari raccolti per ogni replica sono stati utilizzati per la misura delle dimensioni della lamina ed il calcolo della parte viva (verde) e della parte morta delle foglie. Questi dati sono poi serviti per determinare la Superficie Fotosintetica Attiva (LAI - Leaf Area Index), espressa in metri quadri di superficie fogliare³ (viva) presenti in un metro quadro di prateria.

Per ognuna delle nove repliche di ciascuna stazione, si è scelto, come campione da analizzare, uno dei 5 ciuffi fogliari raccolti in campo, la cui lamina più vecchia è stata sottoposta ad attento esame microscopico, su entrambe le facce, per la determinazione tassonomica degli organismi epifiti.

Ogni organismo rilevato è stato sottoposto a determinazione tassonomica sino al livello di specie o, quando ciò non è stato possibile, fino al genere o ad un livello superiore. Per ogni organismo identificato è stato calcolato il ricoprimento, cioè la percentuale di superficie occupata sulla lamina fogliare. Si ricorda che il ricoprimento totale, inteso come somma dei ricoprimenti parziali delle singole specie, a causa della sovrapposizione di organismi differenti, può superare il valore del 100% della superficie della lamina.

Le determinazioni tassonomiche hanno riguardato le macroalghe (Rhodophyta, Ochrophyta e Chlorophyta, ovvero le alghe rosse, brune e verdi) e lo zoobenthos nei suoi principali gruppi sistematici (Poriferi, Idrozoi, Molluschi, Policheti, Crostacei (anfipodi), Briozoi, e Tunicati). Sono state prese in esame anche le diatomee bentoniche (Bacillariophyta), microalghe che, in alcuni periodi dell'anno, possono costituire una parte anche considerevole dell'epifitismo totale.

³ Il LAI è riferito ad una sola faccia fogliare, secondo le metodiche riportate in Buia *et al.* (2003).

Sui ciuffi fogliari esaminati il calcolo della biomassa è stato eseguito asportando gli epifiti, per mezzo di una lametta, da entrambi i lati di tutte le foglie del ciuffo considerato. Il materiale è stato posto in stufa a 85° C, sino a raggiungimento del peso costante (Curiel *et al.*, 1996; Mazzella *et al.*, 1998; Buia *et al.*, 2003); successivamente ne è stato determinato il peso secco.

Al termine delle analisi è stata redatta una scheda di laboratorio dove sono stati riportati: l'elenco dei taxa rinvenuti, il relativo valore di ricoprimento e la biomassa totale (non differenziata per taxa) espressa in grammi di peso secco (indicato come g p.s.); questi ultimi due parametri sono stati riferiti ad un metro quadro di superficie fogliare.

2.6 Trattamento dei dati

In analogia a quanto stabilito per la conduzione della mappatura di cui all'intervento MELa2 e agli Studi B.6.78/I e B.6.72 (B/1-B/11), si è scelto di utilizzare il software ESRI ArcGis che, oltre a consentire buone importazioni ed esportazioni di dati grafici digitalizzati, può offrire gli strumenti di analisi spaziale e geostatistica necessari nelle fasi di elaborazione dei dati raccolti ed in quelle di analisi causa-effetto delle dinamiche osservate (MAG. ACQUE - SELC, 2002).

I dati ottenuti dalle uscite in campo per la mappatura hanno consentito la realizzazione di cartografie grezze, cosiddette preliminari, derivanti dalla mappatura eseguita *on-site* direttamente da imbarcazione mediante l'utilizzo del GPS abbinato a software G.I.S. I dati di campo, al ritorno da ogni uscita, sono stati elaborati nelle loro componenti topologiche, geografiche e di attributo, al fine di ottenere un prodotto finale omogeneo.

I controlli durante la fase *desk* hanno incluso la verifica dei valori assegnati a ciascuna *patch* vegetazionale cartografata ed un confronto con le informazioni fotografiche remote. Dopo questa fase, si è ottenuta una cartografia quasi definitiva; un'ulteriore stadio di controllo è stato condotto mediante successive verifiche dei confini delle *patch* già rilevate precedentemente e già riportate su G.I.S., nonché delle loro caratteristiche qualitative e quantitative. Alla fine del periodo di raccolta e di verifica dei dati di campo si è passati ad un'ultima fase di omogeneizzazione dell'intero corpo dati, creando così un'unica cartografia in ambiente G.I.S. (figura 2.6).

Similmente, per quanto riguarda la cartografia definitiva, per i taxa censiti si è scelto di utilizzare in legenda gli stessi colori già utilizzati in MELa2, B.6.78/I e B.6.72 (B/1-B/11), i quali sono derivati a loro volta dal prodotto cartografico relativo al 1990, e cioè:

- giallo: *Zostera noltei*;
- rosso: *Zostera marina*;
- verde: *Cymodocea nodosa*.

Differenti gradazioni di colore consentono di identificare valori decrescenti di copertura. Inoltre, per i popolamenti misti, per i quali non è stato riportato un valore di copertura, sono stati utilizzati colori puri tali da minimizzare il più possibile eventuali errori di interpretazione in sede di lettura ed analisi delle carte. Sulla base delle metodologie descritte si è giunti alla realizzazione, su supporto informatico, di un prodotto cartografico (in allegato) in scala 1:10.000 in ambiente ESRI ArcGIS 8.2.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

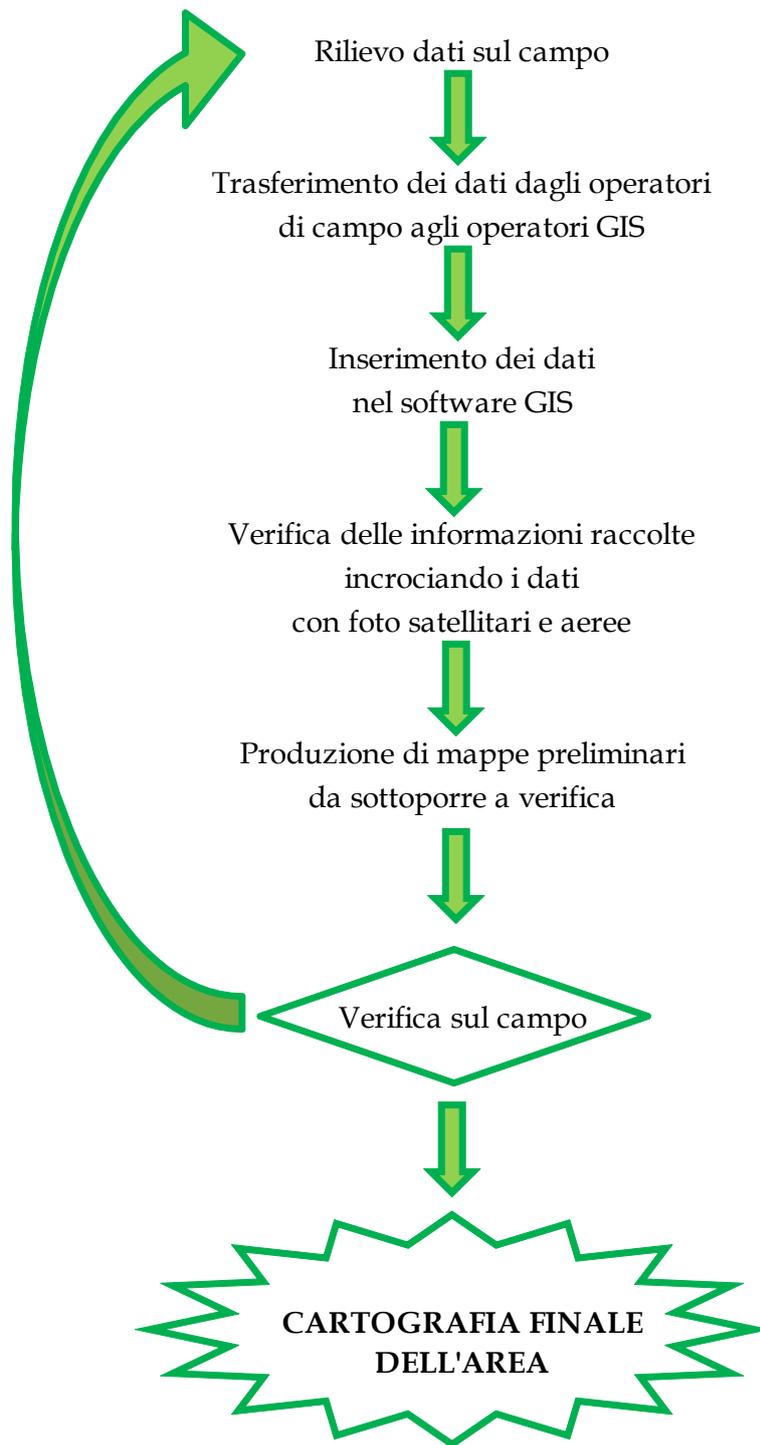


Figura 2.6. Sequenza delle fasi per giungere alla realizzazione della mappatura delle fanerogame.

3 RISULTATI E VALUTAZIONI

3.1 Misure nelle 18 stazioni di controllo

3.1.1 Presentazione dei dati

Nei seguenti paragrafi vengono riportati e discussi i risultati delle misure di campo e delle determinazioni di laboratorio relative alle fanerogame marine e alle epifite delle lamine fogliari, campionate nelle 18 stazioni presso le bocche di porto di Lido (6 stazioni), Malamocco (6 stazioni) e Chioggia (6 stazioni). I dati ottenuti vengono confrontati con quelli dello Studio B.6.78/I di riferimento.

In apposite tabelle sono indicati i valori medi delle misure di campo e di laboratorio relativi ad ognuna delle campagne per le tre bocche di porto (tabella 3.1 per il Lido, tabella 3.4 per Malamocco e tabella 3.6 per Chioggia). Sono riportati anche gli indicatori principali e altri che si calcolano a partire da quelli principali.

Di seguito sono elencati gli indicatori di base che sono stati considerati e che hanno poi permesso la determinazione di altri per via indiretta:

- grado di copertura (%) della prateria rispetto al substrato nell'intorno delle stazioni;
- densità della prateria (n. ciuffi/m²);
- dimensioni dei ciuffi (cm);
- presenza e quantificazione dei ciuffi germinativi;
- quantificazione dei fenomeni di necrosi fogliare ("wasting disease");
- epifitismo macroalgale ed animale delle lamine fogliari (numero specie, ricoprimento e biomassa).

In tutte le tabelle seguenti, i valori numerici di ogni stazione rappresentano la media di 9 repliche.

I riferimenti, invece, sono relativi alle seguenti note:

(1) = Per *Z. marina* i valori sono espressi in ciuffi fertili/m², per *C. nodosa* in semi/m².

(2) = I dati si riferiscono alla foglia più vecchia del ciuffo.

(3) = Il valore è stato calcolato considerando ambedue i lati della foglia come da monitoraggio MELa2 (MAG. ACQUE - SELC, 2002; 2005b).

(4) = Il valore è stato calcolato considerando tutti i ciuffi fogliari.

Considerato come negli ultimi anni di monitoraggio non sia stata effettuata la campagna invernale, sono stati ricalcolati gli intervalli dello studio di riferimento, escludendo i dati inerenti questo periodo. Nelle tabelle 3.3, 3.6 e 3.9 sono riportati per le tre bocche di porto i range minimi e massimi delle misure sopra citate, relativi allo studio di riferimento B.6.78/I (ricalcolati solo per le stagioni primaverile, estiva ed autunnale); quando i valori medi delle misure di campo e di laboratorio relativi ad ognuna delle campagne per le tre bocche di porto (tabelle 3.1 e 3.2 per il Lido, tabelle 3.4 e 3.5 per Malamocco e tabelle 3.7 e 3.8 per Chioggia) sono risultati esterni al range dello studio di riferimento (B.6.78/I), lo scostamento è segnalato con un colore: verde quando il valore rilevato è superiore al range e rosso quando il valore rilevato risulta inferiore. quando i valori dei parametri rilevati sono esterni al range dello studio di riferimento B.6.78/I (ricalcolati solo per le stagioni primaverile, estiva ed autunnale), lo scostamento è segnalato con un colore: verde quando il valore rilevato è superiore al range e rosso quando il valore rilevato risulta inferiore. Va precisato come i colori verde e rosso impiegati nelle tabelle per evidenziare

l'incremento o il decremento delle variabili considerate non debbano essere necessariamente interpretati in senso positivo (verde) o negativo (rosso). Per alcuni parametri l'incremento (verde) è certamente sinonimo di stabilità o miglioramento dello stato ecologico (ad es. lunghezza e larghezza fogliare), mentre per altri l'incremento o il decremento rispetto ai range guida non è di semplice interpretazione perché, in risposta ai fattori esterni, alcuni parametri possono rispondere in modo antagonista.

3.1.2 Le stazioni della bocca di porto di Lido

Le sei praterie di controllo, dove la specie esclusiva o principale è *Cymodocea nodosa*, durante le tre campagne di monitoraggio (estate, tarda-estate ed autunno) hanno presentato **coperture** prossime al 100%, sempre rientranti o superiori (in L1, L5 e L6) agli intervalli di riferimento (tabella 3.1). Per quanto riguarda le altre due fanerogame, nelle stazioni di controllo sono stati rinvenuti solo pochi ciuffi di *Zostera noltei* (nel sito L2-bis in autunno) mentre non è mai stata segnalata la presenza di *Zostera marina* (tabella 3.1).

Rispetto agli intervalli del 2003, la **densità dei ciuffi fogliari** per *Cymodocea nodosa* è risultata talvolta inferiore (in L3 in tarda estate e autunno) o superiore (in L1 nelle tre campagne e in L5 in tarda estate e autunno) (tabella 3.1 e figura 3.1).

Per la **lunghezza dei ciuffi fogliari** e la **lunghezza della ligula** sono stati registrati valori quasi sempre superiori agli intervalli di riferimento (in estate e tarda estate in tutte le stazioni e, solo per la ligula, in L2-bis anche in autunno) (tabella 3.1 e figura 3.1).

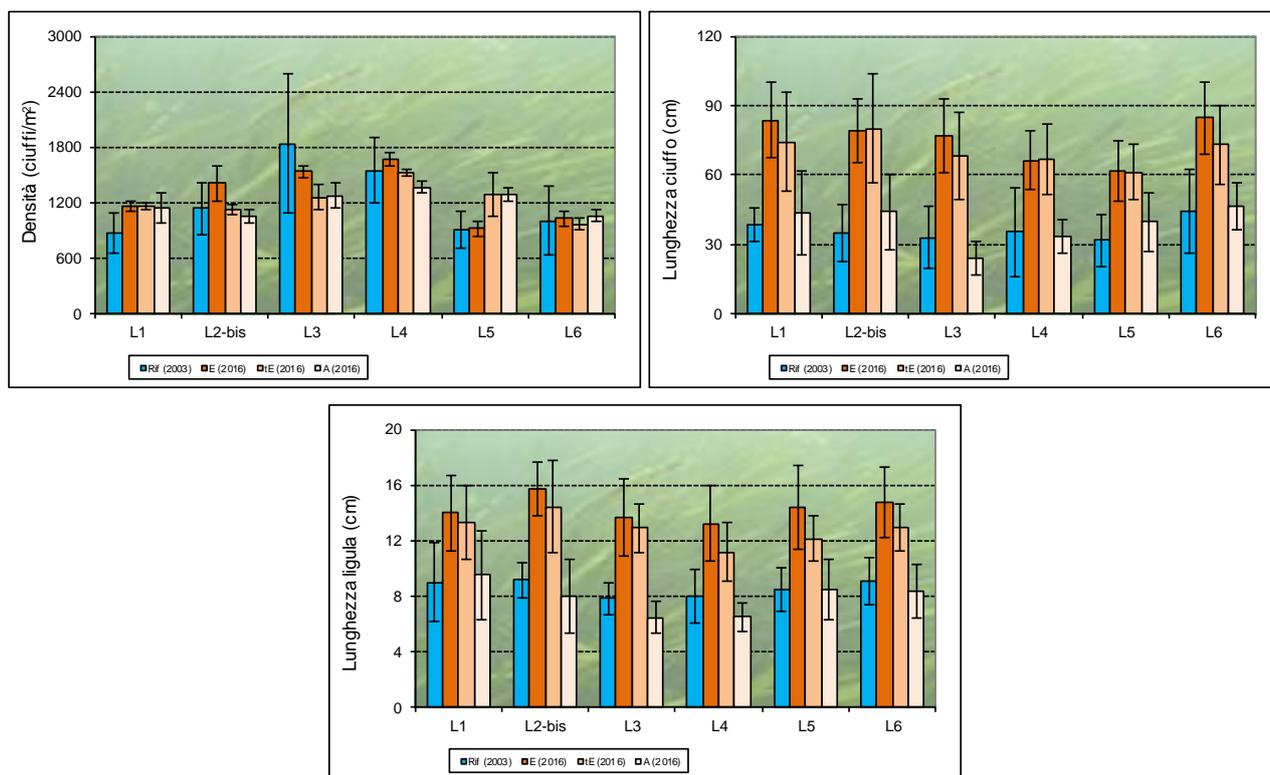


Figura 3.1. Rappresentazione grafica dei valori medi (e delle deviazioni standard) di alcuni indicatori strutturali (densità ciuffi/m², lunghezza ciuffo e lunghezza ligula in cm) nel 2003 (studio di riferimento), nell'estate (E), tarda estate (tE) ed autunno (A) del 2016.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Tabella 3.1. Stazioni Lido 1-2bis-3-4-5-6: risultati delle misure di campo e delle determinazioni di laboratorio relative allo Studio B.6.72 B/12 (anno 2016-17, tre campagne stagionali).

| | B.6.78 | L1 | L1 | L1 | B.6.78 | L2-bis | L2-bis | L2-bis |
|--|--------------|--------|--------------|---------|--------------|--------|--------------|---------|
| | (intervallo) | Estate | Tarda Estate | Autunno | (intervallo) | Estate | Tarda Estate | Autunno |
| Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²) | 710-1119 | 1156 | 1163 | 1147 | 884-1436 | 1407 | 1119 | 1048 |
| Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0-12 | 0 | 0 | 0 |
| Densità <i>Z. noltei</i> (ciuffi/m ²) | 0-37 | 0 | 0 | 0 | 0-37 | 0 | 0 | 6 |
| Densità ciuffi fertili-semi/m ² ⁽¹⁾ | 0-27 | 0 | 0 | 0 | 0-12 | 0 | 0 | 0 |
| Copertura prateria (%) | 70-80 | 100 | 100 | 100 | 90-100 | 100 | 100 | 100 |
| Lunghezza ciuffi (cm) | 30,9-45,1 | 83,6 | 74,3 | 43,8 | 20,6-42,6 | 79,1 | 80,1 | 44,1 |
| Lunghezza ligula (cm) | 6,1-11,8 | 14,0 | 13,3 | 9,5 | 7,8-10,3 | 15,7 | 14,4 | 8,0 |
| N. foglie/ciuffo | 1,3-4,4 | 3,5 | 2,7 | 2,2 | 1,3-2,7 | 3,3 | 3,0 | 1,8 |
| LAI (Leaf Area Index) | 0,5-6,0 | 9,2 | 5,1 | 2,1 | 0,5-3,8 | 8,2 | 6,3 | 1,7 |
| % parte viva ciuffo | 88,4-99,9 | 99,9 | 99,8 | 99,9 | 92,3-99,7 | 99,9 | 99,6 | 99,9 |
| Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie | no | no | no | no | no | no | no | no |
| Rilevante presenza di rizomi morti | no | no | no | no | no | no | no | no |
| N. taxa totale complessivo | 13-34 | 15 | 15 | 22 | 11-36 | 17 | 18 | 18 |
| N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾ | 9,8-16,3 | 14,3 | 12,9 | 18,6 | 8,2-17,5 | 14,7 | 14,6 | 16,7 |
| Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare ⁽²⁻³⁾ | 0,076-0,471 | 0,319 | 0,261 | 0,736 | 0,082-0,486 | 0,397 | 0,221 | 0,681 |
| % ricoprimento ⁽²⁻³⁾ | 7,6-47,1 | 31,9 | 26,1 | 73,6 | 8,2-48,6 | 39,7 | 22,1 | 68,1 |
| Biomassa epifite (g p.s./m ² lamina fogliare) ⁽³⁻⁴⁾ | 11,4-209,2 | 1,5 | 10,5 | 14,0 | 20,3-232,2 | 2,4 | 6,4 | 15,3 |

| | B.6.78 | L3 | L3 | L3 | B.6.78 | L4 | L4 | L4 |
|--|--------------|--------|--------------|---------|--------------|--------|--------------|---------|
| | (intervallo) | Estate | Tarda Estate | Autunno | (intervallo) | Estate | Tarda Estate | Autunno |
| Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²) | 1321-2697 | 1535 | 1252 | 1277 | 1225-1931 | 1671 | 1525 | 1367 |
| Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità <i>Z. noltei</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità ciuffi fertili-semi/m ² ⁽¹⁾ | 0-48 | 37 | 31 | 0 | 0-130 | 229 | 62 | 0 |
| Copertura prateria (%) | 90-100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Lunghezza ciuffi (cm) | 17,7-41,7 | 76,8 | 68,4 | 23,9 | 19,6-56,8 | 66,4 | 66,9 | 33,3 |
| Lunghezza ligula (cm) | 6,5-8,6 | 13,6 | 12,9 | 6,5 | 6,4-10,2 | 13,2 | 11,1 | 6,5 |
| N. foglie/ciuffo | 1,8-3,5 | 3,2 | 2,6 | 1,8 | 1,4-3,4 | 3,0 | 3,0 | 1,8 |
| LAI (Leaf Area Index) | 0,7-9,9 | 9,5 | 4,9 | 0,8 | 0,6-7,0 | 7,4 | 7,2 | 1,5 |
| % parte viva ciuffo | 98,7-99,9 | 99,9 | 99,5 | 99,9 | 98,2-99,8 | 99,7 | 99,7 | 99,9 |
| Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie | no | no | no | no | no | no | no | no |
| Rilevante presenza di rizomi morti | no | no | no | no | no | no | no | no |
| N. taxa totale complessivo | 13-30 | 15 | 14 | 15 | 9-21 | 14 | 15 | 18 |
| N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾ | 9,0-17,5 | 13,1 | 12,8 | 13,8 | 6,8-13,9 | 13,1 | 13,6 | 16,0 |
| Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare ⁽²⁻³⁾ | 0,109-0,743 | 0,534 | 0,241 | 0,745 | 0,114-0,328 | 0,388 | 0,260 | 0,532 |
| % ricoprimento ⁽²⁻³⁾ | 10,9-74,3 | 53,4 | 24,1 | 74,5 | 11,4-32,8 | 38,8 | 26,0 | 53,2 |
| Biomassa epifite (g p.s./m ² lamina fogliare) ⁽³⁻⁴⁾ | 2,4-313,9 | 2,6 | 5,5 | 19,0 | 3,4-172,3 | 2,1 | 5,3 | 7,5 |

| | B.6.78 | L5 | L5 | L5 | B.6.78 | L6 | L6 | L6 |
|--|--------------|--------|--------------|---------|--------------|--------|--------------|---------|
| | (intervallo) | Estate | Tarda Estate | Autunno | (intervallo) | Estate | Tarda Estate | Autunno |
| Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²) | 704-1107 | 921 | 1283 | 1293 | 775-1429 | 1029 | 964 | 1060 |
| Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 16 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità <i>Z. noltei</i> (ciuffi/m ²) | 0-22 | 0 | 0 | 6 | 0-3 | 0 | 0 | 0 |
| Densità ciuffi fertili-semi/m ² ⁽¹⁾ | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Copertura prateria (%) | 80-90 | 100 | 100 | 100 | 90 | 100 | 100 | 90-100 |
| Lunghezza ciuffi (cm) | 22,7-44,2 | 61,8 | 61,2 | 39,7 | 25,0-60,9 | 84,6 | 73,1 | 46,8 |
| Lunghezza ligula (cm) | 6,6-9,6 | 14,4 | 12,1 | 8,5 | 7,7-10,9 | 14,7 | 13,0 | 8,3 |
| N. foglie/ciuffo | 1,2-3,5 | 2,5 | 3,2 | 1,8 | 1,6-4,3 | 2,7 | 3,0 | 1,8 |
| LAI (Leaf Area Index) | 0,5-3,4 | 3,5 | 5,3 | 1,7 | 0,6-6,4 | 6,7 | 5,0 | 1,7 |
| % parte viva ciuffo | 98,6-99,6 | 99,7 | 99,6 | 99,9 | 98,5-99,9 | 99,9 | 99,6 | 99,9 |
| Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie | no | no | no | no | no | no | no | no |
| Rilevante presenza di rizomi morti | no | no | no | no | no | no | no | no |
| N. taxa totale complessivo | 12-23 | 14 | 15 | 20 | 16-29 | 16 | 15 | 18 |
| N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾ | 8,5-13,1 | 13,1 | 13,2 | 17,9 | 10,2-15,7 | 14,4 | 12,3 | 15,9 |
| Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare ⁽²⁻³⁾ | 0,172-0,440 | 0,434 | 0,245 | 0,703 | 0,090-0,682 | 0,393 | 0,236 | 0,571 |
| % ricoprimento ⁽²⁻³⁾ | 17,2-44,0 | 43,4 | 24,5 | 70,3 | 9,0-68,2 | 39,3 | 23,6 | 57,1 |
| Biomassa epifite (g p.s./m ² lamina fogliare) ⁽³⁻⁴⁾ | 5,8-209,4 | 2,5 | 2,4 | 7,5 | 9,1-207,1 | 1,2 | 7,7 | 4,3 |

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Tabella 3.2. Range dei valori dei parametri strutturali rilevati nella bocca di Lido durante le campagne estiva, tarda-estiva ed autunnale dello Studio B.6.72 B/12 (anno 2016-17).

| | L1 | | L2-bis | | L3 | |
|--|-------|-------|--------|-------|-------|-------|
| | MIN | MAX | MIN | MAX | MIN | MAX |
| Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²) | 1147 | 1163 | 1048 | 1407 | 1252 | 1535 |
| Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità <i>Z. noltei</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 |
| Densità ciuffi fertili-semi/m ² ⁽¹⁾ | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 37 |
| Copertura prateria (%) | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Lunghezza ciuffi (cm) | 43,8 | 83,6 | 44,1 | 80,1 | 23,9 | 76,8 |
| Lunghezza ligula (cm) | 9,5 | 14,0 | 8,0 | 15,7 | 6,5 | 13,6 |
| N. foglie/ciuffo | 2,2 | 3,5 | 1,8 | 3,3 | 1,8 | 3,2 |
| LAI (Leaf Area Index) | 2,1 | 9,2 | 1,7 | 8,2 | 0,8 | 9,5 |
| % parte viva ciuffo | 99,8 | 99,9 | 99,6 | 99,9 | 99,5 | 99,9 |
| Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie | no | no | no | no | no | no |
| Rilevante presenza di rizomi morti | no | no | no | no | no | no |
| N. taxa totale complessivo | 15 | 22 | 17 | 18 | 14 | 15 |
| N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾ | 12,9 | 18,6 | 14,6 | 16,7 | 12,8 | 13,8 |
| Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare ⁽²⁻³⁾ | 0,261 | 0,736 | 0,221 | 0,681 | 0,241 | 0,745 |
| % ricoprimento ⁽²⁻³⁾ | 26,1 | 73,6 | 22,1 | 68,1 | 24,1 | 74,5 |
| Biomassa epifite (g p.s./m ² lamina fogliare) ⁽³⁻⁴⁾ | 1,5 | 14,0 | 2,4 | 15,3 | 2,6 | 19,0 |

| | L4 | | L5 | | L6 | |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | MIN | MAX | MIN | MAX | MIN | MAX |
| Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²) | 1367 | 1671 | 921 | 1293 | 964 | 1060 |
| Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 16 | 0 | 0 |
| Densità <i>Z. noltei</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 |
| Densità ciuffi fertili-semi/m ² ⁽¹⁾ | 0 | 229 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Copertura prateria (%) | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Lunghezza ciuffi (cm) | 33,3 | 66,9 | 39,7 | 61,8 | 46,8 | 84,6 |
| Lunghezza ligula (cm) | 6,5 | 13,2 | 8,5 | 14,4 | 8,3 | 14,7 |
| N. foglie/ciuffo | 1,8 | 3,0 | 1,8 | 3,2 | 1,8 | 3,0 |
| LAI (Leaf Area Index) | 1,5 | 7,4 | 1,7 | 5,3 | 1,7 | 6,7 |
| % parte viva ciuffo | 99,7 | 99,9 | 99,6 | 99,9 | 99,6 | 99,9 |
| Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie | no | no | no | no | no | no |
| Rilevante presenza di rizomi morti | no | no | no | no | no | no |
| N. taxa totale complessivo | 14 | 18 | 14 | 20 | 15 | 18 |
| N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾ | 13,1 | 16,0 | 13,1 | 17,9 | 12,3 | 15,9 |
| Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare ⁽²⁻³⁾ | 0,260 | 0,532 | 0,245 | 0,703 | 0,236 | 0,571 |
| % ricoprimento ⁽²⁻³⁾ | 26,0 | 53,2 | 24,5 | 70,3 | 23,6 | 57,1 |
| Biomassa epifite (g p.s./m ² lamina fogliare) ⁽³⁻⁴⁾ | 2,1 | 7,5 | 2,4 | 7,5 | 1,2 | 7,7 |

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Tabella 3.3. Range dei valori dei parametri strutturali rilevati nella bocca di Lido durante le campagne primaverile, estiva ed autunnale dello Studio B.6.78/I (anno 2003).

| | L1 | L2 | L3 | L4 | L5 | L6 |
|--|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²) | 710-1119 | 884-1436 | 1321-2697 | 1225-1931 | 704-1107 | 775-1429 |
| Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0-12 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità <i>Z. noltei</i> (ciuffi/m ²) | 0-37 | 0-37 | 0 | 0 | 0-22 | 0-3 |
| Densità ciuffi fertili-semi/m ² (1) | 0-27 | 0-12 | 0-48 | 0-130 | 0 | 0 |
| Copertura prateria (%) | 70-80 | 90-100 | 90-100 | 100 | 80-90 | 90 |
| Lunghezza ciuffi (cm) | 30,9-45,1 | 20,6-42,6 | 17,7-41,7 | 19,6-56,8 | 22,7-44,2 | 25,0-60,9 |
| Lunghezza ligula (cm) | 6,1-11,8 | 7,8-10,3 | 6,5-8,6 | 6,4-10,2 | 6,6-9,6 | 7,7-10,9 |
| N. foglie/ciuffo | 1,3-4,4 | 1,3-2,7 | 1,8-3,5 | 1,4-3,4 | 1,2-3,5 | 1,6-4,3 |
| LAI (Leaf Area Index) | 0,5-6,0 | 0,5-3,8 | 0,7-9,9 | 0,6-7,0 | 0,5-3,4 | 0,6-6,4 |
| % parte viva ciuffo | 88,4-99,9 | 92,3-99,7 | 98,7-99,9 | 98,2-99,8 | 98,6-99,6 | 98,5-99,9 |
| Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie | no | no | no | no | no | no |
| Rilevante presenza di rizomi morti | no | no | no | no | no | no |
| N. taxa totale complessivo | 13-34 | 11-36 | 13-30 | 9-21 | 12-23 | 16-29 |
| N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾ | 9,8-16,3 | 8,2-17,5 | 9,0-17,5 | 6,8-13,9 | 8,5-13,1 | 10,2-15,7 |
| Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare ⁽²⁻³⁾ | 0,076-0,471 | 0,082-0,486 | 0,109-0,743 | 0,114-0,328 | 0,172-0,440 | 0,090-0,682 |
| % ricoprimento ⁽²⁻³⁾ | 7,6-47,1 | 8,2-48,6 | 10,9-74,3 | 11,4-32,8 | 17,2-44,0 | 9,0-68,2 |
| Biomassa epifite (g p.s./m ² lamina fogliare) ⁽³⁻⁴⁾ | 11,4-209,2 | 20,3-232,2 | 2,4-313,9 | 3,4-172,3 | 5,8-209,4 | 9,1-207,1 |

Il **numero medio di foglie per ciuffo** ha presentato valori all'interno degli intervalli di riferimento e, solo in L2-bis, superiori ad essi (in estate e tarda estate) (tabella 3.1 e figura 3.2). Per l'**indice di area fogliare** (Leaf Area Index o LAI) sono stati registrati valori rientranti nei limiti attesi o superiori ad essi (in estate, in tutte le stazioni tranne L3 e, in tarda estate, in L2-bis, L4 e L5) (tabella 3.1 e figura 3.2).

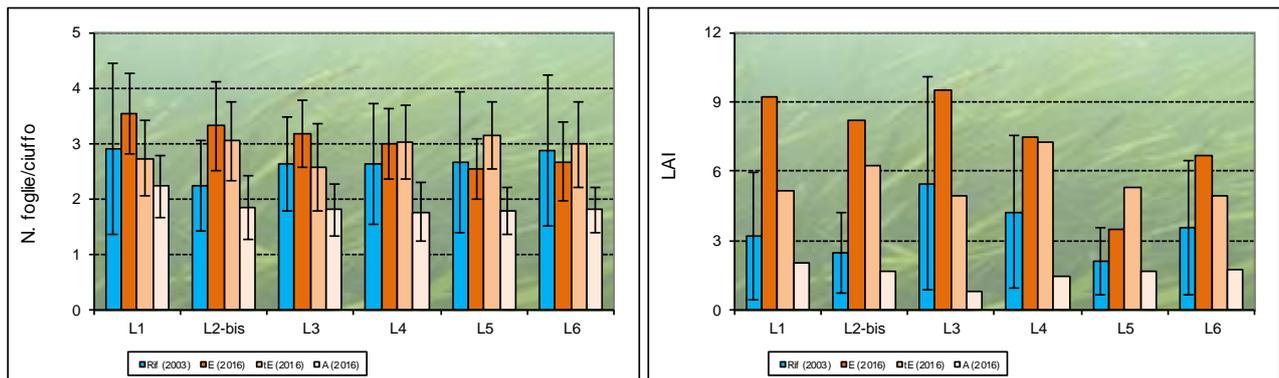


Figura 3.2. Rappresentazione grafica dei valori medi (e delle deviazioni standard) di alcuni indicatori strutturali (numero foglie/ciuffo e LAI) nel 2003 (studio di riferimento), nell'estate (E), tarda estate (tE) ed autunno (A) del 2016.

Durante le campagne stagionali non sono mai stati rilevati fenomeni anossici nel sedimento o quantitativi anomali di radici o rizomi morti; il rapporto tra la **parte viva** della foglia (verde) e quella **morta** (scura), inoltre, è risultato sempre all'interno o superiore agli intervalli guida (tabella 3.1). Il rinvenimento di **semi** nel sedimento ha confermato il regolare svolgimento dei processi riproduttivi oltre a quelli vegetativi (tabella 3.1).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Considerando l'insieme delle tre stagioni, la lista floristico-faunistica degli organismi epifiti⁴ delle lamine nelle 6 stazioni è risultata costituita da 26 taxa, suddivisi in 20 macroalghe e 6 zoobentonti, molto ridotta rispetto a quella rilevata nello studio di riferimento dove erano stati identificati 59 taxa, ripartiti in 49 macroalghe e 10 zoobentonti. L'esame delle figure 3.3a e 3.3b permette di rilevare come, nel corso degli ultimi monitoraggi, per il numero totale di taxa (in particolare del fitobenthos) siano meno marcati i cali che si registrano di anno in anno, sia a livello di bocca di porto che di singola stazione.

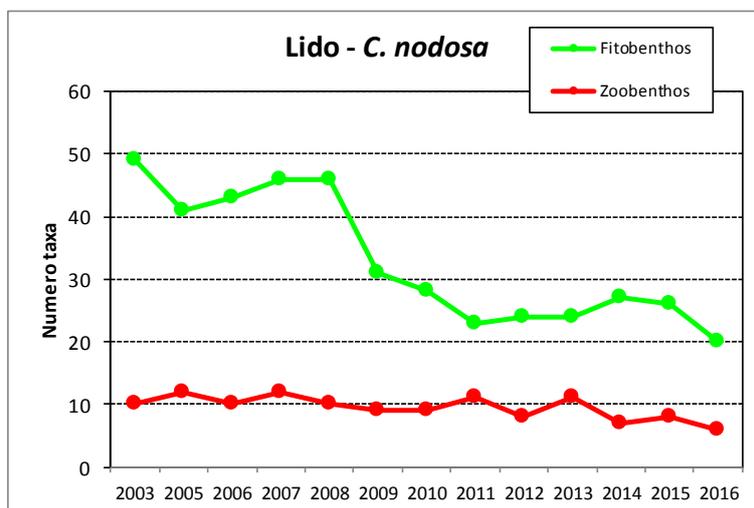


Figura 3.3a. Numero totale di taxa (elenco floristico-faunistico) nel complesso delle 6 stazioni della bocca di porto di Lido a *Cymodocea nodosa*, tra lo Studio B.6.78/I del 2003 e quello attuale B.6.72 B/12 (2016).

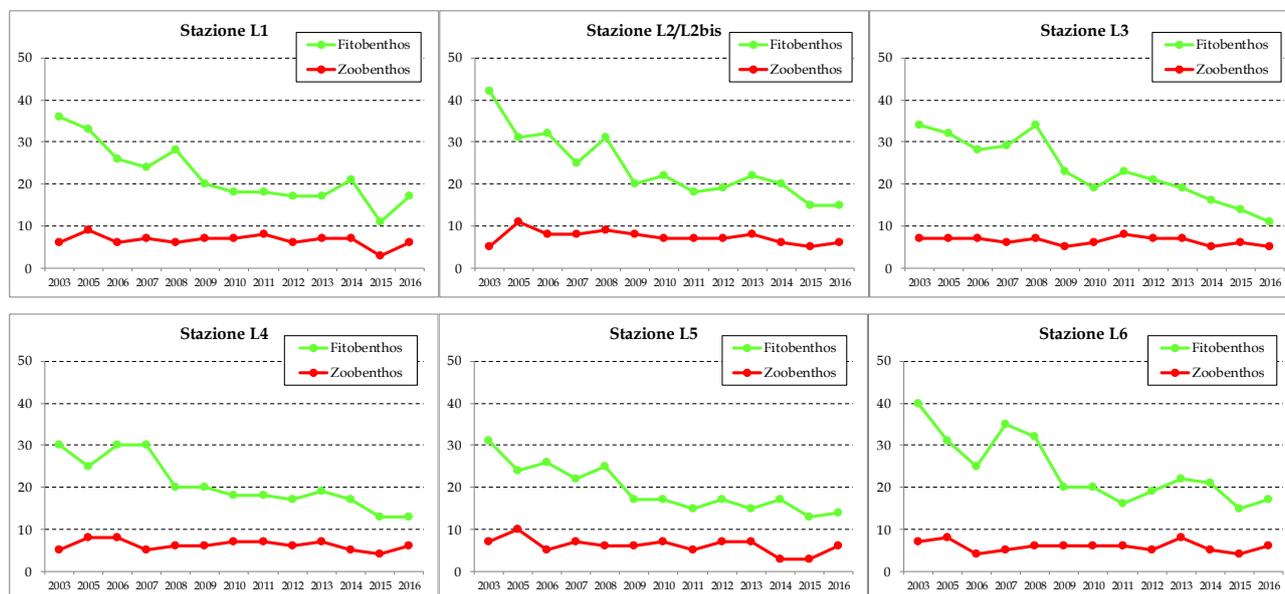


Figura 3.3b. Numero totale di taxa (elenco floristico-faunistico) per ciascuna delle 6 stazioni a *Cymodocea nodosa* della bocca di porto di Lido, tra lo Studio B.6.78/I del 2003 e quello attuale B.6.72 B/12 (2016).

⁴ Per ridurre al minimo errori nelle liste floro-faunistiche di ogni anno, con particolare attenzione a quelle della fase *ante operam*, è stata eseguita una armonizzazione dei dati che ha interessato la nomenclatura delle specie, una revisione e l'accorpamento di quelle più problematiche o determinate a livello tassonomico superiore alla specie e che possono, quindi, essere state oggetto di una determinazione errata.

Il **numero totale di taxa** per stazione e quello **medio**, nel presente monitoraggio, hanno presentato valori che, quasi sempre, sono risultati in linea con quelli di riferimento del 2003 e, in pochi casi, inferiori (per il numero totale in tarda estate in L6) o superiori (per il numero medio in tarda estate in L5 e in autunno in L1, L4, L5 e L6) (tabella 3.1 e figura 3.4).

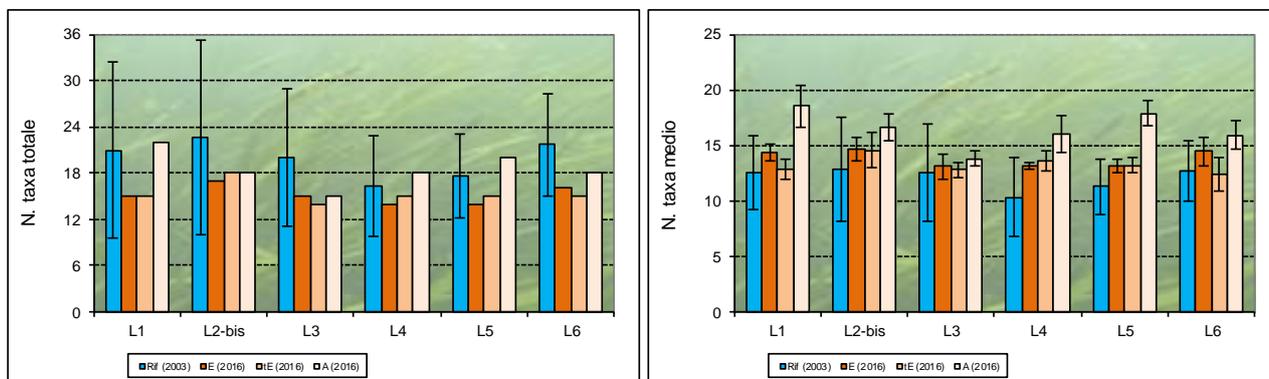


Figura 3.4. Rappresentazione grafica dei valori medi (e delle deviazioni standard) di alcuni indicatori strutturali (numero di taxa totale e medio) dello studio di riferimento del 2003, dell'estate (E) 2016, tarda estate (tE) ed autunno (A) del 2016.

Per il **ricoprimento percentuale** degli epifiti, la maggior parte dei valori ricade negli intervalli di riferimento o è superiore ad essi (in autunno in L4 e in tutti i siti tranne L6); la **biomassa** degli epifiti, invece, ha presentato valori che talvolta sono risultati inferiori ai range (in estate in L1, L4 e L5, in tarda estate in L1 e L5 e in tutte le campagne in L2-bis e L6) (tabella 3.1 e figura 3.5).

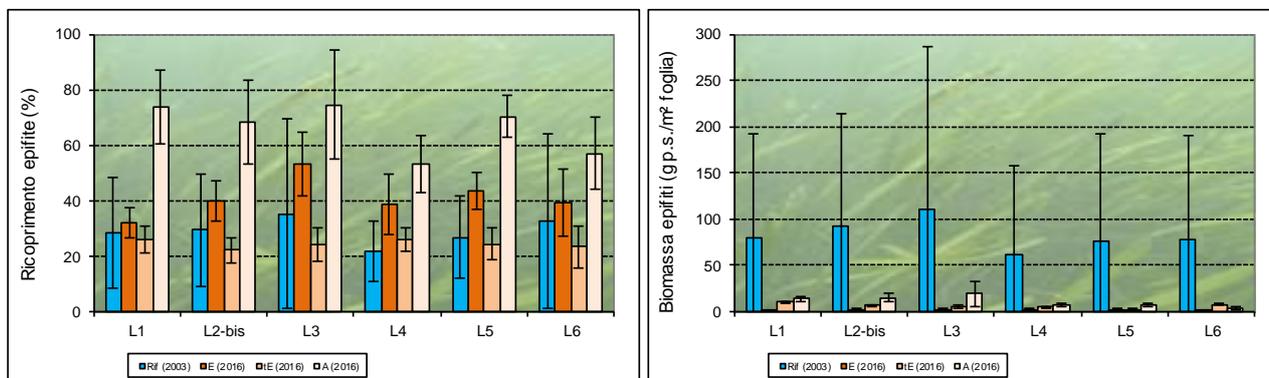


Figura 3.5. Rappresentazione grafica dei valori medi (e delle deviazioni standard) di alcuni indicatori strutturali (ricoprimento % e biomassa g.p.s.) dello studio di riferimento del 2003, dell'estate (E) 2016, tarda estate (tE) ed autunno (A) del 2016.

L'indice di **Diversità di Shannon**, calcolato nel complesso delle tre stagioni (dati normalizzati ID=1,92), è di poco inferiore a quello dello studio di riferimento⁵ (dati normalizzati ID=2,04); il confronto statistico tra il set di dati rilevato nelle 6 stazioni del presente studio e in quelle dello studio di riferimento (Studio B.6.78/I), eseguito con il test non parametrico Mann-Whitney U test, comunque non evidenzia una differenza statisticamente significativa tra gli indici di diversità ($P > 0,05$).

Per quanto attiene la struttura complessiva della comunità di epifite nelle tre stagioni, l'analisi ANOSIM (dati normalizzati) indica una differenza statisticamente significativa moderata ($P < 0,001$)

⁵ Ricalcolato per le stagioni primaverile, estiva ed autunnale, escludendo quella invernale.

tra le comunità dello studio di riferimento e quelle del presente monitoraggio sulla base del valore del Global R (0,768) e delle zero permutazioni statisticamente maggiori o uguali a Global R, anche esaminando la presenza/assenza delle specie ($R=0,619$) o applicando trasformazioni ai dati di ricoprimento (radice quadrata, $R=0,764$) (Clarke e Warwick, 1994; 2001).

I cambiamenti intercorsi tra lo studio del 2003 e quello attuale, rilevati sulla base delle indicazioni fornite dall'analisi multivariata, sono riconducibili non solo a una riduzione complessiva del numero di taxa, ma anche a variazioni di abbondanza (complessivamente aumenta il ricoprimento percentuale delle macroalghe da 18,5% a 36,9% e cala quello dello zoobenthos da 4,7% a 3,4% e delle diatomee bentoniche da 16,2% a 2,1%; si veda tabella 3.11).

Per comprendere a quali taxa siano attribuibili queste differenze, si è proceduto con un'analisi della similarità percentuale data dalla composizione in taxa tra i dati dei due monitoraggi, attraverso l'impiego della routine SIMPER (Similarity Percentage break down) del programma PRIMER (Clarke e Warwick, 1994).

Nel monitoraggio del 2003, le epifite fogliari più rappresentative erano le diatomee bentoniche (in primis i generi *Navicula* e *Melosira*), le alghe rosse calcarea del genere *Hydrolithon* e le alghe verdi del genere *Cladophora*; per lo zoobenthos, peraltro limitato rispetto alle macroalghe, gli organismi più abbondanti erano l'idrozoo *Laomedea calceolifera* e i crostacei anfipodi tubicoli. Nel monitoraggio del 2016, invece, i taxa più rappresentativi tra quelli epifiti sono ancora le diatomee bentoniche (in particolare i generi *Navicula* e *Melosira*), ma con abbondanze inferiori rispetto al 2003, le alghe rosse incrostanti del genere *Hydrolithon* e *Pneophyllum* e le alghe rosse del genere *Ceramium* (tutti taxa più abbondanti nel 2016); per lo zoobenthos, gli organismi più importanti sono risultati i crostacei anfipodi tubicoli (leggermente più abbondanti nel 2016 rispetto al 2003).

3.1.3 Le stazioni della bocca di porto di Malamocco

Nelle stazioni di controllo nelle praterie a *Cymodocea nodosa* (M2, M3, M5 e M6-bis) e in quella a *Zostera marina* (M1) sono stati registrati valori di **copertura** sempre pari o prossimi al 100% e che rientrano o sono superiori (M1 e M2) ai range dello studio di riferimento del 2003. La terza fanerogama, *Zostera noltei* è stata trovata in M6-bis ma in estate (con qualche decina di ciuffi) (tabella 3.4).

Da evidenziare come, in prossimità dell'ex sito di monitoraggio M4, i sopralluoghi abbiano evidenziato come la prateria risenta ancora degli effetti causati dall'evento anossico legato alla decomposizione dei talli delle alghe verdi del genere *Ulva* durante i mesi primaverili-estivi del 2014 e che avevano portato alla scomparsa localizzata di ciuffi fogliari in corrispondenza della stazione. È quindi positivo il rinvenimento di nuovi rizomi e ciuffi fogliari di *Cymodocea nodosa* in fase di ricolonizzazione graduale delle aree avegetate (si vedano immagini allegato fotografico). Questi eventi proliferativi macroalgali sono citati spesso in letteratura come una delle cause che portano, in ambienti eutrofizzati, alla scomparsa/riduzione delle praterie a fanerogame marine (talvolta solo localizzate come nel caso di M4) (McGlathery, 2001; Lomstein *et al.*, 2006; Qiuying e Dongyan, 2014).

In corrispondenza dell'ex stazione M6 (sostituita a partire dalla campagna estiva del 2010 dalla stazione M6-bis, si veda par. 2.3), i sopralluoghi in campo nel corso dei monitoraggi stagionali hanno confermato come la componente limosa-argillosa, dovuta probabilmente ad uno sversamento di sedimento sopra la prateria originale verificatosi nel 2010, sia stata ricolonizzata dalle tre specie di fanerogame, con una copertura prossima al 90-100% e una prevalenza di *Cymodocea nodosa*.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Tabella 3.4 – Stazioni Malamocco 1-2-3-4-5-6bis: risultati delle misure di campo e delle determinazioni di laboratorio relative allo Studio B.6.72 B/12 (anno 2016-17, tre campagne stagionali).

| | B.6.78 | M1 | M1 | M1 | B.6.78 | M2 | M2 | M2 |
|--|--------------|--------|--------------|---------|--------------|--------|--------------|---------|
| | (intervallo) | Estate | Tarda Estate | Autunno | (intervallo) | Estate | Tarda Estate | Autunno |
| Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1435-1801 | 1504 | 1463 | 1553 |
| Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²) | 220-326 | 304 | 233 | 223 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità <i>Z. noltei</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0-56 | 0 | 0 | 0 |
| Densità ciuffi fertili-semi/m ² ⁽¹⁾ | 0-37 | 0 | 0 | 0 | 0-230 | 16 | 0 | 0 |
| Copertura prateria (%) | 80 | 100 | 90 | 90 | 90 | 100 | 100 | 100 |
| Lunghezza ciuffi (cm) | 26,3-46,5 | 36,5 | 36,2 | 36,6 | 18,5-74,7 | 54,3 | 40,4 | 25,4 |
| Lunghezza ligula (cm) | 6,3-8,4 | 7,3 | 8,7 | 7,3 | 6,7-13,6 | 12,5 | 8,5 | 6,8 |
| N. foglie/ciuffo | 3,8-4,2 | 3,8 | 4,2 | 4,0 | 1,6-3,9 | 2,8 | 3,0 | 1,6 |
| LAI (Leaf Area Index) | 0,7-2,3 | 1,1 | 0,9 | 0,9 | 1,0-13,1 | 5,3 | 4,0 | 1,1 |
| % parte viva ciuffo | 94,6-97,8 | 99,4 | 99,3 | 99,9 | 98,0-99,9 | 99,7 | 99,4 | 99,9 |
| Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie | no | no | no | no | no | no | no | no |
| Rilevante presenza di rizomi morti | no | no | no | no | no | no | no | no |
| N. taxa totale complessivo | 15-21 | 17 | 17 | 12 | 15-29 | 17 | 17 | 18 |
| N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾ | 9,0-14,3 | 13,7 | 14,0 | 10,4 | 11,7-16,3 | 13,7 | 13,0 | 15,1 |
| Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare ⁽²⁻³⁾ | 0,045-0,089 | 0,353 | 0,373 | 0,369 | 0,105-0,889 | 0,536 | 0,335 | 0,440 |
| % ricoprimento ⁽²⁻³⁾ | 4,5-8,9 | 35,3 | 37,3 | 36,9 | 10,5-88,9 | 53,6 | 33,5 | 44,0 |
| Biomassa epifite (g p.s./m ² lamina fogliare) ⁽³⁻⁴⁾ | 1,7-7,8 | 2,8 | 9,9 | 2,6 | 5,6-178,0 | 3,0 | 6,2 | 8,5 |

| | B.6.78 | M3 | M3 | M3 | B.6.78 | M4-bis | M4-bis | M4-bis |
|--|--------------|--------|--------------|---------|--------------|--------|--------------|---------|
| | (intervallo) | Estate | Tarda Estate | Autunno | (intervallo) | Estate | Tarda Estate | Autunno |
| Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²) | 1225-2189 | 1497 | 1566 | 2018 | 955-1544 | 1562 | 1404 | 1389 |
| Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità <i>Z. noltei</i> (ciuffi/m ²) | 0-25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità ciuffi fertili-semi/m ² ⁽¹⁾ | 0 | 16 | 34 | 0 | 0-124 | 0 | 0 | 0 |
| Copertura prateria (%) | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Lunghezza ciuffi (cm) | 12,1-46,8 | 59,2 | 54,8 | 30,8 | 13,9-44,6 | 42,6 | 53,9 | 40,6 |
| Lunghezza ligula (cm) | 4,8-9,3 | 12,3 | 9,8 | 7,3 | 6,5-9,6 | 8,9 | 9,7 | 8,3 |
| N. foglie/ciuffo | 1,8-3,8 | 2,4 | 2,6 | 1,8 | 1,7-3,8 | 2,6 | 2,6 | 1,8 |
| LAI (Leaf Area Index) | 0,4-8,8 | 5,2 | 5,2 | 1,6 | 0,3-6,4 | 3,8 | 4,9 | 1,7 |
| % parte viva ciuffo | 98,0-99,8 | 99,5 | 99,5 | 99,9 | 98,7-99,9 | 99,7 | 99,6 | 99,9 |
| Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie | no | no | no | no | no | no | no | no |
| Rilevante presenza di rizomi morti | no | no | no | no | no | no | no | no |
| N. taxa totale complessivo | 15-30 | 11 | 12 | 15 | 14-29 | 9 | 10 | 15 |
| N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾ | 12,2-16,7 | 9,8 | 9,8 | 13,2 | 11,2-17,8 | 8,3 | 8,6 | 13,3 |
| Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare ⁽²⁻³⁾ | 0,181-0,684 | 0,554 | 0,195 | 0,418 | 0,166-0,697 | 0,753 | 0,185 | 0,477 |
| % ricoprimento ⁽²⁻³⁾ | 18,1-68,4 | 55,4 | 19,5 | 41,8 | 16,6-69,7 | 75,3 | 18,5 | 47,7 |
| Biomassa epifite (g p.s./m ² lamina fogliare) ⁽³⁻⁴⁾ | 2,4-169,5 | 3,5 | 6,3 | 10,1 | 2,9-828,3 | 9,5 | 6,7 | 8,5 |

| | B.6.78 | M5 | M5 | M5 | B.6.78 | M6-bis | M6-bis | M6-bis |
|--|--------------|--------|--------------|---------|--------------|--------|--------------|---------|
| | (intervallo) | Estate | Tarda Estate | Autunno | (intervallo) | Estate | Tarda Estate | Autunno |
| Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²) | 1265-1875 | 1562 | 1541 | 1969 | 1442-1931 | 1256 | 1234 | 1758 |
| Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità <i>Z. noltei</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 34 | 0 | 0 |
| Densità ciuffi fertili-semi/m ² ⁽¹⁾ | 0 | 0 | 31 | 0 | 0-73 | 0 | 47 | 0 |
| Copertura prateria (%) | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Lunghezza ciuffi (cm) | 21,1-41,0 | 50,7 | 51,3 | 25,6 | 11,6-40,3 | 56,9 | 43,7 | 20,1 |
| Lunghezza ligula (cm) | 5,5-8,8 | 9,4 | 9,3 | 6,2 | 4,7-8,6 | 11,8 | 8,6 | 5,0 |
| N. foglie/ciuffo | 1,3-4,1 | 3,3 | 3,1 | 1,6 | 1,3-4,3 | 2,7 | 2,7 | 1,6 |
| LAI (Leaf Area Index) | 0,9-6,1 | 6,4 | 6,3 | 1,4 | 0,4-8,0 | 4,8 | 3,4 | 1,0 |
| % parte viva ciuffo | 98,8-99,8 | 99,8 | 99,5 | 99,9 | 98,6-99,9 | 99,7 | 99,6 | 99,9 |
| Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie | no | no | no | no | no | no | no | no |
| Rilevante presenza di rizomi morti | no | no | no | no | no | no | no | no |
| N. taxa totale complessivo | 13-39 | 13 | 16 | 19 | 13-39 | 11 | 15 | 19 |
| N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾ | 11,2-23,3 | 11,2 | 13,4 | 16,9 | 10,5-14,2 | 10,6 | 11,0 | 15,4 |
| Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare ⁽²⁻³⁾ | 0,139-1,039 | 0,626 | 0,392 | 0,503 | 0,130-0,669 | 0,704 | 0,227 | 0,546 |
| % ricoprimento ⁽²⁻³⁾ | 13,9-103,9 | 62,6 | 39,2 | 50,3 | 13,0-66,9 | 70,4 | 22,7 | 54,6 |
| Biomassa epifite (g p.s./m ² lamina fogliare) ⁽³⁻⁴⁾ | 2,1-181,8 | 4,1 | 7,5 | 16,8 | 1,0-166,7 | 4,9 | 5,4 | 19,8 |

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Tabella 3.5. Range dei valori dei parametri strutturali rilevati nella bocca di Malamocco durante le campagne primaverile, estiva ed autunnale dello Studio B.6.72 B/12 (anno 2016-17).

| | M1 | | M2 | | M3 | |
|--|--------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | MIN | MAX | MIN | MAX | MIN | MAX |
| Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 1463 | 1553 | 1497 | 2018 |
| Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²) | 223 | 304 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità <i>Z. noltei</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità ciuffi fertili-semi/m ² ⁽¹⁾ | 0 | 0 | 0 | 16 | 0 | 34 |
| Copertura prateria (%) | 90-100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Lunghezza ciuffi (cm) | 36,2 | 36,6 | 25,4 | 54,3 | 30,8 | 59,2 |
| Lunghezza ligula (cm) | 7,3 | 8,7 | 6,8 | 12,5 | 7,3 | 12,3 |
| N. foglie/ciuffo | 3,8 | 4,2 | 1,6 | 3,0 | 1,8 | 2,6 |
| LAI (Leaf Area Index) | 0,9 | 1,1 | 1,1 | 5,3 | 1,6 | 5,2 |
| % parte viva ciuffo | 99,3 | 99,9 | 99,4 | 99,9 | 99,5 | 99,9 |
| Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie | no | no | no | no | no | no |
| Rilevante presenza di rizomi morti | no | no | no | no | no | no |
| N. taxa totale complessivo | 12 | 17 | 17 | 18 | 11 | 15 |
| N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾ | 10,4 | 14,0 | 13,0 | 15,1 | 9,8 | 13,2 |
| Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare ⁽²⁻³⁾ | 0,353 | 0,373 | 0,335 | 0,536 | 0,195 | 0,554 |
| % ricoprimento ⁽²⁻³⁾ | 35,3 | 37,3 | 33,5 | 53,6 | 19,5 | 55,4 |
| Biomassa epifite (g p.s./m ² lamina fogliare) ⁽³⁻⁴⁾ | 2,6 | 9,9 | 3,0 | 8,5 | 3,5 | 10,1 |

| | M4-bis | | M5 | | M6-bis | |
|--|--------|-------|-------|-------|--------|-------|
| | MIN | MAX | MIN | MAX | MIN | MAX |
| Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²) | 1389 | 1562 | 1541 | 1969 | 1234 | 1758 |
| Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità <i>Z. noltei</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 34 |
| Densità ciuffi fertili-semi/m ² ⁽¹⁾ | 0 | 0 | 0 | 31 | 0 | 47 |
| Copertura prateria (%) | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Lunghezza ciuffi (cm) | 40,6 | 53,9 | 25,6 | 51,3 | 20,1 | 56,9 |
| Lunghezza ligula (cm) | 8,3 | 9,7 | 6,2 | 9,4 | 5,0 | 11,8 |
| N. foglie/ciuffo | 1,8 | 2,6 | 1,6 | 3,3 | 1,6 | 2,7 |
| LAI (Leaf Area Index) | 1,7 | 4,9 | 1,4 | 6,4 | 1,0 | 4,8 |
| % parte viva ciuffo | 99,6 | 99,9 | 99,5 | 99,9 | 99,6 | 99,9 |
| Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie | no | no | no | no | no | no |
| Rilevante presenza di rizomi morti | no | no | no | no | no | no |
| N. taxa totale complessivo | 9 | 15 | 13 | 19 | 11 | 19 |
| N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾ | 8,3 | 13,3 | 11,2 | 16,9 | 10,6 | 15,4 |
| Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare ⁽²⁻³⁾ | 0,185 | 0,753 | 0,392 | 0,626 | 0,227 | 0,704 |
| % ricoprimento ⁽²⁻³⁾ | 18,5 | 75,3 | 39,2 | 62,6 | 22,7 | 70,4 |
| Biomassa epifite (g p.s./m ² lamina fogliare) ⁽³⁻⁴⁾ | 6,7 | 9,5 | 4,1 | 16,8 | 4,9 | 19,8 |

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Tabella 3.6. Range dei valori dei parametri strutturali rilevati nella bocca di Malamocco durante le campagne primaverile, estiva ed autunnale dello Studio B.6.78/I (anno 2003).

| | M1 | M2 | M3 | M4 | M5 | M6 |
|--|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 1435-1801 | 1225-2189 | 955-1544 | 1265-1875 | 1442-1931 |
| Densità <i>Z.marina</i> (ciuffi/m ²) | 220-326 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità <i>Z. noltei</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0-56 | 0-25 | 0 | 0 | 0 |
| Densità ciuffi fertili-semi/m ² (1) | 0-37 | 0-230 | 0 | 0-124 | 0 | 0-73 |
| Copertura prateria (%) | 80 | 90 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Lunghezza ciuffi (cm) | 26,3-46,5 | 18,5-74,7 | 12,1-46,8 | 13,9-44,6 | 21,1-41,0 | 11,6-40,3 |
| Lunghezza ligula (cm) | 6,3-8,4 | 6,7-13,6 | 4,8-9,3 | 6,5-9,6 | 5,5-8,8 | 4,7-8,6 |
| N. foglie/ciuffo | 3,8-4,2 | 1,6-3,9 | 1,8-3,8 | 1,7-3,8 | 1,3-4,1 | 1,3-4,3 |
| LAI (Leaf Area Index) | 0,7-2,3 | 1,0-13,1 | 0,4-8,8 | 0,3-6,4 | 0,9-6,1 | 0,4-8,0 |
| % parte viva ciuffo | 94,6-97,8 | 98,0-99,9 | 98,0-99,8 | 98,7-99,9 | 98,8-99,8 | 98,6-99,9 |
| Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie | no | no | no | no | no | no |
| Rilevante presenza di rizomi morti | no | no | no | no | no | no |
| N. taxa totale complessivo | 15-21 | 15-29 | 15-30 | 14-29 | 13-39 | dic-28 |
| N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾ | 9,0-14,3 | 11,7-16,3 | 12,2-16,7 | 11,2-17,8 | 11,2-23,3 | 10,5-14,2 |
| Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare ⁽²⁻³⁾ | 0,045-0,089 | 0,105-0,889 | 0,181-0,684 | 0,166-0,697 | 0,139-1,039 | 0,130-0,669 |
| % ricoprimento ⁽²⁻³⁾ | 4,5-8,9 | 10,5-88,9 | 18,1-68,4 | 16,6-69,7 | 13,9-103,9 | 13,0-66,9 |
| Biomassa epifite (g p.s./m ² lamina fogliare) ⁽³⁻⁴⁾ | 1,7-7,8 | 5,6-178,0 | 2,4-169,5 | 2,9-828,3 | 2,1-181,8 | 1,0-166,7 |

Nella prateria a *Zostera marina* (M1) e in quella a *Cymodocea nodosa* dove si trova il sito di controllo M3, in passato caratterizzate spesso da coperture uniformi di alghe verdi del genere *Ulva*, quest'alga, se presente, ha fatto registrare coperture molto limitate e talli in buono stato.

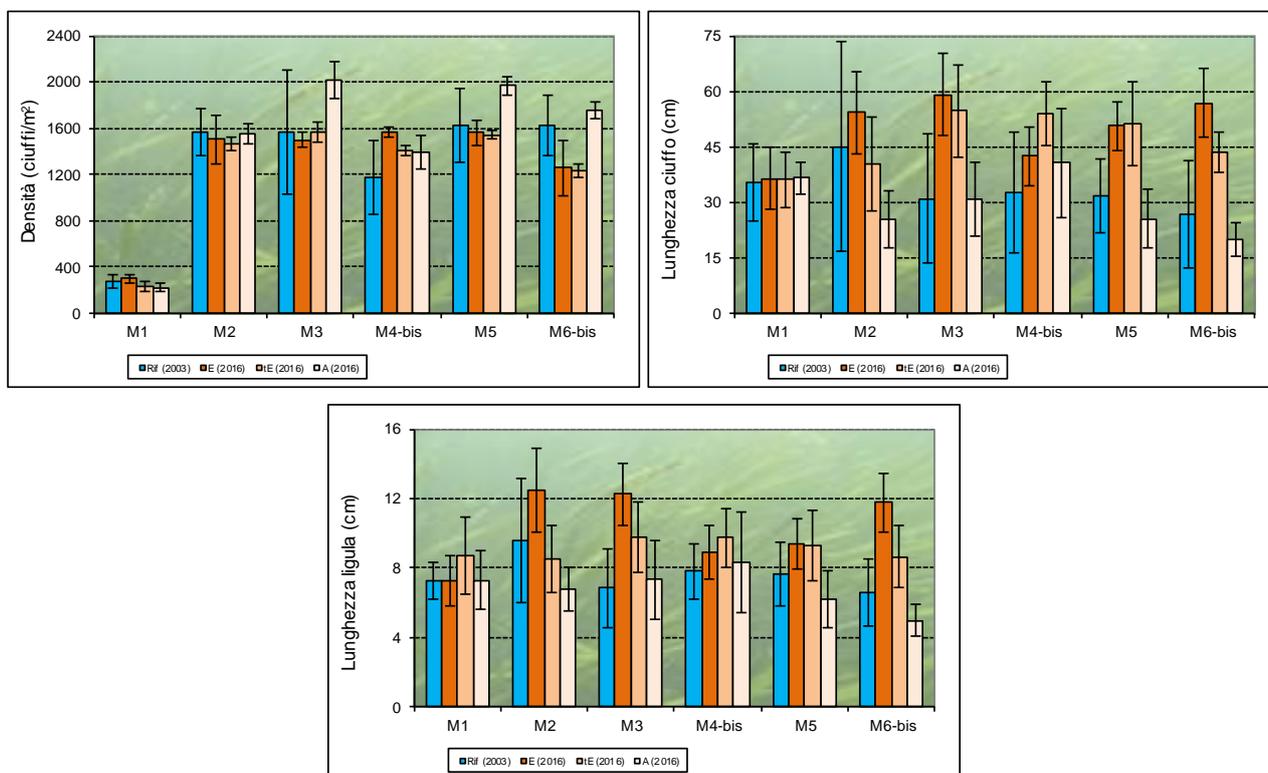


Figura 3.6. Rappresentazione grafica dei valori medi (e delle deviazioni standard) di alcuni indicatori strutturali (densità ciuffi/m², lunghezza ciuffo e ligula in cm) dello studio di rif. del 2003, dell'estate (E), tarda estate (tE) ed autunno (A) 2016.

La **densità dei ciuffi fogliari** di *Cymodocea nodosa* e di *Zostera marina* (in M1) ha fatto registrare valori in linea con gli intervalli guida del 2003, ad eccezione della stazione M6-bis in estate e tarda estate, quando il valore è sceso al di sotto di quelli attesi (tabella 3.4 e figura 3.6).

La **lunghezza media dei ciuffi fogliari** per *Cymodocea nodosa* ha mostrato valori rientranti negli intervalli o superiori (in estate e tarda estate in M3, M5 e M6-bis e in M4-bis in tarda estate); anche per la **lunghezza media della ligula** di *Cymodocea*, i valori sono risultati talvolta superiori alle attese (in estate M3, M5 e M6-bis e in tarda estate in M3, M4.bis e M5) (tabella 3.4 e figura 3.6). L'analisi della **lunghezza media dei ciuffi fogliari** e della **ligula** di *Zostera marina* evidenzia valori rientranti o superiori ai range dello studio di riferimento (in tarda estate per la lunghezza della ligula) (tabella 3.4 e figura 3.6).

Il **numero medio di foglie** per ciuffo per le praterie a *Cymodocea nodosa* e per quella a *Zostera marina* è rientrato sempre negli intervalli guida; anche l'**indice di area fogliare** (*Leaf Area Index* o **LAI**), sia per *Cymodocea* che per *Zostera*, è ricaduto quasi sempre nei range di riferimento, con le sole eccezioni in estate in M5 per *Cymodocea*, quando sono stati registrati valori del parametro superiori ai valori del 2003 (tabella 3.4 e figura 3.7).

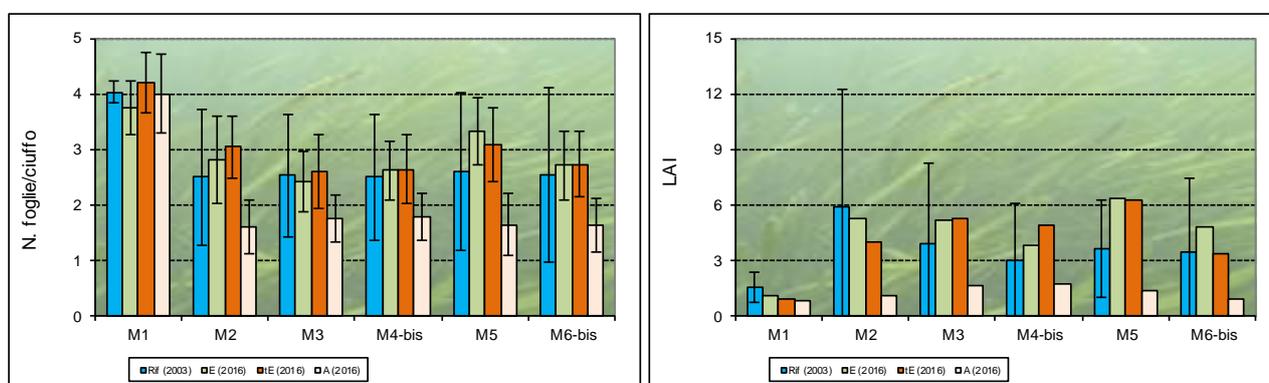


Figura 3.7. Rappresentazione grafica dei valori medi (e delle deviazioni standard) di alcuni indicatori strutturali (numero foglie/ciuffo e LAI) dello studio di riferimento del 2003, dell'estate (E), tarda estate (tE) ed autunno (A) 2016.

In riferimento allo stato generale delle piante, per la frazione epigea, la parte verde delle lamine fogliari è risultata sempre in netta prevalenza su quella in necrosi (scura) mentre, per la frazione ipogea, non sono mai stati rilevati fenomeni anossici o quantità anomale di radici o rizomi morti; nelle praterie, inoltre, si sono svolti regolarmente anche i processi riproduttivi, come testimoniato, durante le operazioni di campionamento, dal ritrovamento di **semi** di *Cymodocea* (tabella 3.4).

Nel complesso delle tre stagioni, l'elenco floristico-faunistico degli organismi epifiti delle lamine fogliari delle 5 stazioni a *Cymodocea nodosa*, presenta 22 taxa: 16 macroalghe e 6 zoobentonti. Il numero di taxa è più che dimezzato rispetto a quello rilevato nel 2003, dove erano stati determinati 67 taxa ripartiti in 55 macroalghe e 12 zoobentonti (figura 3.8a). Anche per *Zostera marina* l'elenco floristico-faunistico complessivo, costituito da 17 taxa (11 macroalghe e 6 zoobentonti), è risultato inferiore a quello rilevato nello studio del 2003, dove erano presenti 41 taxa (31 macroalghe e 10 zoobentonti) (figura 3.8a).

In linea con quanto rilevato per le stazioni di Lido, anche a Malamocco il calo nel numero totale di taxa fito- e zoobentonici sembra essersi, almeno in parte, attenuato negli ultimi anni, facendo registrare decrementi meno marcati (figure 3.8a e 3.8b).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

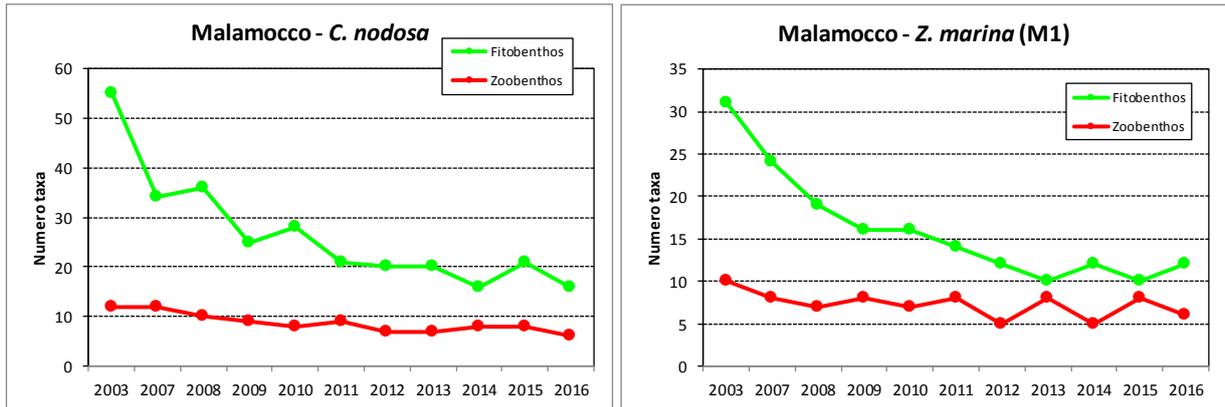


Figura 3.8a. Numero totale di taxa (elenco floristico-faunistico) nel complesso delle 5 stazioni della bocca di porto di Malamocco a *Cymodocea nodosa* e per quella a *Zostera marina*, tra lo Studio B.6.78/I del 2003 e quello attuale B.6.72 B/12 (2016).

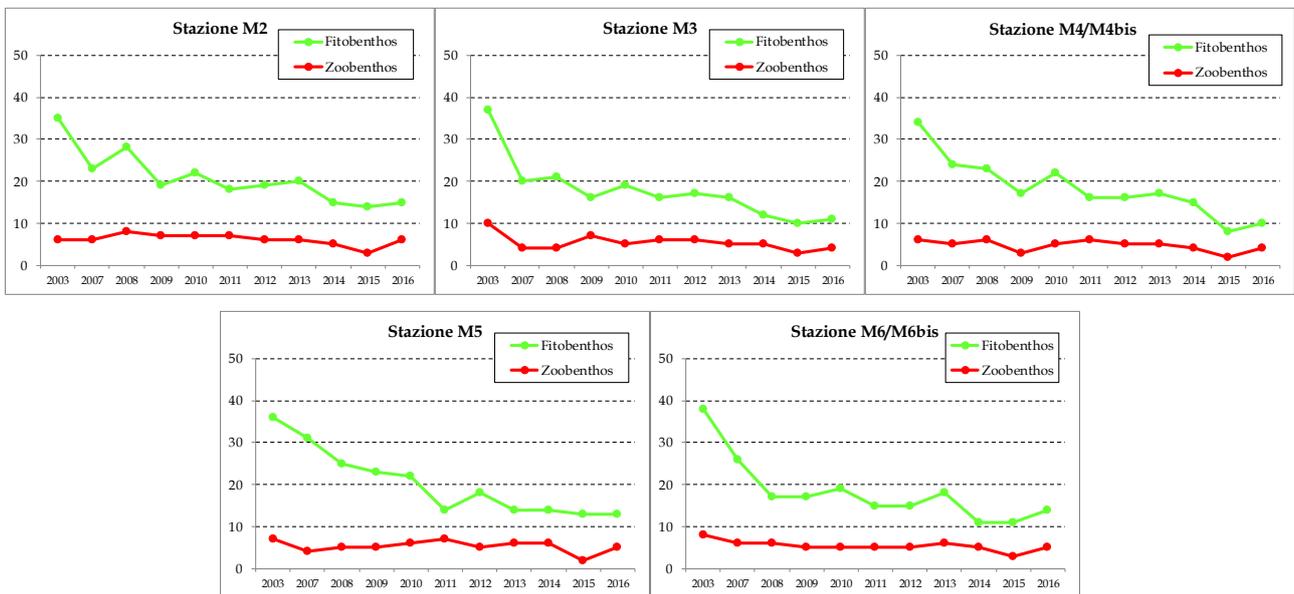


Figura 3.8b. Numero totale di taxa (elenco floristico-faunistico) per le 5 stazioni a *Cymodocea nodosa* della bocca di porto di Malamocco, tra lo Studio B.6.78/I del 2003 e quello attuale B.6.72 B/12 (2016).

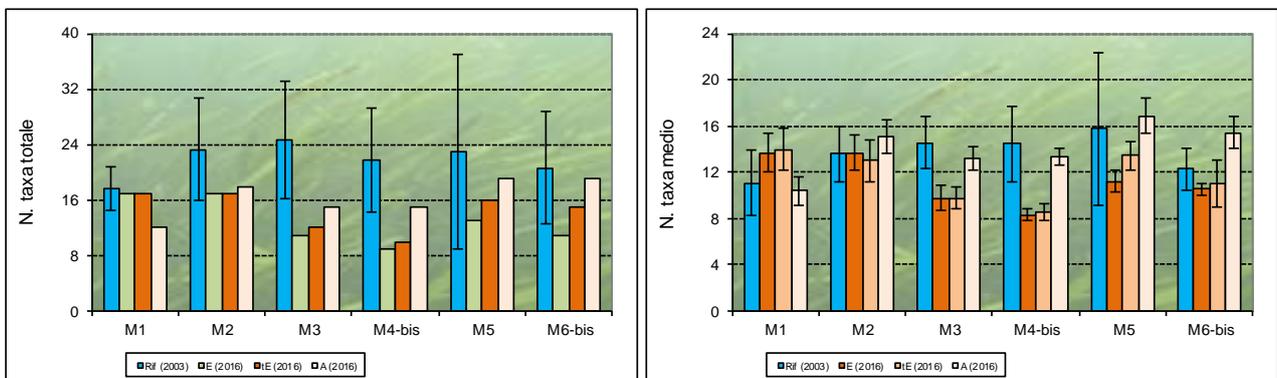


Figura 3.9. Rappresentazione grafica dei valori medi (e delle deviazioni standard) di alcuni indicatori strutturali (numero di taxa totale e medio) dello studio di riferimento del 2003, dell'estate (E), tarda estate (tE) ed autunno (A) 2016.

Per il **numero totale** e quello **medio di taxa** per ciuffo, calcolati in ogni singola stazione, talvolta sono stati registrati valori inferiori ai range di riferimento del 2003 (in particolare in M1 per *Zostera* e in M3, M4-bis e M6-bis per *Cymodocea*) come verificatosi anche durante i monitoraggi precedenti (tabella 3.4 e figura 3.9). Il **ricoprimento percentuale** degli epifiti, invece, è rientrato nei range guida o ne è risultato superiore, nel caso di *Zostera* in M1 in tutte le campagne e di M4-bis in estate; per la **biomassa** di tali organismi talvolta sono stati rilevati valori inferiori a quelli del 2003 (in estate in M2) o ad essi superiori (in tarda estate in M1) (tabella 3.4).

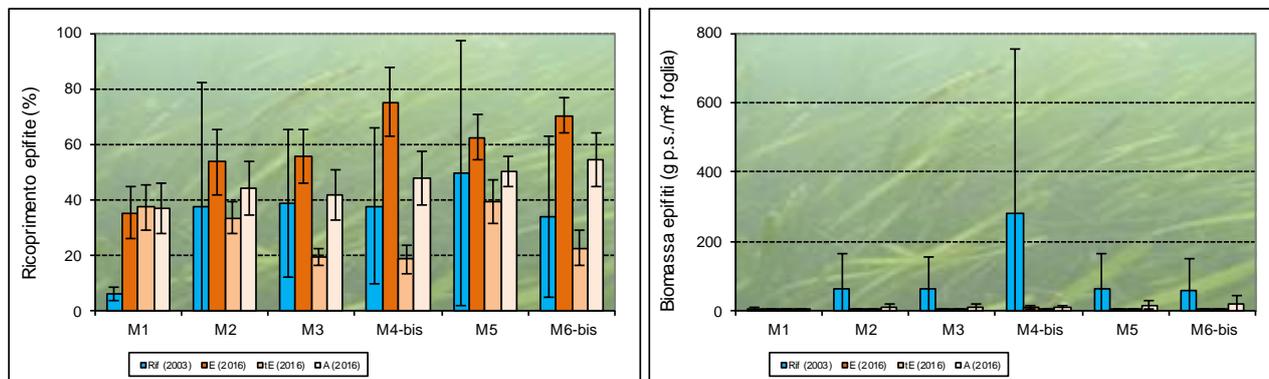


Figura 3.10. Rappresentazione grafica dei valori medi (e delle deviazioni standard) di alcuni indicatori strutturali (ricoprimento % e biomassa g.p.s.) dello studio di riferimento del 2003, dell'estate (E), tarda estate (tE) ed autunno (A) 2016.

L'**indice di Diversità di Shannon** per la stazione M1 a *Zostera marina* (dati normalizzati ID=1,79) e per quelle a *Cymodocea nodosa* (dati normalizzati ID=1,78) è risultato in calo rispetto allo Studio B.6.78/I, ricalcolato per tre stagioni (dati normalizzati ID=2,31 per *Zostera* e ID=2,32 per *Cymodocea*), ma il test non parametrico (Mann-Whitney U test), eseguito tra il set di dati del presente studio e quello di riferimento, ha rilevato differenze statisticamente significative ($P < 0,05$) solo tra gli indici di diversità delle stazioni a *Cymodocea nodosa*.

Nel 2003, le specie più importanti della comunità epifita nella prateria a *Zostera marina* (M1) erano le diatomee coloniali, le alghe rosse *Audouinella* spp. e *Ceramium* spp., l'alga bruna *Myrionema* sp. e, per quanto riguarda lo zoobenthos, i crostacei anfipodi tubicoli, l'antozoo *Actiniaria* indet. e il tunicato *Botryllus schlosseri*. Nel monitoraggio attuale, invece, le specie più rappresentative sono le diatomee coloniali (meno abbondanti rispetto al 2003), le alghe rosse incrostanti dei generi *Hydrolithon* e *Pneophyllum*, l'alga rossa *Chondria capillaris* e le alghe verdi del genere *Cladophora* (tutte più abbondanti nel 2016) e, per lo zoobenthos, il briozoo *Tendra zostericola* (non rinvenuto nel 2003) e i crostacei anfipodi tubicoli (più abbondanti nel monitoraggio 2015).

Dal momento che il Mann-Whitney U test ha evidenziato una differenza statisticamente significativa tra gli indici di diversità dei due monitoraggi ($P < 0,05$) per quanto riguarda le stazioni a *Cymodocea nodosa*, ai dati di queste ultime è stata applicata l'analisi ANOSIM.

Quest'ultima ha evidenziato differenze statisticamente significative moderate ($P < 0,001$) tra il presente studio e quello di riferimento B.6.78/I, tenuto conto dei valori di Global R (0,631 dati di ricoprimento senza trasformazione; 0,738 dati di ricoprimento trasformati con radice quadrata; 0,725 dati di presenza-assenza) e delle zero permutazioni statisticamente maggiori o uguali a Global R. Parte di queste differenze sono riconducibili non solo a una riduzione complessiva del numero di taxa, ma anche a variazioni di abbondanza (complessivamente aumenta il ricoprimento percentuale delle macroalghe da 23,0% a 37,1% e cala quello dello zoobenthos, da 8,4% a 5,2%, e quello delle diatomee bentoniche, da 22,6% a 2,8%; si veda tabella 3.11).

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

I siti di campionamento sono stati poi aggregati tra loro in base ai diversi gradi di similarità, mediante l'impiego della metodica di analisi multivariata MultiDimensional Scaling (MDS); quest'ultima si basa sull'elaborazione di matrici di similarità che considerano sia i taxa rilevati, sia le relative abbondanze (Clarke e Warwick, 1994; 2001). L'analisi riportata nei grafici delle figure 3.11-3.13, eseguita sui medesimi dati con tre diversi approcci statistici, pone in risalto una differenziazione tra lo studio del 2003 e quello del 2016 che è riconducibile principalmente alla diversa abbondanza di taluni taxa, più che alla loro presenza o assenza. Per individuare questi taxa, si è proceduto con un'analisi della similarità percentuale (SIMPER) data dalla composizione in taxa dei due monitoraggi (2003 e 2016).

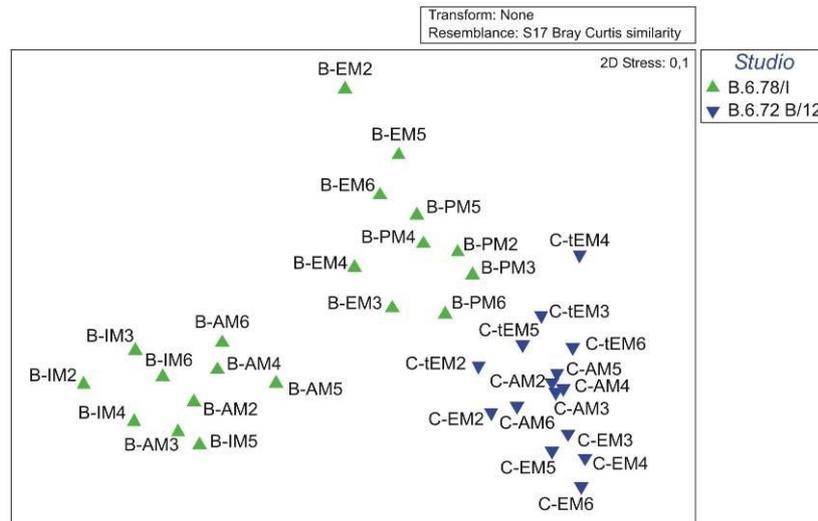


Figura 3.11. MultiDimensional Scaling (MDS) dell'ordinamento in base alla similarità della comunità epifitica nelle stazioni a *Cymodocea nodosa* (dati di ricoprimento senza trasformazione). (B=B.6.78/I; C=B.6.72 B/11; I=inverno; P=primavera; E=estate; tE=tarda-estate; A=autunno).

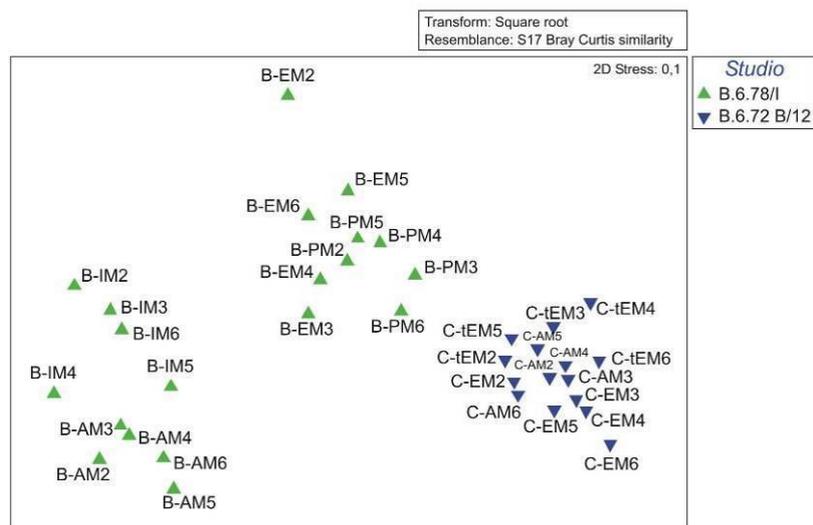


Figura 3.12. MultiDimensional Scaling (MDS) dell'ordinamento in base alla similarità della comunità epifitica nelle stazioni a *Cymodocea nodosa* (dati di ricoprimento trasformati con radice quadrata). (B=B.6.78/I; C=B.6.72 B/11; I=inverno; P=primavera; E=estate; tE=tarda-estate; A=autunno).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

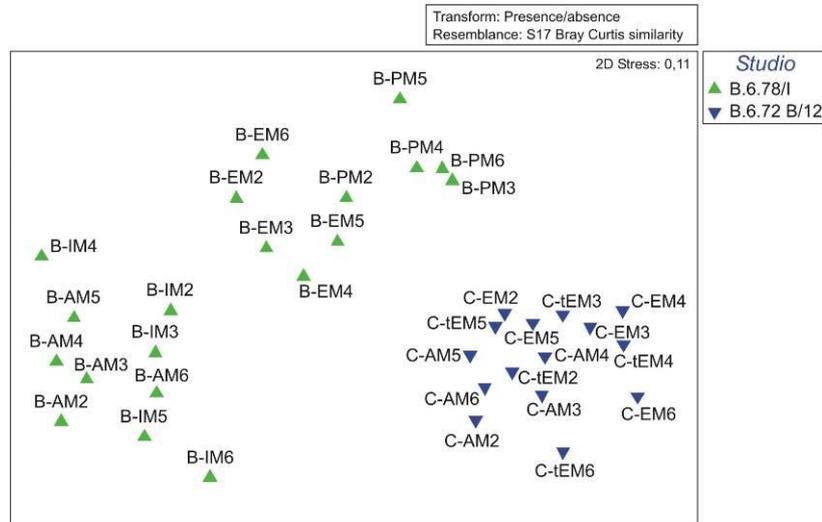


Figura 3.13. MultiDimensional Scaling (MDS) dell'ordinamento in base alla similarità della comunità epifitica nelle stazioni a *Cymodocea nodosa* (presenza-assenza). (B=B.6.78/I; C=B.6.72 B/11; I=inverno; P=primavera; E=estate; tE=tarda-estate; A=autunno).

Per le praterie a *Cymodocea nodosa*, nel 2003 le specie più importanti sono risultate le diatomee coloniali, le alghe rosse dei generi *Hydrolithon*, *Audouinella* e *Ceramium*, le alghe brune del genere *Myrionema* e, per quanto riguarda lo zoobenthos, i crostacei anfipodi tubicoli e l'antozoo *Actiniaria* indet., organismi che, nel complesso, spiegano gran parte della similarità esistente fra le comunità epifite delle lamine di *Cymodocea nodosa*. Nel monitoraggio attuale, invece, le specie più rappresentative sono le diatomee coloniali (meno abbondanti rispetto al 2003), le alghe rosse incrostanti dei generi *Hydrolithon* e *Pneophyllum*, le alghe verdi del genere *Cladophora* e, per lo zoobenthos, i crostacei anfipodi tubicoli (tutti taxa maggiormente presenti nel 2016).

3.1.4 Le stazioni della bocca di porto di Chioggia

Nel corso delle tre campagne di monitoraggio, le praterie a *Cymodocea nodosa*, dove sono localizzate 5 stazioni (C2-bis, C3-bis, C4, C5 e C6) e quella a *Zostera marina* (C1-bis), hanno presentato **coperture** prossime al 100%; questi valori sono in linea con quanto registrato nello studio di riferimento del 2003 e nei precedenti monitoraggi (tabella 3.7). Durante le fasi di campionamento *Zostera marina* è stata rilevata, con densità limitate (3 ciuffi/m²) anche presso la stazione C4 mentre non è mai stata segnalata la presenza di *Zostera noltei*.

Nella stazione C1 che, dalla campagna autunnale B.6.72 B/5 (novembre 2009), è stata sostituita dalla C1-bis in seguito ad un sensibile diradamento localizzato dei ciuffi fogliari, i sopralluoghi hanno confermato la presenza di una prateria a *Zostera marina* nuovamente in buono stato, con una copertura prossima al 100%. Durante i campionamenti, nelle vicinanze delle stazioni C1 e C1-bis non sono mai state segnalate reti da pesca, spesso presenti in passato, e rinvenute, invece, in prossimità della stazione C3-bis.

La **densità media dei ciuffi fogliari** di *Cymodocea nodosa* è rientrata negli intervalli di riferimento o è risultata superiore ad essi (in estate in C2-bis e C5 e in autunno in C6); per *Zostera marina* nel sito C1-bis, la densità è rientrata sempre nei limiti attesi del 2003 (tabella 3.7 e figura 3.14).

Per *Cymodocea nodosa* la **lunghezza media dei ciuffi fogliari** e quella della **ligula** hanno presentato valori talvolta superiori ai range di riferimento (per entrambe i parametri, in estate, C2-bis, C3-bis, C5 e C6 e in tarda estate in C3-bis, solo per la lunghezza fogliare, in C6, in estate e solo per la

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

lunghezza della ligula, in C5 in tarda estate); per *Zostera marina*, entrambi i parametri, in estate, sono risultati superiori ai valori attesi (tabella 3.7 e figura 3.14).

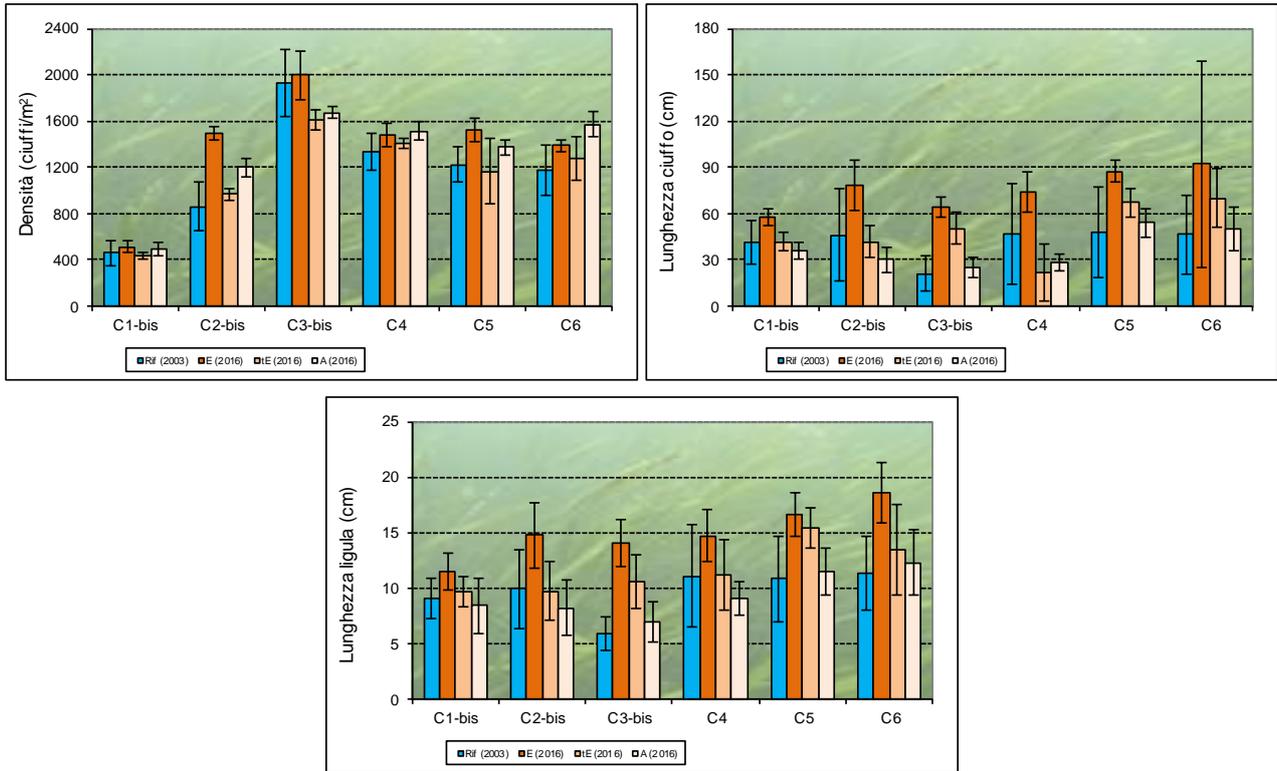


Figura 3.14. Rappresentazione grafica dei valori medi (e delle deviazioni standard) di alcuni indicatori strutturali (densità ciuffi/m², lunghezza ciuffo e ligula in cm) dello studio di rif. del 2003, dell'estate (E), tarda estate (tE) ed autunno (A) 2016.

Il **numero medio di foglie per ciuffo** e l'**indice di area fogliare** (*Leaf Area Index* o LAI) per le praterie a *Cymodocea nodosa* e quella a *Zostera marina* sono rientrati quasi sempre negli intervalli guida attesi; le poche eccezioni sono portate dal numero di foglie per ciuffo, risultato sotto il range atteso in estate e tarda estate per *Zostera*, e dal LAI, superiore ai valori attesi in estate in C2-bis (tabella 3.7 e figura 3.15).

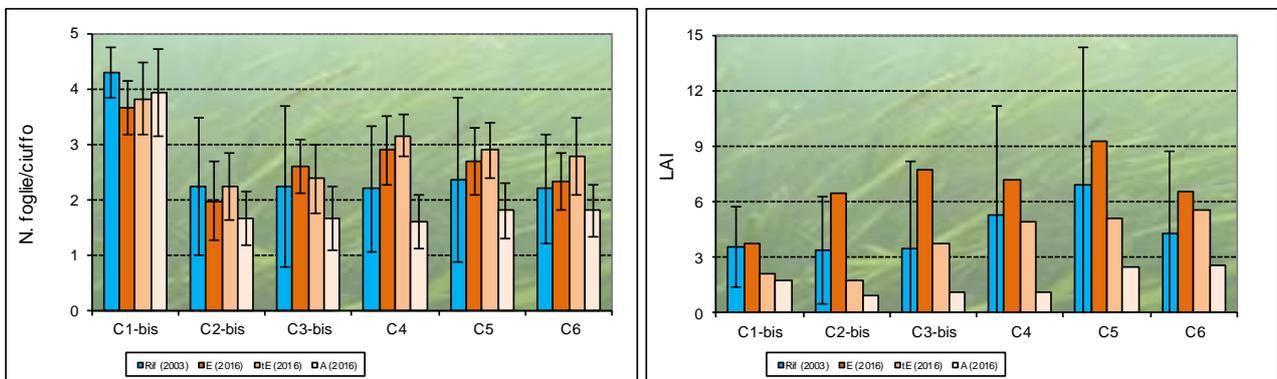


Figura 3.15. Rappresentazione grafica dei valori medi (e delle deviazioni standard) di alcuni indicatori strutturali (numero foglie/ciuffo e LAI) dello studio di riferimento del 2003, dell'estate (E), tarda estate (tE) ed autunno (A) 2016.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Tabella 3.7. Stazioni Malamocco 1-2-3-4-5-6bis: risultati delle misure di campo e delle determinazioni di laboratorio relative allo Studio B.6.72 B/12 (anno 2016-17, tre campagne stagionali).

| | B.6.78 | C1-bis | C1-bis | C1-bis | B.6.78 | C2-bis | C2-bis | C2-bis |
|--|--------------|--------|--------------|---------|--------------|--------|--------------|---------|
| | (intervallo) | Estate | Tarda Estate | Autunno | (intervallo) | Estate | Tarda Estate | Autunno |
| Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 732-1107 | 1494 | 967 | 1200 |
| Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²) | 344-546 | 515 | 437 | 490 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità <i>Z. noltei</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità ciuffi fertili-semi/m ² ⁽¹⁾ | 0-19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 |
| Copertura prateria (%) | 80-90 | 100 | 100 | 100 | 60-100 | 100 | 100 | 100 |
| Lunghezza ciuffi (cm) | 30,3-57,5 | 57,8 | 41,9 | 35,7 | 17,7-77,0 | 78,6 | 41,7 | 30,0 |
| Lunghezza ligula (cm) | 7,7-11,2 | 11,4 | 9,7 | 8,4 | 6,8-13,8 | 14,8 | 9,7 | 8,2 |
| N. foglie/ciuffo | 3,9-4,8 | 3,6 | 3,8 | 3,9 | 1,2-3,6 | 2,0 | 2,2 | 1,7 |
| LAI (Leaf Area Index) | 1,4-5,8 | 3,8 | 2,1 | 1,8 | 0,4-6,2 | 6,5 | 1,8 | 0,9 |
| % parte viva ciuffo | 97,9-98,8 | 99,5 | 99,3 | 99,9 | 97,5-100 | 99,9 | 99,5 | 99,8 |
| Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie | no | no | no | no | no | no | no | no |
| Rilevante presenza di rizomi morti | no | no | no | no | no | no | no | no |
| N. taxa totale complessivo | 12-23 | 17 | 16 | 6 | 19-38 | 16 | 15 | 12 |
| N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾ | 6,7-12,5 | 15,1 | 13,7 | 5,3 | 15,3-17,2 | 12,7 | 11,2 | 10,3 |
| Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare ⁽²⁻³⁾ | 0,027-0,456 | 0,317 | 0,349 | 0,121 | 0,106-0,279 | 0,530 | 0,191 | 0,278 |
| % ricoprimento ⁽²⁻³⁾ | 2,7-45,6 | 31,7 | 34,9 | 12,1 | 10,6-27,9 | 53,0 | 19,1 | 27,8 |
| Biomassa epifite (g p.s./m ² lamina fogliare) ⁽³⁻⁴⁾ | 2,1-29,6 | 1,5 | 7,5 | 3,3 | 2,7-69,5 | 2,5 | 13,8 | 11,9 |

| | B.6.78 | C3-bis | C3-bis | C3-bis | B.6.78 | C4 | C4 | C4 |
|--|--------------|--------|--------------|---------|--------------|--------|--------------|---------|
| | (intervallo) | Estate | Tarda Estate | Autunno | (intervallo) | Estate | Tarda Estate | Autunno |
| Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²) | 1609-2155 | 1996 | 1609 | 1674 | 1206-1519 | 1479 | 1407 | 1516 |
| Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| Densità <i>Z. noltei</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità ciuffi fertili-semi/m ² ⁽¹⁾ | 0-28 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 0 |
| Copertura prateria (%) | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Lunghezza ciuffi (cm) | 11,4-33,6 | 64,5 | 50,4 | 24,9 | 16,8-81,6 | 73,6 | 22,1 | 28,4 |
| Lunghezza ligula (cm) | 4,4-7,4 | 14,0 | 10,6 | 7,0 | 6,9-16,0 | 14,7 | 11,1 | 9,1 |
| N. foglie/ciuffo | 1,2-3,9 | 2,6 | 2,4 | 1,7 | 1,5-3,5 | 2,9 | 3,2 | 1,6 |
| LAI (Leaf Area Index) | 0,5-8,9 | 7,7 | 3,7 | 1,1 | 0,7-11,9 | 7,2 | 4,9 | 1,1 |
| % parte viva ciuffo | 92,0-99,0 | 99,8 | 99,6 | 99,9 | 97,3-99,9 | 99,8 | 99,6 | 99,9 |
| Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie | no | no | no | no | no | no | no | no |
| Rilevante presenza di rizomi morti | no | no | no | no | no | no | no | no |
| N. taxa totale complessivo | 12-28 | 15 | 11 | 16 | 16-39 | 16 | 17 | 16 |
| N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾ | 7,8-14,5 | 12,6 | 10,0 | 13,2 | 13,0-20,4 | 14,2 | 13,1 | 13,2 |
| Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare ⁽²⁻³⁾ | 0,111-0,304 | 0,323 | 0,196 | 0,619 | 0,134-0,314 | 0,631 | 0,376 | 0,294 |
| % ricoprimento ⁽²⁻³⁾ | 11,1-30,4 | 32,3 | 19,6 | 61,9 | 13,4-31,4 | 63,1 | 37,6 | 29,4 |
| Biomassa epifite (g p.s./m ² lamina fogliare) ⁽³⁻⁴⁾ | 0,7-91,5 | 2,2 | 10,4 | 13,5 | 2,7-197,8 | 3,3 | 6,8 | 8,9 |

| | B.6.78 | C5 | C5 | C5 | B.6.78 | C6 | C6 | C6 |
|--|--------------|--------|--------------|---------|--------------|--------|--------------|---------|
| | (intervallo) | Estate | Tarda Estate | Autunno | (intervallo) | Estate | Tarda Estate | Autunno |
| Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²) | 1085-1383 | 1522 | 1166 | 1376 | 1045-1423 | 1386 | 1277 | 1569 |
| Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità <i>Z. noltei</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità ciuffi fertili-semi/m ² ⁽¹⁾ | 0 | 0 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Copertura prateria (%) | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Lunghezza ciuffi (cm) | 16,9-75,8 | 87,4 | 67,2 | 54,0 | 19,2-68,8 | 92,0 | 69,7 | 49,7 |
| Lunghezza ligula (cm) | 8,2-15,3 | 16,6 | 15,4 | 11,4 | 8,1-14,8 | 18,5 | 13,5 | 12,3 |
| N. foglie/ciuffo | 1,1-4,0 | 2,7 | 2,9 | 1,8 | 1,4-3,3 | 2,3 | 2,8 | 1,8 |
| LAI (Leaf Area Index) | 0,6-15,1 | 9,3 | 5,1 | 2,5 | 0,3-9,1 | 6,5 | 5,6 | 2,6 |
| % parte viva ciuffo | 95,2-99,9 | 99,9 | 99,7 | 99,9 | 99,1-100 | 99,9 | 99,4 | 99,9 |
| Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie | no | no | no | no | no | no | no | no |
| Rilevante presenza di rizomi morti | no | no | no | no | no | no | no | no |
| N. taxa totale complessivo | 20-39 | 15 | 16 | 20 | 19-44 | 14 | 14 | 15 |
| N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾ | 13,5-17,8 | 14,3 | 13,4 | 15,6 | 13,3-19,8 | 13,6 | 12,7 | 13,3 |
| Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare ⁽²⁻³⁾ | 0,049-0,515 | 0,478 | 0,272 | 0,424 | 0,136-0,498 | 0,586 | 0,260 | 0,518 |
| % ricoprimento ⁽²⁻³⁾ | 4,9-51,5 | 47,8 | 27,2 | 42,4 | 13,6-49,8 | 58,6 | 26,0 | 51,8 |
| Biomassa epifite (g p.s./m ² lamina fogliare) ⁽³⁻⁴⁾ | 3,2-183,9 | 2,1 | 3,6 | 6,4 | 5,4-225,6 | 2,1 | 10,8 | 8,5 |

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Tabella 3.8. Range dei valori dei parametri strutturali rilevati nella bocca di Chioggia durante le campagne primaverile, estiva ed autunnale dello Studio B.6.72 B/12 (anno 2016-17).

| | C1-bis | | C2-bis | | C3-bis | |
|--|--------|-------|--------|-------|--------|-------|
| | MIN | MAX | MIN | MAX | MIN | MAX |
| Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 967 | 1494 | 1609 | 1996 |
| Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²) | 437 | 515 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità <i>Z. noltei</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità ciuffi fertili-semi/m ² ⁽¹⁾ | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 | 19 |
| Copertura prateria (%) | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Lunghezza ciuffi (cm) | 35,7 | 57,8 | 30,0 | 78,6 | 24,9 | 64,5 |
| Lunghezza ligula (cm) | 8,4 | 11,4 | 8,2 | 14,8 | 7,0 | 14,0 |
| N. foglie/ciuffo | 3,6 | 3,9 | 1,7 | 2,2 | 1,7 | 2,6 |
| LAI (Leaf Area Index) | 1,8 | 3,8 | 0,9 | 6,5 | 1,1 | 7,7 |
| % parte viva ciuffo | 99,3 | 99,9 | 99,5 | 99,9 | 99,6 | 99,9 |
| Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie | no | no | no | no | no | no |
| Rilevante presenza di rizomi morti | no | no | no | no | no | no |
| N. taxa totale complessivo | 6 | 17 | 12 | 16 | 11 | 16 |
| N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾ | 5,3 | 15,1 | 10,3 | 12,7 | 10,0 | 13,2 |
| Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare ⁽²⁻³⁾ | 0,121 | 0,349 | 0,191 | 0,530 | 0,196 | 0,619 |
| % ricoprimento ⁽²⁻³⁾ | 12,1 | 34,9 | 19,1 | 53,0 | 19,6 | 61,9 |
| Biomassa epifite (g p.s./m ² lamina fogliare) ⁽³⁻⁴⁾ | 1,5 | 7,5 | 2,5 | 13,8 | 2,2 | 13,5 |

| | C4 | | C5 | | C6 | |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | MIN | MAX | MIN | MAX | MIN | MAX |
| Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²) | 1407 | 1516 | 1166 | 1522 | 1277 | 1569 |
| Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità <i>Z. noltei</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità ciuffi fertili-semi/m ² ⁽¹⁾ | 0 | 16 | 0 | 12 | 0 | 0 |
| Copertura prateria (%) | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Lunghezza ciuffi (cm) | 22,1 | 73,6 | 54,0 | 87,4 | 49,7 | 92,0 |
| Lunghezza ligula (cm) | 9,1 | 14,7 | 11,4 | 16,6 | 12,3 | 18,5 |
| N. foglie/ciuffo | 1,6 | 3,2 | 1,8 | 2,9 | 1,8 | 2,8 |
| LAI (Leaf Area Index) | 1,1 | 7,2 | 2,5 | 9,3 | 2,6 | 6,5 |
| % parte viva ciuffo | 99,6 | 99,9 | 99,7 | 99,9 | 99,4 | 99,9 |
| Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie | no | no | no | no | no | no |
| Rilevante presenza di rizomi morti | no | no | no | no | no | no |
| N. taxa totale complessivo | 16 | 17 | 15 | 20 | 14 | 15 |
| N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾ | 13,1 | 14,2 | 13,4 | 15,6 | 12,7 | 13,6 |
| Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare ⁽²⁻³⁾ | 0,294 | 0,631 | 0,272 | 0,478 | 0,260 | 0,586 |
| % ricoprimento ⁽²⁻³⁾ | 29,4 | 63,1 | 27,2 | 47,8 | 26,0 | 58,6 |
| Biomassa epifite (g p.s./m ² lamina fogliare) ⁽³⁻⁴⁾ | 3,3 | 8,9 | 2,1 | 6,4 | 2,1 | 10,8 |

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Tabella 3.9. Range dei valori dei parametri strutturali rilevati nella bocca di Chioggia durante le campagne primaverile, estiva ed autunnale dello Studio B.6.78/I (anno 2003).

| | C1 | C2 | C3 | C4 | C5 | C6 |
|--|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 732-1107 | 1609-2155 | 1206-1519 | 1085-1383 | 1045-1423 |
| Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²) | 344-546 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità <i>Z. noltei</i> (ciuffi/m ²) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Densità ciuffi fertili-semi/m ² (1) | 0-19 | 0 | 0-28 | 0 | 0 | 0 |
| Copertura prateria (%) | 80-90 | 60-100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Lunghezza ciuffi (cm) | 30,3-57,5 | 17,7-77,0 | 11,4-33,6 | 16,8-81,6 | 16,9-75,8 | 19,2-68,8 |
| Lunghezza ligula (cm) | 7,7-11,2 | 6,8-13,8 | 4,4-7,4 | 6,9-16,0 | 8,2-15,3 | 8,1-14,8 |
| N. foglie/ciuffo | 3,9-4,8 | 1,2-3,6 | 1,2-3,9 | 1,5-3,5 | 1,1-4,0 | 1,4-3,3 |
| LAI (Leaf Area Index) | 1,4-5,8 | 0,4-6,2 | 0,5-8,9 | 0,7-11,9 | 0,6-15,1 | 0,3-9,1 |
| % parte viva ciuffo | 97,9-98,8 | 97,5-100 | 92,0-99,0 | 97,3-99,9 | 95,2-99,9 | 99,1-100 |
| Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie | no | no | no | no | no | no |
| Rilevante presenza di rizomi morti | no | no | no | no | no | no |
| N. taxa totale complessivo | 12-23 | 19-38 | 12-28 | 16-39 | 20-39 | 19-44 |
| N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾ | 6,7-12,5 | 15,3-17,2 | 7,8-14,5 | 13,0-20,4 | 13,5-17,8 | 13,3-19,8 |
| Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare ⁽²⁻³⁾ | 0,027-0,456 | 0,106-0,279 | 0,111-0,304 | 0,134-0,314 | 0,049-0,515 | 0,136-0,498 |
| % ricoprimento ⁽²⁻³⁾ | 2,7-45,6 | 10,6-27,9 | 11,1-30,4 | 13,4-31,4 | 4,9-51,5 | 13,6-49,8 |
| Biomassa epifite (g p.s./m ² lamina fogliare) ⁽³⁻⁴⁾ | 2,1-29,6 | 2,7-69,5 | 0,7-91,5 | 2,7-197,8 | 3,2-183,9 | 5,4-225,6 |

In merito allo stato generale delle praterie, anche a Chioggia per la parte ipogea delle piante non sono mai stati rilevati fenomeni anossici o un'eccessiva presenza di rizomi morti; per la parte epigea, invece, la porzione viva della foglia (verde) è risultata sempre nettamente prevalente rispetto a quella morta (scura). Il rinvenimento di **semi** di *Cymodocea* nel sedimento, inoltre, conferma come nelle praterie si siano svolti regolarmente anche i processi riproduttivi (tabella 3.7).

L'elenco floristico-faunistico complessivo degli epifiti delle lamine fogliari delle 5 stazioni a *Cymodocea nodosa* è composto di 24 taxa di cui 18 macroalghe e 6 zoobentonti; questi valori sono ridotti a meno di un terzo rispetto a quelli dello studio di riferimento, dove sono stati determinati 75 taxa, ripartiti in 61 macroalghe e 14 zoobentonti. Anche per *Zostera marina* l'elenco floristico-faunistico complessivo degli organismi, costituito da 17 taxa di cui 11 macroalghe e 6 zoobentonti, ha subito un decremento rispetto a quello rilevato nel 2003, quando erano presenti 36 taxa ripartiti in 31 macroalghe e 5 zoobentonti (figure 3.16a e 3.16b).

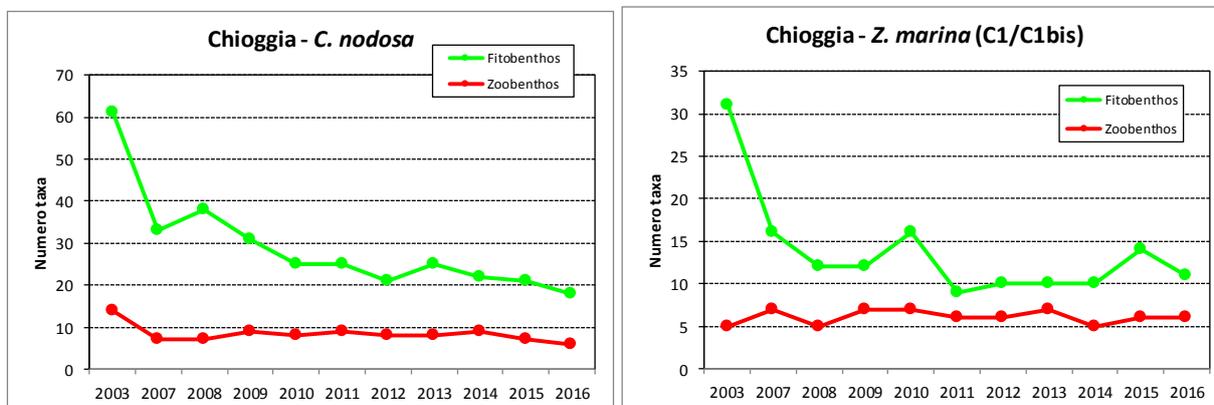


Figura 3.16a. Numero totale di taxa (elenco floristico-faunistico) per le 5 stazioni della bocca di porto di Chioggia a *Cymodocea nodosa* e per quella a *Zostera marina*, tra lo Studio B.6.78/I del 2003 e quello attuale B.6.72 B/12 (2016).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Come rilevato per le stazioni di Lido e Malamocco, il calo nel numero totale di taxa di fitobenthos e zoobenthos delle stazioni a *Cymodocea* sembra meno marcato da un anno all'altro, negli ultimi monitoraggi; a Chioggia, anche la stazione a *Zostera marina* (C1-bis) presenta variazioni minime nel numero di taxa, soprattutto a partire dal 2011 (figure 3.16a e 3.16b).

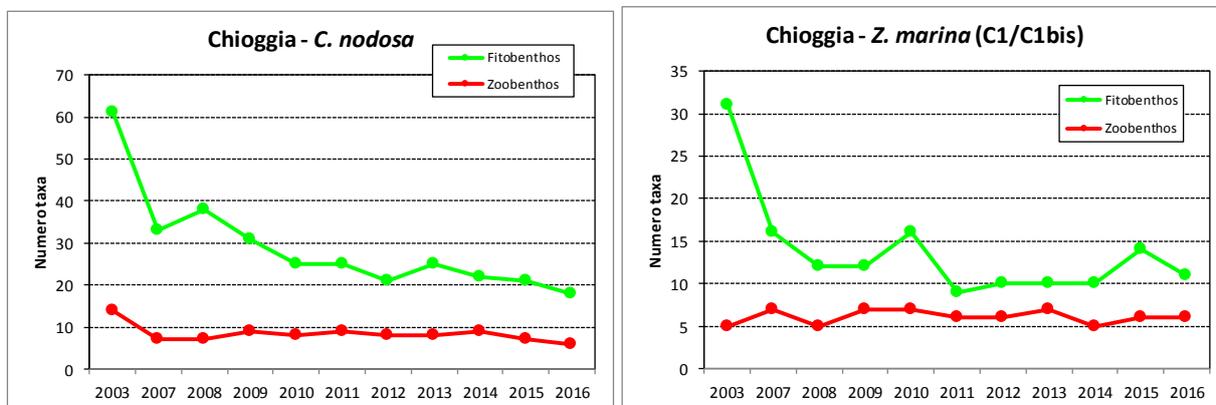


Figura 3.16a. Numero totale di taxa (elenco floristico-faunistico) per le 5 stazioni della bocca di porto di Chioggia a *Cymodocea nodosa* e per quella a *Zostera marina*, tra lo Studio B.6.78/I del 2003 e quello attuale B.6.72 B/12 (2016).



Figura 3.16b. Numero totale di taxa (elenco floristico-faunistico) per le 5 stazioni a *Cymodocea nodosa* della bocca di porto di Chioggia, tra lo Studio B.6.78/I del 2003 e quello attuale B.6.72 B/12 (2016).

ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

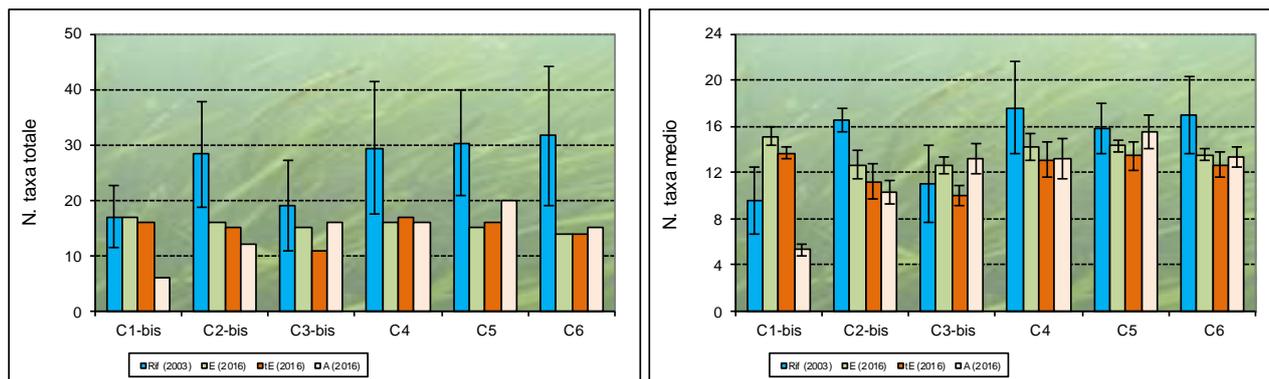


Figura 3.17. Rappresentazione grafica dei valori medi (e delle deviazioni standard) di alcuni indicatori strutturali (n. di taxa totale e medio) dello studio di riferimento del 2003, dell'estate (E), tarda estate (tE) ed autunno (A) 2016.

Il **numero totale di specie** e quello **medio** per *Cymodocea* (in particolare nelle stazioni C2-bis, C5 e C6) e per *Zostera* sono risultati spesso inferiori ai range di riferimento del 2003, come verificatosi spesso nei passati anni di monitoraggio (tabella 3.7 e figura 3.17).

Il **ricoprimento percentuale** degli epifiti fogliari per *Cymodocea* e *Zostera* è ricaduto quasi sempre negli intervalli di riferimento o è risultato superiore ad essi (in estate in C2-bis, C3-bis, C4 e C6, in tarda estate in C4 e in autunno in C3-bis e C6) (tabella 3.7). Per la **biomassa** degli epifiti, invece, i valori sono ricaduti spesso in estate al di sotto dei limiti guida (in C1-bis per *Z. marina* e in C2-bis, C5 e C6 per *C. nodosa*) (tabella 3.7).

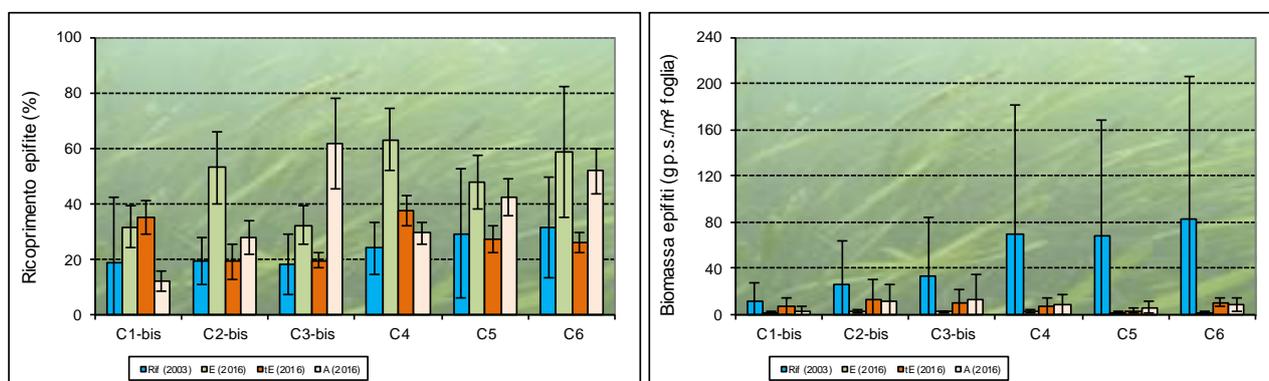


Figura 3.18. Rappresentazione grafica dei valori medi (e delle deviazioni standard) di alcuni indicatori strutturali (ricoprimento % e biomassa g.p.s.) dello studio di riferimento del 2003, dell'estate (E), tarda estate (tE) ed autunno (A) 2016.

L'**indice di Diversità di Shannon** nella stazione a *Zostera marina* (dati normalizzati ID=1,75) e in quelle a *Cymodocea nodosa* (dati normalizzati ID=2,01) è risultato in calo rispetto a quello calcolato per lo studio di riferimento B.6.78/I (dati normalizzati ID=1,88 per *Zostera* e 2,47 per *Cymodocea*). Il test non parametrico (Mann-Whitney U test), eseguito tra i dati del presente studio e quelli dello studio del 2003, come per le stazioni di Malamocco ha comunque rilevato una differenza statisticamente significativa ($P < 0,05$) solo tra gli indici di diversità per le stazioni a *Cymodocea nodosa*.

Per la prateria a *Zostera marina* della stazione C1, nel 2003 le specie più importanti erano le diatomee coloniali, le alghe rosse *Pneophyllum fragile* e *Ceramium diaphanum*, le alghe brune del genere *Myrionema* e, per quanto riguarda lo zoobenthos, l'antozoo Actiniaria indet. e i crostacei anfipodi tubicoli. Nel monitoraggio 2016, per la stazione C1-bis (che ha sostituito la C1), i taxa più

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

significativi sono le diatomee coloniali, le alghe brune del genere *Myrionema* (entrambi meno abbondanti rispetto al 2003), le alghe rosse incrostanti dei generi *Hydrolithon* e *Pneophyllum*, le alghe rosse del genere *Ceramium* e *Chondria capillaris* e le alghe verdi del genere *Cladophora* (con abbondanze più elevate rispetto al 2003) e, per quanto riguarda lo zoobenthos, i crostacei anfipodi tubicoli e l'antozoo *Anemonia viridis* (più abbondanti nel 2016).

Dal momento che il Mann-Whitney U test ha evidenziato una differenza statisticamente significativa tra gli indici di diversità dei due monitoraggi ($P < 0,05$) per quanto riguarda le stazioni a *Cymodocea nodosa*, ai dati di queste ultime è stata applicata l'analisi ANOSIM.

Le differenze statisticamente significative ($p < 0,001$) che si registrano tra il presente studio e quello di riferimento (B.6.78/I) sono da considerarsi nel complesso moderate sulla base del valore del Global R (0,589 dati di ricoprimento senza trasformazione; 0,715 dati di ricoprimento trasformati con radice quadrata; 0,775 dati di presenza-assenza) e delle zero permutazioni statisticamente maggiori o uguali a Global R. Anche a Chioggia, come per Lido e Malamocco, parte di queste differenze sono riconducibili oltre che a una riduzione complessiva del numero di taxa, anche a variazioni di abbondanza (complessivamente aumenta il ricoprimento percentuale delle macroalghe da 23,3% a 31,2% e cala quello dello zoobenthos, da 11,1% a 5,0%, e delle diatomee bentoniche, da 10,5% a 2,5%; si veda tabella 3.11).

Anche l'analisi multivariata Multi Dimensional Scaling (MDS) (figure 3.19-3.21), eseguita sui medesimi dati con t diversi approcci statistici, ha confermato la differenziazione tra lo studio di riferimento ed il monitoraggio attuale, da ricondurre soprattutto alla diversa abbondanza di alcune specie. Per individuare queste ultime, si è proceduto con un'analisi della similarità percentuale (SIMPER) data dalla composizione in taxa tra i dati dei due monitoraggi (2003 e 2015).

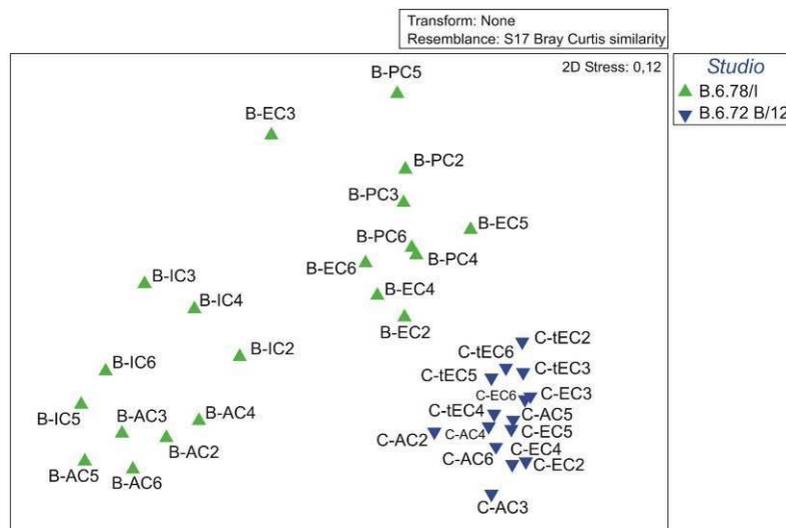


Figura 3.19. MultiDimensional Scaling (MDS) dell'ordinamento in base alla similarità della comunità epifitica nelle stazioni a *Cymodocea nodosa* (dati di ricoprimento senza trasformazione). (B=B.6.78/I; C=B.6.72 B/11; I=inverno; P=primavera; E=estate; tE=tarda-estate; A=autunno).

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

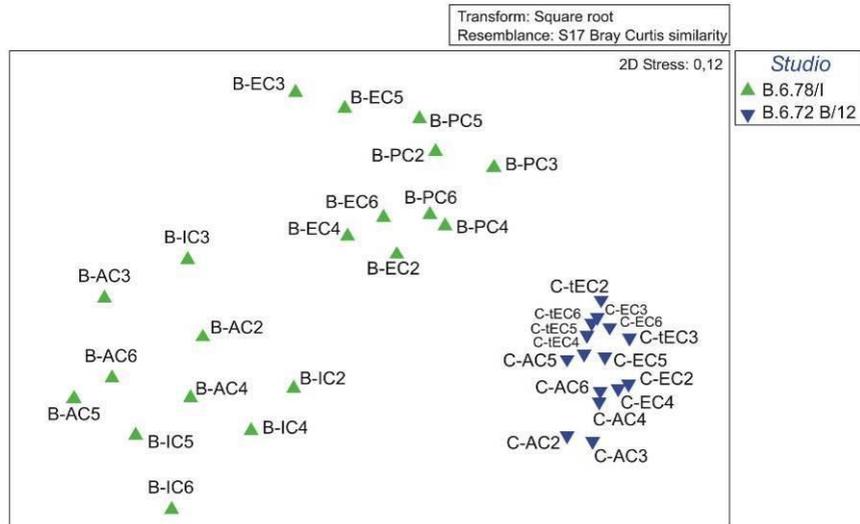


Figura 3.20. MultiDimensional Scaling (MDS) dell'ordinamento in base alla similarità della comunità epifitica nelle stazioni a *Cymodocea nodosa* (dati di ricoprimento trasformati con radice quadrata). (B=B.6.78/I; C=B.6.72 B/11; I=inverno; P=primavera; E=estate; tE=tarda-estate; A=autunno).

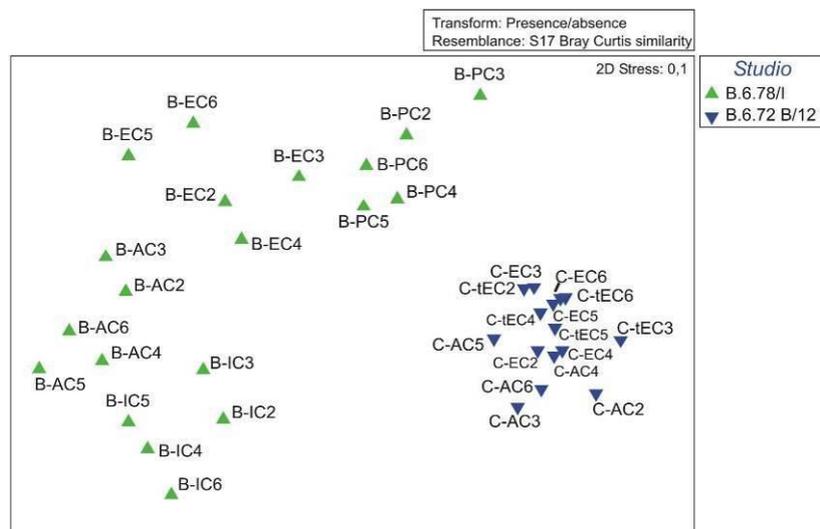


Figura 3.21. MultiDimensional Scaling (MDS) dell'ordinamento in base alla similarità della comunità epifitica nelle stazioni a *Cymodocea nodosa* (presenza-assenza). (B=B.6.78/I; C=B.6.72 B/11; I=inverno; P=primavera; E=estate; tE=tarda-estate; A=autunno).

Nello studio di riferimento del 2003 le specie più importanti erano le diatomee coloniali, le alghe rosse dei generi *Hydrolithon*, *Pneophyllum* e *Ceramium*, le alghe brune del genere *Myrionema* e, per quanto riguarda lo zoobenthos, i crostacei anfipodi tubicoli, l'antozoo *Actinaria* indet. e il tunicato coloniale *Botryllus schlosseri*, organismi che portano un elevato contributo alla percentuale di similarità esistente tra le comunità di epifiti delle cinque stazioni a *Cymodocea nodosa*. Nel monitoraggio attuale (2016) i taxa più significativi sono le diatomee coloniali (meno abbondanti rispetto al 2003), le alghe rosse incrostanti dei generi *Hydrolithon* e *Pneophyllum* e l'alga rossa *Chondria capillaris* e, per quanto riguarda lo zoobenthos, i crostacei anfipodi tubicoli e l'antozoo *Anemonia viridis* (tutti con abbondanze più elevate rispetto al 2003).

3.1.5 Analisi della frequenza di rinvenimento degli epifiti

Come accennato precedentemente e in linea con quanto registrato nei precedenti anni di monitoraggio, anche nel 2016 le differenze con lo studio del 2003 sembrano riconducibili principalmente alla diversa abbondanza di alcuni taxa, più che alla loro presenza o assenza. Questi fattori vanno tuttavia considerati dal momento che, tra il monitoraggio *ante operam* e i successivi, in ciascuna bocca di porto è stata comunque registrata la scomparsa e/o la comparsa di alcuni organismi. Le differenze rispetto al 2003 sono state analizzate considerando soltanto i taxa non rari (quelli caratterizzati da un unico rinvenimento nel corso delle indagini) utilizzando la metodica del Matrix Plot di PAST (Hammer *et al.*, 2001), applicata ai valori di frequenza degli organismi epifiti (figure 3.22-3.24). Tale analisi, in ciascuna bocca di porto, ha permesso di ottenere un quadro complessivo e sequenziale negli anni delle variazioni dei taxa, in termini di presenza/assenza e frequenza di rinvenimento.

I Matrix Plot di ogni bocca di porto (figure 3.22-3.24), pur presentando differenze a livello di lista e numero di taxa, si caratterizzano per la medesima rappresentazione complessiva che organizza ciascuna bocca in tre blocchi più o meno distinti:

- uno centrale nel plot, costituito da taxa che, pur variando di frequenza, sono più o meno sempre presenti in tutti i monitoraggi;
- uno nella parte più alta del plot, di cui fanno parte taxa che, rispetto alla fase *ante operam*, scompaiono già dal primo monitoraggio di controllo (B.6.72 B/1 per Lido e B.6.72 B/2 per Malamocco e Chioggia) o progressivamente in quelli successivi;
- uno nella parte più bassa del plot, composto da taxa assenti nel monitoraggio *ante operam* e che progressivamente sono divenuti parte integrante della comunità degli epifiti.

Alla bocca di Lido, contemporaneamente alla perdita di taxa che si registra negli anni a partire dal 2003, si è assistito al graduale rinvenimento di nuovi taxa mentre, alle bocche di porto di Malamocco e soprattutto a Chioggia, il calo del numero di taxa è stato solo in parte bilanciato numericamente dal ritrovamento di nuove specie.

Le dinamiche dell'epifitismo che si osservano nei Matrix Plot confermano come le variazioni verificatesi tra lo studio del 2003 e quello del 2016 (B.6.78 B/12), seppur moderate, sembrano essersi in parte attenuate, tanto da rendere più o meno costante il numero degli epifiti negli ultimi anni di monitoraggio.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

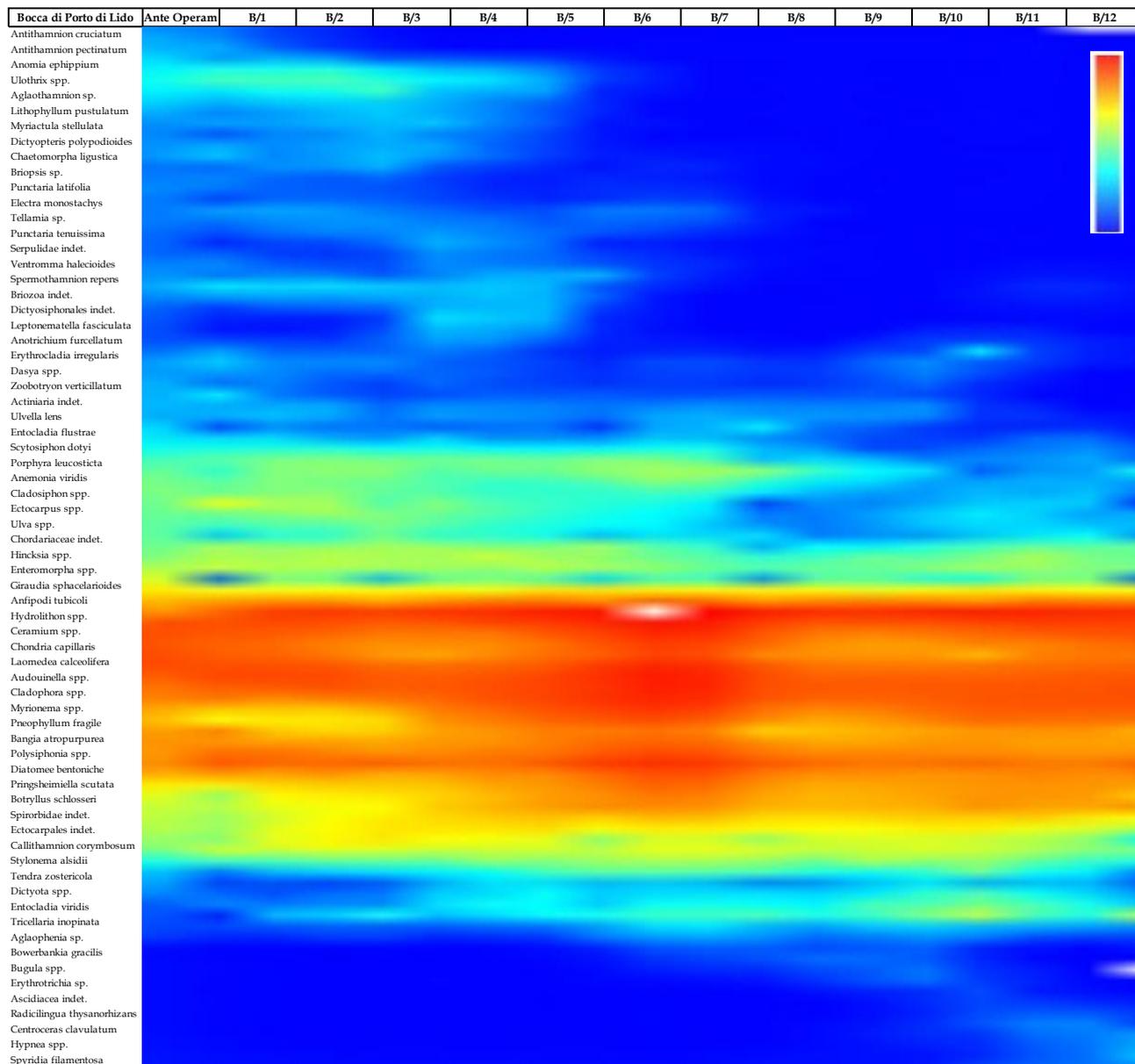


Figura 3.22. Bocca di porto di Lido: Matrix Plot dei valori di frequenza di rinvenimento dei taxa per i 12 anni di monitoraggio (*Ante operam* = Studio B.6.78/I; B/1-B/12 = Studi B.6.72 B/1-B/12, 2005-2016). Valori (log+1) trasformati (rosso = massima frequenza; blu = assenza di rilevamenti).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

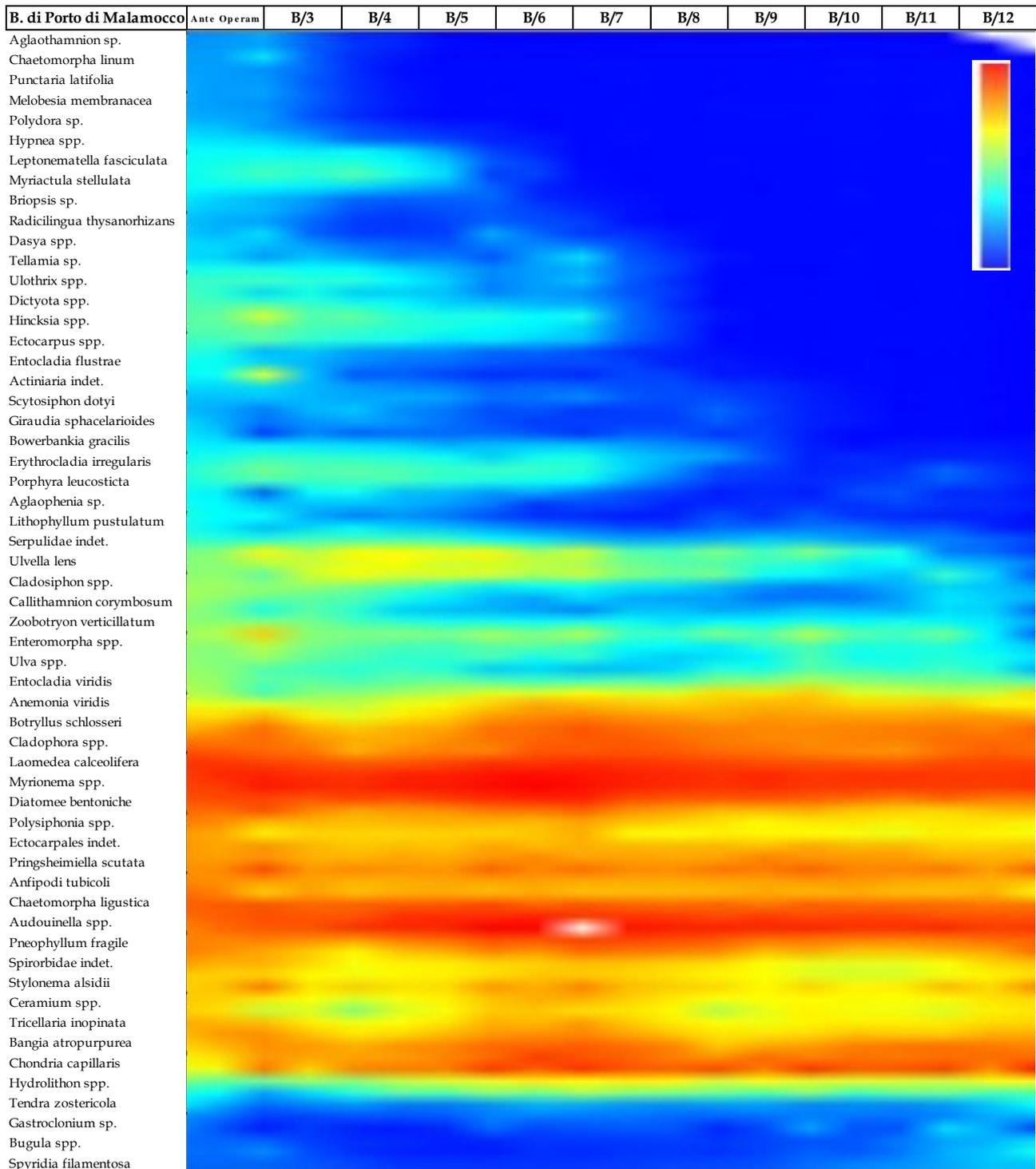


Figura 3.23. Bocca di porto di Malamocco: Matrix Plot dei valori di frequenza di rinvenimento dei taxa per i 10 anni di monitoraggio (*Ante operam* = Studio B.6.78/I; B/3-B/12 = Studi B.6.72 B/3-B/12, 2007-2016). Valori (log+1) trasformati (rosso = massima frequenza; blu = assenza di rilevamenti).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

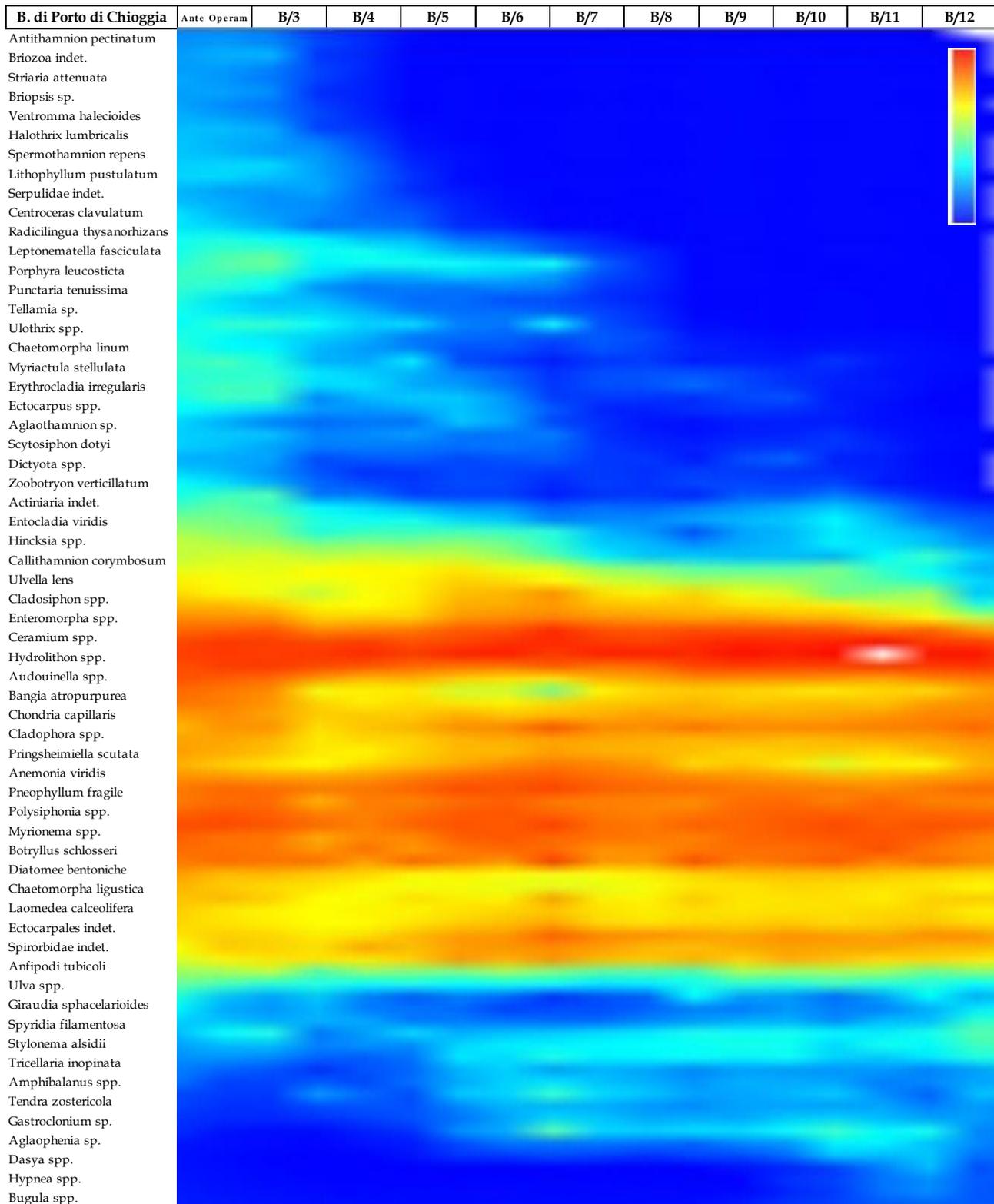


Figura 3.24. Bocca di porto di Chioggia: Matrix Plot dei valori di frequenza di rinvenimento dei taxa per i 10 anni di monitoraggio (*Ante operam* = Studio B.6.78/I; B/3-B/12 = Studi B.6.72 B/3-B/12, 2007-2016). Valori (log+1) trasformati (rosso = massima frequenza; blu = assenza di rilevamenti).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

È stata valutata anche la possibilità che la riduzione del numero degli epifiti fosse correlata alla maggiore o minore vicinanza alle opere in realizzazione. I grafici in figura 3.25 suggeriscono, però, come non si debba tenere in considerazione tale ipotesi visto che la riduzione di questo parametro interessa sia le stazioni prossime alle opere (ad esempio L3, M4 e C5; linea nera nel grafico), sia quelle più lontane (ad esempio L6, M6/M6-bis e C3/C3-bis; linea rossa nel grafico).

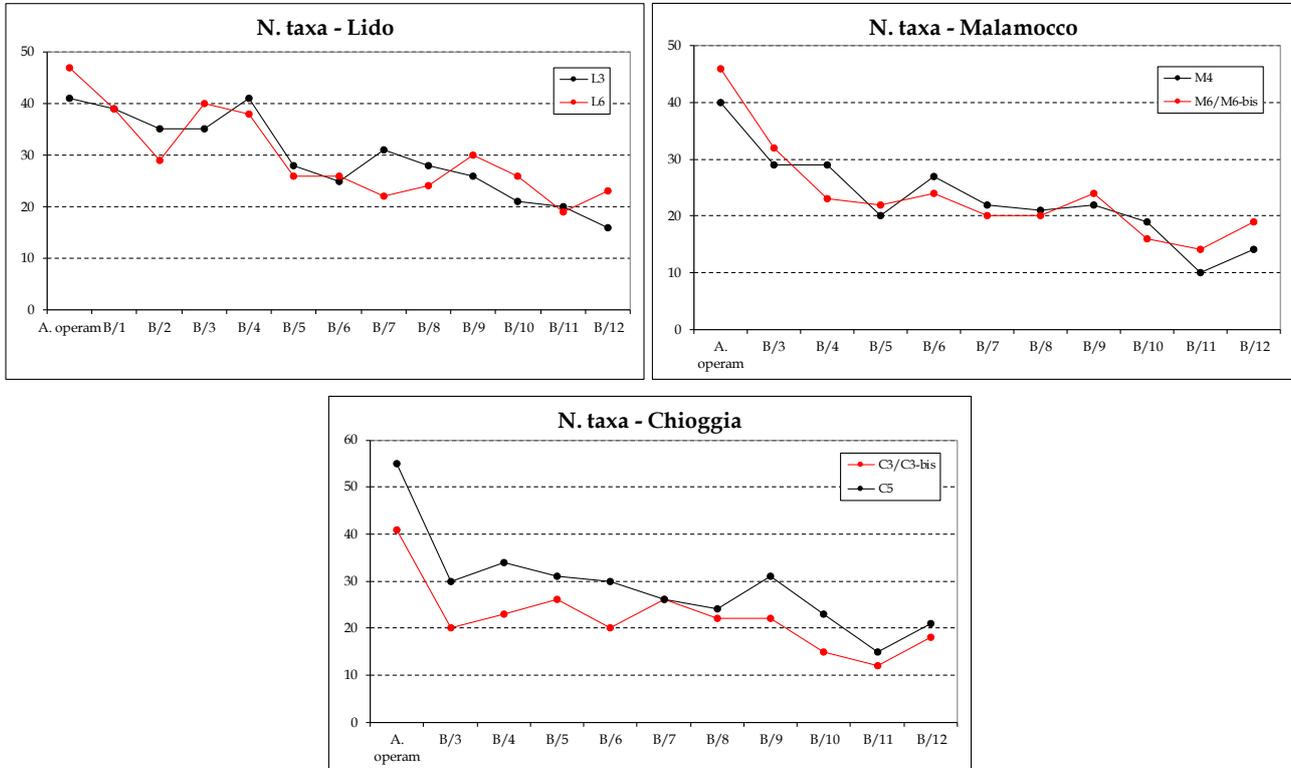


Figura 3.25. Numero totale annuale di taxa (algali ed animali) per bocca di porto rilevato in stazioni vicine alle opere (L3, M4 ed C5) e lontane dalle opere (L6, M6/M6-bis e C3/C3-bis) durante i monitoraggi B.6.78/I e quelli B.6.72B/1-B/12.

L'analisi statistica multivariata condotta applicando la Cluster Analysis e la Multi Dimensional Scaling (MDS) ai dati di frequenza di rinvenimento di ogni specie (figura 3.26) per ogni bocca di porto, pur evidenziando una similarità complessiva elevata (la prima separazione tra i gruppi si rileva circa al 65-70% di similarità) tra tutti i monitoraggi (B.6.78/I e B.6.72 B/1-B/12), sottolinea una distinzione tra i rilievi della fase *ante operam* (B.6.78/I) e quelli successivi (B.6.72 B/1-B/12).

Tale contrapposizione tra B.6.78/I e B.6.72 B/1-B/12 è comune a tutte le bocche e potrebbe implicare la presenza di un fattore ben localizzato nel tempo che avrebbe indotto una netta distinzione tra i dati del monitoraggio del 2003 e i successivi. Per questi ultimi, inoltre, la modalità di raggruppamento nella cluster analysis e la loro disposizione nelle rappresentazioni MDS in ognuna delle tre bocche di porto (figura 3.26) suggeriscono l'azione di un fattore che orienta lo sviluppo degli epifiti lungo una sequenza temporale progressiva anche se non sempre ben identificabile.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

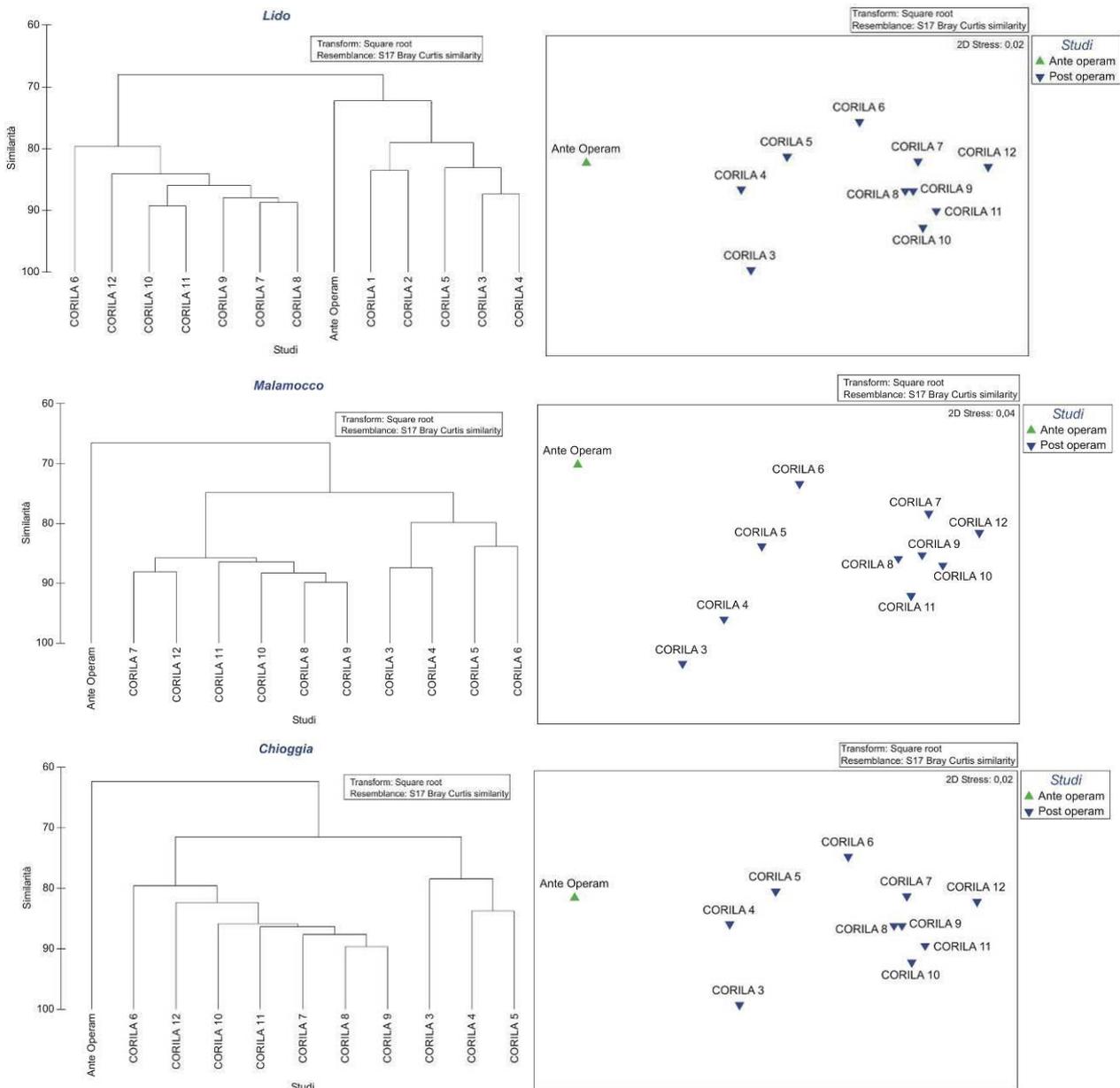


Figura 3.26. Cluster analysis e MDS relativa ai dati di frequenza di rinvenimento per bocca di porto degli epifiti dei monitoraggi B.6.78/I e B.6.72 B/1-B/12.

La procedura SIMPER di PRIMER (Clarke e Warwick, 1994) (tabella 3.10), che identifica le specie caratteristiche della fase *ante operam* e dei successivi monitoraggi, indica una trasformazione della struttura della comunità di epifiti, legata soprattutto ad un cambiamento dei valori di frequenza di rinvenimento delle specie più rappresentative, piuttosto che ad una loro scomparsa/comparsa (anche se, come accennato precedentemente, tra il monitoraggio *ante operam* e i successivi, tali eventi sono stati comunque registrati, in ciascuna bocca di porto).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Tabella 3.10. Elenco delle specie più rappresentative dei due raggruppamenti rilevati nell'analisi MDS relativamente ai monitoraggi B.6.78/I (*ante operam*) e B.6.72 B/1-B/12 per ognuna delle tre bocche di porto (analisi basata considerando le frequenze di rinvenimento).

| Bocca di Porto di Lido | Ante Operam | B/1-B/11 | Contributo% |
|---|---------------|---------------|-------------|
| | Av. Abundance | Av. Abundance | |
| <i>Hydrolithon</i> spp. | 63,16 | 151,48 | 9,88 |
| <i>Pneophyllum fragile</i> | 6,14 | 68,81 | 6,93 |
| <i>Ceramium</i> spp. | 0 | 58,28 | 6,26 |
| <i>Ceramium diaphanum</i> | 64,47 | 33,23 | 4,85 |
| <i>Botryllus schlosseri</i> | 2,19 | 44,21 | 4,71 |
| Anfipodi tubicoli | 46,93 | 88,44 | 4,56 |
| Spirorbidae indet. | 10,96 | 49,73 | 4,36 |
| Ectocarpales indet. | 1,75 | 33,44 | 3,58 |
| <i>Audouinella</i> spp. | 71,05 | 102,19 | 3,41 |
| <i>Polysiphonia</i> spp. | 14,04 | 44,62 | 3,38 |
| <i>Myrionema</i> spp. | 62,28 | 92,83 | 3,32 |
| Diatomee bentoniche | 76,32 | 106,25 | 3,26 |
| <i>Pringsheimiella scutata</i> | 0 | 28,67 | 3,17 |
| <i>Sahlingia subintegra</i> | 42,54 | 17,82 | 2,94 |
| <i>Polysiphonia fibrillosa</i> | 21,93 | 2,22 | 2,26 |
| <i>Ectocarpus siliculosus</i> var. <i>siliculosus</i> | 23,25 | 6,09 | 2,14 |
| <i>Bangia atropurpurea</i> | 58,33 | 42,66 | 1,86 |
| <i>Cladophora</i> spp. | 67,54 | 83,87 | 1,73 |

| Bocca di Porto di Malamocco | Ante Operam | B/3-B/11 | Contributo% |
|--------------------------------|---------------|---------------|-------------|
| | Av. Abundance | Av. Abundance | |
| <i>Hydrolithon</i> spp. | 60,08 | 126,16 | 8,95 |
| <i>Pneophyllum fragile</i> | 44,76 | 97,54 | 7,23 |
| <i>Ceramium diaphanum</i> | 64,92 | 13,88 | 6,9 |
| <i>Ceramium</i> spp. | 0 | 42,45 | 5,64 |
| <i>Sahlingia subintegra</i> | 42,74 | 8,28 | 4,71 |
| <i>Bangia atropurpurea</i> | 57,26 | 27,25 | 4,15 |
| <i>Myrionema</i> spp. | 66,13 | 92,18 | 3,56 |
| Diatomee bentoniche | 75,4 | 100 | 3,38 |
| Actiniaria indet. | 23,79 | 0,06 | 3,26 |
| Spirorbidae indet. | 21,77 | 43,33 | 3,25 |
| <i>Pringsheimiella scutata</i> | 0 | 23,33 | 3,14 |
| <i>Audouinella</i> spp. | 68,15 | 89,95 | 2,98 |
| <i>Anemonia viridis</i> | 1,61 | 23,07 | 2,89 |
| <i>Cladophora</i> spp. | 72,58 | 58,27 | 2,31 |
| <i>Polysiphonia</i> spp. | 42,34 | 29,25 | 2,14 |
| <i>Hincksia</i> sp. | 17,34 | 2 | 2,1 |
| <i>Stylonema alsidii</i> | 22,98 | 8,47 | 2 |
| <i>Botryllus schlosseri</i> | 38,31 | 25,64 | 1,82 |

| Bocca di Porto di Chioggia | Ante Operam | B/3-B/11 | Contributo% |
|---|---------------|---------------|-------------|
| | Av. Abundance | Av. Abundance | |
| <i>Hydrolithon</i> spp. | 49,41 | 114,53 | 8,02 |
| <i>Ceramium diaphanum</i> | 69,41 | 14,54 | 6,81 |
| <i>Ceramium</i> spp. | 0 | 50,85 | 6,19 |
| <i>Bangia atropurpurea</i> | 53,33 | 12,08 | 5,26 |
| <i>Pneophyllum fragile</i> | 64,31 | 98,48 | 4,33 |
| Actiniaria indet. | 33,33 | 0,12 | 4,21 |
| <i>Sahlingia subintegra</i> | 40,39 | 7,12 | 4,17 |
| Spirorbidae indet. | 16,86 | 48,5 | 3,94 |
| Diatomee bentoniche | 75,29 | 100 | 3,13 |
| <i>Audouinella</i> spp. | 61,57 | 83,98 | 2,79 |
| <i>Porphyra leucosticta</i> | 23,53 | 2,66 | 2,64 |
| <i>Pringsheimiella scutata</i> | 0 | 20,31 | 2,45 |
| <i>Myrionema</i> spp. | 70,2 | 88,87 | 2,32 |
| <i>Stylonema alsidii</i> | 21,96 | 4,74 | 2,21 |
| <i>Ectocarpus siliculosus</i> var. <i>siliculosus</i> | 18,04 | 0,93 | 2,16 |
| <i>Anemonia viridis</i> | 5,49 | 22,08 | 2,09 |
| <i>Erythrocladia irregularis</i> | 16,08 | 0,56 | 1,96 |
| <i>Enteromorpha</i> spp. | 34,9 | 21,55 | 1,95 |

3.1.6 Analisi generale delle variazioni osservate nell'epifitismo delle fanerogame marine

In linea con quanto osservato nei precedenti anni di monitoraggio, il confronto tra le comunità di epifite delle praterie a fanerogame marine rilevate nel presente studio e in quello *ante operam* (2003) ha evidenziato come, per il numero di taxa (totale e per stazione) e le abbondanze (ricoprimento e biomassa), le differenze siano limitate nelle praterie della bocca di Lido e più evidenti in quelle di Malamocco e di Chioggia (in particolare per il numero totale e medio di taxa).

Queste differenze, che in taluni casi sono risultate statisticamente significative (si vedano i par. 3.1.2, 3.1.3 e 3.1.4), sono state analizzate per comprendere se e quanto esse possano essere attribuite, anche solo in parte, ad fattori quali, ad esempio, quelli fattori meteo-climatici.

Torbidità dell'acqua: come riportato in letteratura, un eventuale aumento di questo parametro dovrebbe influenzare negativamente la disponibilità della radiazione luminosa e quindi la capacità fotosintetica e lo sviluppo non solo della componente algale dell'epifitismo, ma in parte anche dell'apparato fogliare delle fanerogame (Borum *et al.*, 2004; Larkum *et al.*, 2006; Ahmad-Kamil *et al.*, 2013). Vista la sospensione, da aprile 2015, della linea di monitoraggio relativamente all'acquisizione dei dati di torbidità (tramite sonde fisse posizionate alle bocche di porto), poiché sono oramai terminate le lavorazioni che potevano alterarne negativamente i valori, per lo studio attuale non sono disponibili informazioni circa l'andamento del parametro.

Sedimentazione: in merito alla sedimentazione sulle lamine fogliari, durante i tre controlli alle bocche di porto nelle stazioni di controllo e i rilievi relativi alla mappatura non sono stati rinvenuti ciuffi con deposizione anomala di particellato sulle lamine o riscontrate situazioni in cui erano presenti ciuffi fogliari con uno sviluppo limitato o incrementi dei fenomeni di necrosi (tabelle 3.1, 3.4 e 3.7).

Idrodinamismo: questo fattore è segnalato in letteratura come una delle possibili cause di cambiamenti a carico della componente epifita, soprattutto per l'abbondanza. L'accentuato movimento delle lamine fogliari, dovuto ad incrementi dei flussi idrodinamici, sarebbe infatti il fattore fisico di disturbo in grado di determinare, tramite la forza abrasiva, la perdita di specie dalla superficie fogliare, di favorire la rottura di talli e di ostacolare l'attecchimento degli organismi (Lavery *et al.*, 2007; Granhag *et al.*, 2007). I risultati dell'elaborazione del modello correntometrico e sedimentologico per la bocca di porto di Lido (previsto nei due monitoraggi 2011 e 2012, Studi B.6.72 B/7 e B/8), per quella di Malamocco (previsto nei due monitoraggi 2012 e 2013, Studi B.6.72 B/8 e B/9) e per quella di Chioggia (previsto nel monitoraggio 2013, Studio B.6.72 B/9) hanno escluso, però, che le praterie possano risentire di incrementi della velocità, dovuti alle modifiche morfologiche apportate dalle opere alle bocche, tali da comprometterne la stabilità e/o influenzare la struttura delle comunità di epifite presenti (MAG. ACQUE - CORILA, 2012b; 2013b; PROV. OO. PP. - CORILA, 2014a).

Variazioni del carico trofico lagunare e in generale dell'alto Adriatico: tale parametro, pur essendo complesso da valutare anche perché varia in relazione ai diversi distretti lagunari (nord, sud e centro, gronda lagunare o settore prossimo ai lidi) e perché richiede anche una precisa analisi delle serie storiche è comunque un parametro che merita di essere considerato. Vi sono infatti indicazioni sia a livello lagunare (Facca *et al.*, 2011) sia per il nord Adriatico (Giani *et al.*, 2012). Lo studio lagunare segnala una riduzione del carico trofico (ammonio e fosforo) tra il 1998 e il 2003 mentre stabili rimangono i nitrati; lo studio relativo al nord Adriatico, invece, segnala una riduzione dell'eutrofizzazione a partire dalla metà degli anni 80, riconducibile ad un minor impatto antropico (diminuzione dei carichi di fosforo) e alle modifiche climatiche. Questo fattore ha portato alla conseguente diminuzione delle precipitazioni atmosferiche e quindi del deflusso finale verso il mare. Quanto evidenziato potrebbe aver avuto delle ricadute soprattutto sulla componente macroalgale, quali produttori primari, che più di altri organismi risentono delle variazioni dei nutrienti.

Acidificazione delle acque marine: in letteratura con il termine acidificazione marina si indica il processo che determina una diminuzione dei valori di pH (marino) in seguito alla dissoluzione di anidride carbonica, di origine antropica, dall'atmosfera⁶ che, nel complesso, porta al graduale scioglimento dei gusci calcarei degli organismi marini (vegetali e animali), costituiti da carbonato di calcio (CaCO₃). Indagini recenti, condotte in aree dove i valori di pH sono per loro natura più bassi⁷, individuano in questo decremento una possibile causa delle modifiche a carico della componente epifita; in particolare, un calo, anche moderato, dei valori medi del pH, porterebbe ad un indebolimento della componente delle alghe calcaree che finirebbero con il ridursi in numero e soprattutto in abbondanza (Donnarumma *et al.*, 2014; Kroeker *et al.*, 2013; Martin *et al.*, 2008, 2013; Martin e Gattuso, 2009; Semesi *et al.*, 2009; Porzio *et al.*, 2011; Ragazzola *et al.*, 2012). In seguito all'acidificazione delle acque sono stati segnalati, però, anche contemporanei cali dell'abbondanza della componente delle alghe *erect* e soprattutto delle *turf* (rispettivamente alghe di lunghezza superiore o inferiore a 10 mm; si veda più avanti nel paragrafo) (Porzio *et al.*, 2011, 2013).

Recenti studi (Arnold *et al.*, 2012) hanno dimostrato, inoltre, come aumenti della concentrazione di CO₂, associati a cali nei valori di pH, possono portare ad una perdita di sostanze protettive (principalmente fenoli) dalle lamine fogliari delle fanerogame, favorendo un aumento del *grazing* da parte di molti organismi (es. isopodi, ricci di mare, pesci, ecc.).

Modificazioni significative del pH sono state documentate per le acque marine superficiali anche per il Nord Adriatico, dove è stato messo in evidenza un calo nei valori di pH pari a -0,063 unità, verificatosi tra il 1983 e il 2008 (Luchetta *et al.*, 2010).

Per la laguna di Venezia, i dati circa possibili modifiche dei valori di pH sono ancora scarsi, ma un lavoro recente (Facca *et al.*, 2011), rileva una diminuzione di 0,4 unità dei valori medi del parametro registrato in pochi anni (tra il 1998 e il 2003) nel bacino centrale. Gli autori ritengono che questo calo sia imputabile principalmente a decrementi della produzione primaria (e del consumo di CO₂) in seguito alla riduzione delle macrofite lagunari, più che al processo di acidificazione globale, ma invitano a non sottovalutarlo in vista di possibili ripercussioni sulle comunità presenti (vegetali e animali).

Le opinioni riguardo le possibili ripercussioni del fenomeno sulla struttura e composizione delle comunità algali non trovano, però, un riscontro unanime in letteratura, anche alla luce dei più recenti lavori (Noisette *et al.*, 2013) che indicano come alterazioni nei valori di pH inducano risposte specie-specifiche non uniformi a seconda dei taxa algali considerati.

Nello specifico delle fanerogame marine, un lavoro incentrato sull'epifitismo di *Posidonia* (Martínez-Crego *et al.*, 2010) indica come le praterie superficiali, rispetto a quelle localizzate a maggiori profondità (15 m rispetto a 5 m), rispondano meno chiaramente ai gradienti ambientali, poiché fortemente influenzate dal *grazing* e dai fattori biotici. Considerando come le praterie oggetto del monitoraggio si posizionano ad una profondità di circa 1 m, è ragionevole considerare che gli effetti del *grazing* e dei fattori biotici possano essere ancor più accentuati, andando a mascherare o alterare le relazioni di causa-effetto con possibili fattori abiotici.

Per approfondire l'analisi delle interazioni *epifite-grazing* (Schanz *et al.*, 2002), le macroalghe (incluse le diatomee bentoniche) che colonizzano le fanerogame marine dello studio *ante operam* e degli studi B.6.72 B/3-B/12 sono state suddivise in tre categorie morfo-funzionali, valutandone i

⁶ con formazione di acido carbonico (H₂CO₃); questo tende a dissociarsi perdendo ioni H⁺ e formando ioni bicarbonato (HCO₃⁻) e ioni carbonato (CO₃²⁻). Gli ioni H⁺ reagiscono con alcuni ioni carbonato (CO₃²⁻), prodotti dalla dissociazione di molecole di carbonato di calcio (CaCO₃), formando altri ioni bicarbonato (HCO₃⁻). Questi ultimi non sono più disponibili affinché si realizzino i processi di calcificazione.

⁷ A causa di emissioni dal fondale di anidride carbonica di origine vulcanica nelle acque marine.

rapporti per numero di specie e abbondanza⁸ (espressa come ricoprimento in cm²): le *encrusting layer* (alghe incrostanti o prostrate), le *turf layer* (alghe di lunghezza inferiore a 10 mm) e le *erect layer* (alghe superiori ad 10 mm) (Airoidi e Cinelli, 1997; Irving e Connell, 2002a,b; Balata *et al.*, 2004).

L'analisi dei grafici (figure 3.27 e 3.28) fa rilevare come, per le *encrusting layer*, il **numero di taxa** presenti lievi fluttuazioni negli anni considerati (2003, 2007-2016), con incrementi e decrementi limitati, che non coinvolgono sostanziali cambi di taxa, ma che portano, rispetto allo studio *ante operam*, ad un calo complessivo. Per l'**abbondanza** (intesa come ricoprimento %), invece, si segnala nel complesso un incremento più o meno marcato in tutte le tre bocche di porto nei confronti dello stato di riferimento (+495% a Lido, +370 a Malamocco e +215% a Chioggia) e, rispetto al precedente anno di monitoraggio, un aumento a Lido (+40%) e situazioni pressoché invariate a Malamocco (+2%) e Chioggia (-1%).

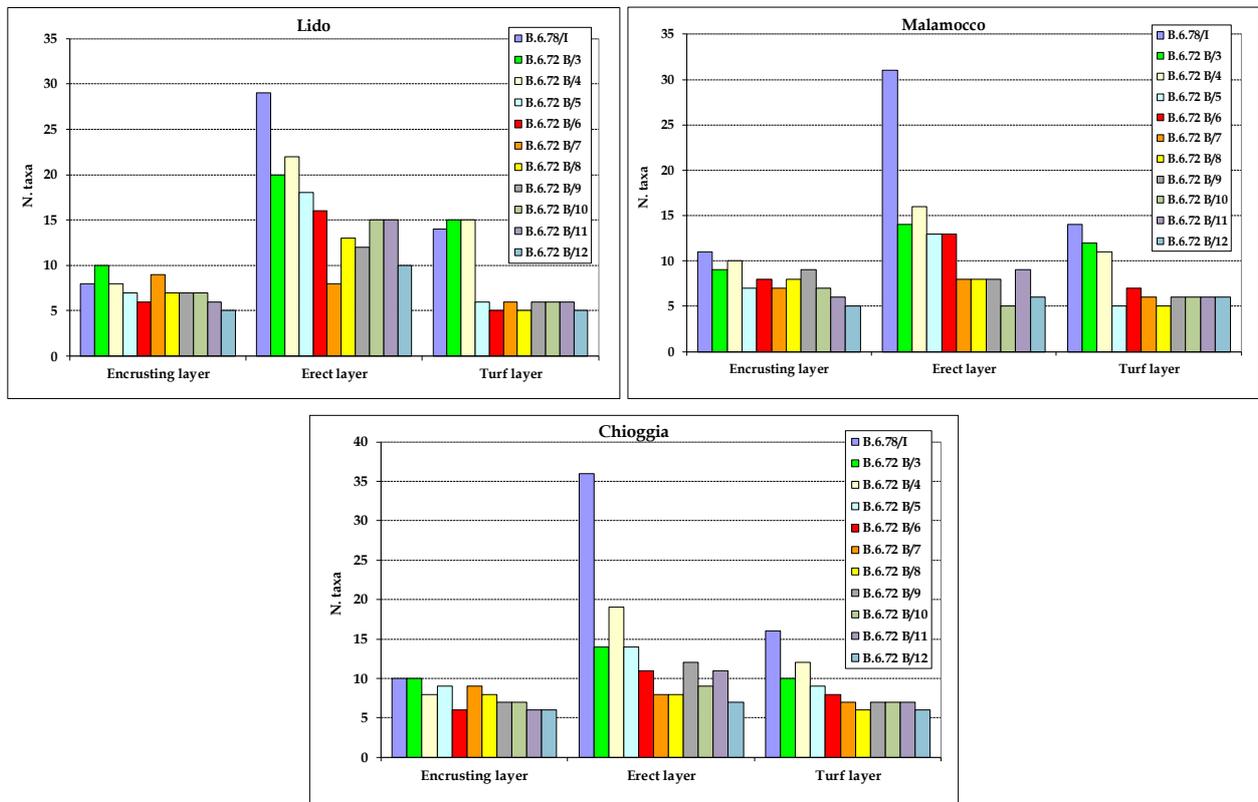


Figura 3.27. Variazioni del numero di taxa della comunità epifitica (ripartita nelle tre categorie morfo-funzionali), tra lo studio di *ante operam* e gli ultimi nove monitoraggi (Studi B.6.78 B/3-B/12).

⁸ Per una corretta interpretazione dei seguenti risultati, va ricordato come gli incrementi e i decrementi nei valori di abbondanza siano calcolati su valori medi normalizzati e pertanto, variazioni anche elevate potrebbero in realtà far riferimento a decrementi/incrementi di pochi cm². Nel caso si verificassero variazioni che implicassero cali/aumenti di significativa entità, tali eventi saranno evidenziati nel testo.

ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

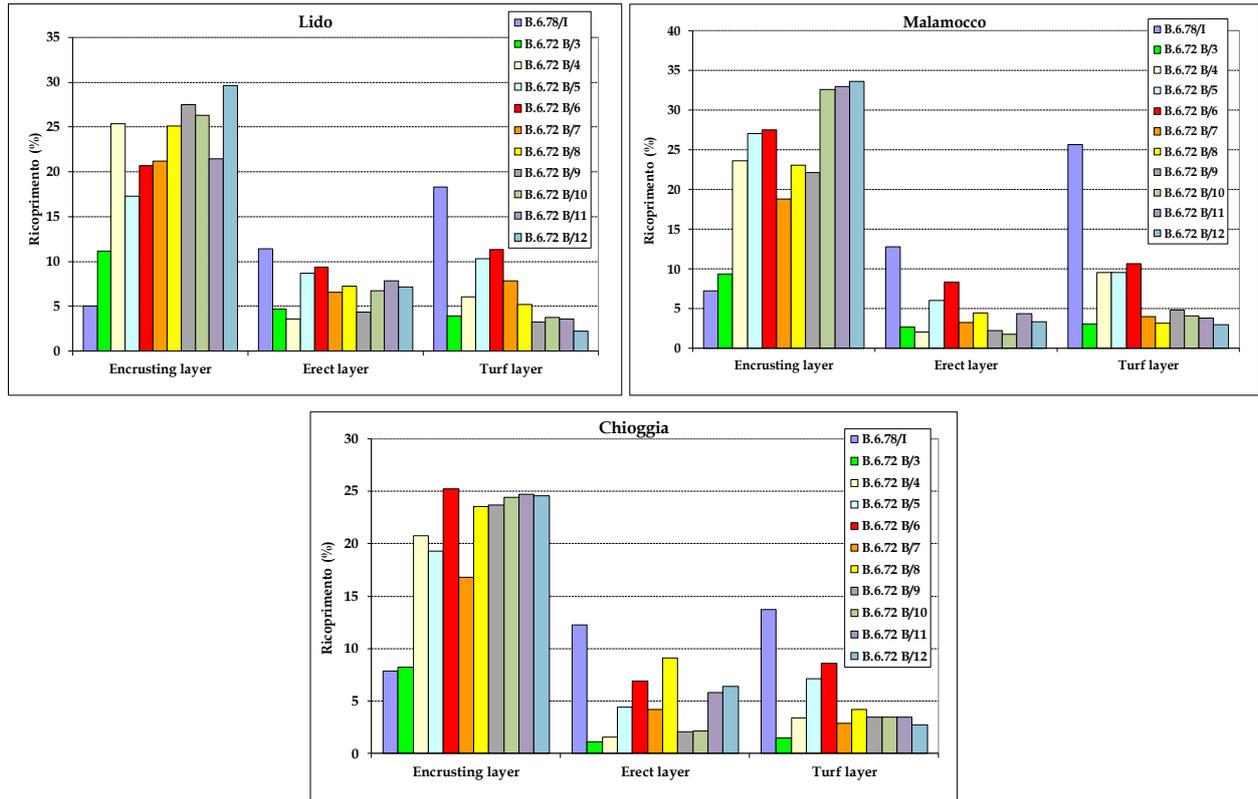


Figura 3.28. Variazioni del ricoprimento % della comunità epifitica (ripartita nelle tre categorie morfo-funzionali), tra lo studio di *ante operam* e gli ultimi nove monitoraggi (Studi B.6.78 B/3-B/12).

La dominanza della componente incrostante (costituita soprattutto dalle Corallinales) è segnalata in letteratura come una condizione positiva dello stato di qualità delle praterie a fanerogame che, in ambienti disturbati (es. in presenza di incremento di nutrienti o di torbidità), presenterebbero, invece, una riduzione delle *encrusting layer* e un contemporaneo incremento delle alghe filamentose (Ballesteros, 1987; Romero, 1988; Mazzella *et al.*, 1989; Martínez-Crego *et al.*, 2010).

Le alghe Corallinales, inoltre, sono utilizzate come indicatrici di elevato livello ecologico nell'applicazione degli indici macroalgali della Direttiva Europea 2000/60 (Orfanidis *et al.*, 2011; Sfriso *et al.*, 2009) e, nella dinamica di attecchimento degli epifiti sulle lamine fogliari, sono importanti poiché, oltre a mostrare un'elevata resistenza meccanica allo strofinamento, contribuiscono ad incrementare la ruvidità della superficie fogliare, favorendo l'adesione da parte di altre tipologie algali (Lavery *et al.*, 2007).

Per le *erect layer*, nel 2016, rispetto al precedente monitoraggio, si registra per l'**abbondanza** un calo nelle tre bocche (-10% a Lido e Chioggia e -25% a Malamocco); anche il **numero di taxa** presenta un decremento stimabile in -35% circa nelle tre bocche. Nei confronti dello studio di riferimento *ante operam*, si segnala un generale calo sia per il **numero di taxa** (-65% a Lido, -80% a Malamocco e Chioggia), sia per l'**abbondanza** (pari a circa -38% a Lido, -75% a Malamocco e -48% a Chioggia). Le specie coinvolte nella riduzione delle *erect layer* sono prevalentemente le alghe brune *Ectocarpus* spp. e *Hincksia* spp., le alghe verdi *Cladophora* spp. e *Ulva* spp. e le alghe rosse *Ceramium* spp., *Polysiphonia* spp. e *Chondria capillaris*.

Per le *turf layer*, nel confronto con il precedente anno di monitoraggio (2015) per l'**abbondanza** si rilevano cali nelle tre bocche (-38% a Lido e -22% a Malamocco e Chioggia); per il **numero di taxa**, invece, è stato registrato un calo a Lido (-17%) e Chioggia (-14%) mentre resta invariata la situazione a Malamocco. Considerando lo studio di riferimento, le variazioni intercorse tra il 2003

e il 2016 portano ad un complessivo decremento, in tutte le bocche di porto, sia del **numero di taxa** (circa -65% a Lido e Chioggia e -58% Malamocco), sia dell'**abbondanza** (-88% a Lido e Malamocco e -80% a Chioggia). La riduzione dell'abbondanza è imputabile principalmente al calo delle diatomee bentoniche (in particolare il genere *Navicula*) che nel periodo dello studio *ante operam* erano risultate molto diffuse sulle lamine fogliari.

L'analisi delle categorie morfo-funzionali conferma sostanzialmente il trend segnalato per i precedenti monitoraggi, ossia, una sensibile riduzione della componente delle *erect* e delle *turf layer* a favore di quella delle *encrusting layer*, rispetto a quanto registrato nello studio *ante operam*. Questo evento, quindi, farebbe scartare l'ipotesi di un eventuale stress dovuto alla sedimentazione, poiché in letteratura (Airoldi e Cinelli, 1997; Irving e Connell, 2002a,b; Balata *et al.*, 2004) si riporta come, in presenza di tale fattore, si dovrebbe, invece, osservare una riduzione delle *erect algae* (più sensibili) a favore delle *turf algae* (più tolleranti).

La suddivisione degli epifiti fogliari in macroalghe, zoobenthos e diatomee bentoniche (tabella 3.11) evidenzia come, per il numero di taxa (totale e medio), le variazioni rispetto allo studio *ante operam* comportino un generale decremento. Per il ricoprimento medio, invece, si registra un aumento generale per le macroalghe e un decremento per lo zoobenthos e per le diatomee bentoniche.

La **riduzione generale del ricoprimento totale** delle epifite (macroalghe, zoobenthos e diatomee) rispetto al periodo *ante operam*, che è stata rilevata in tutti gli anni di monitoraggio è dovuta prevalentemente al calo delle diatomee bentoniche (evidente soprattutto a Malamocco, tabella 3.2); queste microalghe, infatti, hanno inciso fortemente sul ricoprimento registrato nello studio del 2003 (in particolare nei mesi autunnali ed invernali).

Come già ricordato nei precedenti Rapporti Finali, le maggiori temperature rilevate nel 2002 e nel 2003 (associate ad una minore frequenza di eventi meteo-marini che hanno ridotto i dinamismi delle acque) potrebbero aver favorito un sovra-sviluppo delle microalghe, soprattutto nei mesi autunnali ed invernali; un evento simile si era verificato nel 2002 a carico delle Ectocarpales (alghe brune), nelle praterie a fanerogame soprattutto di Malamocco, e tale circostanza non si è più verificata, con simile intensità, negli anni successivi.

La **riduzione generale del numero di taxa totale e per stazione** (rilevato soprattutto nelle bocche di Malamocco e Chioggia), invece, non è di immediata interpretazione. Il fatto che tale decremento abbia coinvolto soprattutto le tipologie algali *erect* e *turf* potrebbe, però, ricollegarsi ad un mutamento delle dinamiche di alimentazione del grazing; quest'ultimo sembrerebbe prediligere proprio le forme algali erette (5-10 cm) e *turf* (< 1 cm), perché costituiscono una tipologia alimentare semplice rispetto alle incrostanti classificate, invece, come "grazing difficulty" e che richiedono, infatti, da parte degli organismi zoobentonici, un apparato boccale masticatore specializzato (Duffy *et al.*, 2003; Littler e Littler, 1980; Steneck e Watling, 1982; Steneck, 1983; Schanz *et al.*, 2002).

Va inoltre sottolineato come, negli ultimi anni, la riduzione della frequenza e dell'estensione dei bloom macroalgali (riconducibili soprattutto al genere *Ulva*) possa aver favorito un aumento del grazing a carico delle epifite delle fanerogame. In letteratura, infatti, si riporta come microinvertebrati erbivori possano vivere tra queste macroalghe, nutrendosi direttamente dei talli o delle epifite presenti su di essi (diatomee in particolare) (Balducci *et al.*, 2001; Kamermans *et al.*, 2002; Guidone *et al.*, 2012). Una diminuzione della biomassa algale a disposizione e derivante da queste proliferazioni, potrebbe quindi aver favorito, almeno in parte, un aumento del "pascolamento" di questi organismi sulle lamine fogliari delle fanerogame ed un conseguente calo delle epifite (soprattutto delle forme *erect* e *turf*). Questo decremento presenterebbe comunque anche aspetti positivi, come evidenziato in un recente studio (Whalem *et al.*, 2013), favorendo il

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

regolare svolgimento del processo fotosintetico (ostacolato, invece, nel caso di un marcato epifitismo) e mantenendo in buono stato le praterie.

Si deve evidenziare, infine, come, alla riduzione del numero di taxa rilevato in ogni bocca di porto (vedi tabella 3.11) contribuiscano soprattutto quelli in fitosociologia sono definiti "accidentali", la cui frequenza di rinvenimento è, per definizione, solitamente molto bassa e/o che si presentano con ricoprimenti molto limitati (ad esempio l'alga rossa *Antithamnion cruciatum* o l'alga bruna *Asperococcus compressus*).

Tabella 3.11. Valori totali e/o medi per bocca di porto degli indicatori degli epifiti delle lamine fogliari delle fanerogame marine dello Studio *ante operam* e dello studio attuale.

| Lido | Macroalghe | | Zoobenthos | | Diatomee spp. | |
|--------------------|------------|------|------------|------|---------------|------|
| | 2003 | 2016 | 2003 | 2016 | 2003 | 2016 |
| N. taxa totale | 49 | 20 | 10 | 6 | --- | --- |
| N. taxa medio /st. | 31,0 | 14,5 | 6,7 | 5,8 | --- | --- |
| Ricopr. medio%/st. | 18,5 | 36,9 | 4,7 | 3,4 | 16,2 | 2,1 |

| Malamocco | Macroalghe | | Zoobenthos | | Diatomee spp. | |
|--------------------|------------|------|------------|------|---------------|------|
| | 2003 | 2016 | 2003 | 2016 | 2003 | 2016 |
| N. taxa totale | 55 | 16 | 12 | 6 | --- | --- |
| N. taxa medio /st. | 35,4 | 12,6 | 8,4 | 4,8 | --- | --- |
| Ricopr. medio%/st. | 23,0 | 37,1 | 8,4 | 5,2 | 22,6 | 2,8 |

| Chioggia | Macroalghe | | Zoobenthos | | Diatomee spp. | |
|--------------------|------------|------|------------|------|---------------|------|
| | 2003 | 2016 | 2003 | 2016 | 2003 | 2016 |
| N. taxa totale | 61 | 18 | 14 | 6 | --- | --- |
| N. taxa medio /st. | 43,2 | 13,6 | 9,0 | 4,8 | --- | --- |
| Ricopr. medio%/st. | 23,3 | 31,2 | 11,1 | 5,0 | 10,5 | 2,5 |

3.2 La mappatura della fanerogame marine delle tre bocche di porto

3.2.1 *Dinamismo dei popolamenti e fattori ambientali regolatori*

La consapevolezza dell'importanza del ruolo degli ecosistemi con fanerogame marine ha portato, in misura via via crescente, l'interesse sia del mondo scientifico sia degli amministratori pubblici ad adottare, sulla base delle indagini intraprese, misure di salvaguardia a tutela di queste piante marine. Non a caso le fanerogame marine *Posidonia oceanica*, *Zostera marina*, *Zostera noltei* e *Cymodocea nodosa* risultano fra le specie marine o salmastre protette in Italia, come riportato nel "Protocollo sulle Aree Specialmente Protette e la Biodiversità in Mediterraneo" (ASPIM - Convenzione di Barcellona 1995) o nella "Convenzione relativa alla conservazione della vita selvatica e dell'ambiente naturale in Europa" (Convenzione di Berna, 23/06/1979) e nella sua ratifica da parte italiana con la legge 175 del 25/05/1999 (G.U. n.140 suppl. ord. 17/06/1999). Il ruolo delle fanerogame marine, noto sia per le ricadute in termini strettamente biologici, sia dal punto di vista morfologico, è stato riconosciuto anche nella Direttiva Europea 2000/60 che assegna a queste praterie sommerse la massima importanza come elementi indicatori di livello integrato e riassuntivo delle condizioni dell'intero corpo lagunare.

La presenza nella laguna di Venezia e nelle aree prettamente di bocca di porto delle praterie sommerse di *Zostera noltei*, *Zostera marina* e *Cymodocea nodosa* è stata segnalata in passato da diversi naturalisti (Benacchio, 1938) con qualche riferimento topografico di massima, anche in occasione di osservazioni riguardanti altri obiettivi e, specialmente, durante campagne per lo studio delle

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

zoocenosi bentoniche (Vatova, 1949). In questi lavori non sono però mai state registrate né la localizzazione precisa, né l'estensione delle praterie delle tre specie, non sono stati raccolti dati quantitativi relativi alla densità spaziale, né aspetti qualitativi della vegetazione che potessero essere messi in rapporto con le caratteristiche generali dei siti, in particolare con quelle fisiche del piano sedimentario.

In questo contesto, privo però della mancanza di riferimenti scientifici precisi, vari elementi sembrano indicare che, anche nella laguna di Venezia, le fanerogame marine abbiano subito una forte riduzione negli ultimi decenni e che i popolamenti delle bocche di porto abbiano mostrato fortissimi dinamismi anche indotti dalle modificazioni morfologiche apportate in questi siti (Caniglia *et al.*, 1990; Scarton, 1995; Tagliapietra, 1999).

A livello di laguna o di sub-aree, le pressioni che incidono sulla regressione delle fanerogame sono molto probabilmente riconducibili ai seguenti fattori (MAG. ACQUE - SELC, 2002; Sfriso e Facca, 2007):

- modificazione dei sedimenti;
- degrado della qualità delle acque;
- aumento dei fattori erosivi;
- presenza di notevoli quantità di particolato sospeso nella colonna d'acqua, con conseguente aumento della torbidità;
- incremento della navigazione a motore;
- danni causati dalla pesca abusiva e dalle esigenze della molluschicoltura estensiva sui fondali lagunari.

Nella tabella 3.12 è riportata la lista dei possibili fattori di pressione/disturbo a carico delle fanerogame marine codificati nell'ambito dei lavori della DG Ambiente e dell'Agenzia europea dell'Ambiente (AEA) legati all'attuazione delle Direttive Europee 92/43/CEE e 2009/147/CE (Direttiva 92/43/CEE, 1992 e successivi aggiornamenti) (Unione Europea-Gazzetta ufficiale n. L 198 del 30-07-2011 pag. 39-70).

Tabella 3.12. Fattori di pressione/disturbo a carico delle fanerogame marine (da Curiel *et al.*, 2014).

| Codice | Descrizione |
|-----------|---|
| F02.02 | Pesca professionale con attrezzi da pesca attivi |
| F02.02.05 | Pesca con draga - rastrello |
| I01 | Specie alloctone invasive (vegetali e animali) |
| F01.03 | Acquacoltura - allevamento sul fondo |
| G05.02 | Abrasioni e danni meccanici sulla superficie dei fondali marini |
| H03 | Inquinamento marino e delle acque di transizione |
| J02.02.02 | Rimozione e dragaggio costiero e degli estuari |
| J02.05.01 | Modifica dei flussi d'acqua mareali e delle correnti marine |
| J02.05.06 | Modifica dell'esposizione al moto ondoso |
| J02.12.01 | Opere di difesa dal mare, opere di protezione della costa, sbarramenti per la difesa e per la produzione di energia dalle maree |
| J02.11 | Variazione dei sedimenti in sospensione, modifica del tasso di deposito delle sabbie, accumulo di sedimenti, scarico, deposito di materiali dragati |

Gli aspetti relativi alla trasparenza della colonna d'acqua e alla torbidità sono, per la laguna di Venezia, di importanza rilevante e correlati direttamente con la natura dei sedimenti, con l'idrodinamismo e le intense attività antropiche. La torbidità, in qualunque modo si sia originata

(da flussi terrigeni, da risollevarimento dei sedimenti o da presenza di “*blooms*” fitoplanctonici) riduce quantitativamente e qualitativamente le radiazioni luminose che arrivano sui piani di insediamento dei vegetali. *Zostera noltei* sembra essere la specie maggiormente resistente alla riduzione della trasparenza delle acque anche perché si insedia preferibilmente lungo battenti idrici più modesti rispetto alle altre due specie.

È noto che la trasparenza delle acque in molti punti della laguna, ed in particolare nel bacino centrale, sino ad alcuni anni fa risultava spesso limitata, con valori del disco Secchi che non superano i 30-40 cm, a causa del maggior apporto di scarichi, gran parte dei quali di natura urbana ed industriale o della risospensione dei sedimenti dovuta ad eventi meteorologici (venti di bora e scirocco) o alla pesca vagantiva del *Ruditapes*. Ciò potrebbe essere un elemento che concorre a spiegare sia la ridotta presenza di queste rizofite nel bacino centrale, sia il fatto che diventino rare o assenti su fondali superiori a 3-4 m nelle aree di bocca di porto. Nel Golfo di Venezia, nelle condizioni marine o semilagunari di Grado o della costa istriana settentrionale e occidentale, *Cymodocea nodosa*, in particolare, può colonizzare i substrati sino ad un battente di 10 metri (Benacchio, 1938; Simonetti, 1973; Vatova, 1949; Rismondo *et al.*, 1997; Curiel *et al.*, 2008). Recenti indagini, tuttora in corso per conto del Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia sulla distribuzione delle fanerogame marine, indicano un sensibile incremento di areali sia nella laguna nord, sia in quella centrale, con un significativo spostamento del loro limite verso i fondali della gronda lagunare (PROVV.OO.PP., 2015).

3.2.2 Le fanerogame marine come indicatori di qualità

La ricerca di bioindicatori per uno standard di qualità per le lagune non può, quindi, che considerare queste macrofite acquatiche come un possibile metodo di misura di condizioni ambientali positive, o meno, delle lagune stesse. Per essere di utilità applicativa tale misura deve, però, poter essere correlabile direttamente con i fattori o i processi ambientali.

È ormai documentato come la presenza di praterie a fanerogame marine sia associabile alla contemporanea esistenza di buone condizioni delle acque, dei sedimenti o della catena trofica e, su questo tema, infatti, sono state condotte numerose ricerche (Sfriso *et al.*, 2017).

Le informazioni relative alle mappature su scala lagunare del 1990 (Caniglia *et al.*, 1990), dei monitoraggi MELa2 del 2002-2004 (MAG. ACQUE - SELC, 2005a, 2005b), 2009-2011 (MAG. ACQUE - SELC, 2010; 2011) e nel caso più specifico delle bocche di porto (Studio B.6.78 - MAG. ACQUE - SELC, 2003; 2005c; Studio B.6.72 B/1-B/11 - MAG. ACQUE - CORILA, 2006-2011; 2012a; 2013a; PROVV.OO.PP. - CORILA, 2014a; 2015a; 2016a) o relative alla letteratura scientifica (Sfriso e Facca, 2007) costituiscono una base di dati che ha permesso di fornire ulteriori valutazioni sulle dinamiche di queste praterie e di evidenziare meglio il ruolo dei fattori ambientali.

Queste indagini assumeranno un'importanza sempre maggiore se si vorranno delineare, in un prossimo futuro, le possibili correlazioni tra lo stato quali-quantitativo delle praterie sottomarine con le caratteristiche ambientali degli ecosistemi lagunari, Laguna Veneta in particolare, anche nell'ottica del Decreto Legislativo dell'11 maggio 1999 n. 152 e dei successivi Decreti del 3 aprile 2006, n. 152 e del 14 aprile 2009, n. 56, dove si riconosce che le lagune costituiscono una risorsa di grande valore economico, culturale, scientifico e ricreativo e si raccomanda lo studio, la gestione e il razionale utilizzo di tali zone. Inoltre, la Direttiva Europea 2000/60 e il D.L. 152/06 assegnano a queste praterie sommerse importanza come elementi indicatori di livello integrato del corpo lagunare.

In aggiunta a quanto sopra riportato, si segnala che, allo scopo di valorizzare i dati raccolti in questi anni sulla distribuzione delle fanerogame marine, negli Studi B.6.72 B/10 e B/11, proprio in un'ottica predittiva, è stata condotta un'attività di sviluppo di modelli di distribuzione attesa delle

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

tre fanerogame marine, basata sulle relazioni esistenti tra la distribuzione delle specie e i parametri ambientali biotici o abiotici che la determinano (PROVV.OO.PP. – CORILA, 2015b, 2016b). Ciò ha permesso di analizzare con attenzione le zone dove sono state registrate variazioni di presenza delle specie nel confronto tra la configurazione delle bocche precedente e quella successiva alla costruzione delle opere di difesa dalle acque alte (estensione o contrazione delle praterie).

Nella laguna di Venezia le aree di bocca di porto rivestono particolare interesse per l'articolata presenza delle tre fanerogame. La presenza di una cospicua frazione sabbiosa nei sedimenti, l'elevato idrodinamismo e la salinità prossima a quella marina rendono le aree di bocca adatte specialmente all'insediamento di *Cymodocea nodosa*, specie più esigente rispetto alle altre per quanto riguarda la granulometria e la tessitura dei sedimenti.

Dall'analisi dei dati dei rilievi MELa2 (2002) e MELa5 (2010) emerge come questa specie sia, rispetto alla mappatura del 1990, in generale incremento nell'intera Laguna, avendo colonizzato gran parte delle aree nude prospicienti le bocche di porto e parte di quelle dove *Z. marina* e *Z. noltei* (anche sotto forma di popolamenti misti) hanno evidenziato regressioni. Negli ultimi anni, proprio nelle aree di bocca, è stato osservato un significativo incremento di areali per *Z. marina* a Malamocco e per *Z. noltei* a Lido, recuperando e, in alcune zone, incrementando gli areali osservati nella mappatura del 1990.

Prima di passare ad un'analisi dei dinamismi osservati nelle tre bocche di porto è necessario precisare alcuni punti inerenti le fasi di campo e di analisi dei risultati:

- sono state oggetto della mappatura le aree di bocca vere e proprie, cioè i fondali in fregio alle dighe e alcuni bassi fondali situati direttamente in zona di bocca eventualmente più all'interno;
- per un corretto confronto tra le mappe, i dati delle coperture ricavate dall'analisi G.I.S. e relativi alle *patch* vegetazionali rilevate sono stati aggregati e normalizzati dividendoli per le rispettive coperture del prontuario, in modo da garantire un trattamento omogeneo ed evitando che, nel confronto tra le distribuzioni dei diversi anni, le imprecisioni dovute alla diversa qualità dei supporti fotografici utilizzati deformassero il risultato finale (tabelle 3.13-3.18);
- è stata data particolare attenzione, nelle fasi di mappatura, a quei settori delle bocche di porto dove erano operativi cantieri per la realizzazione delle opere, al fine di verificare le eventuali variazioni delle coperture o gli effetti dei possibili impatti;
- la presenza delle fanerogame marine e in particolare di *C. nodosa* nelle aree sopra descritte è apparsa fortemente correlata all'andamento batimetrico poiché questa specie limita la propria estensione, nella generalità dei casi, alla profondità di 3-4 m.

Nei successivi paragrafi saranno discusse le variazioni delle praterie a fanerogame marine avvenute nelle tre bocche di porto nell'arco temporale compreso tra il 2003, anno in cui sono state eseguite le prime mappature di dettaglio delle bocche prima che fossero avviate le attività di cantiere per le opere mobili (Studio B.6.78/I), ed il 2016, oggetto del presente monitoraggio, relativo ad una fase in cui gli interventi hanno raggiunto un elevato stato di avanzamento.

Nella valutazione delle coperture delle fanerogame marine si è tenuto in considerazione il fatto che l'area delle bocche di porto può essere suddivisa in tre settori di interesse:

- a) spazi acquei strettamente inerenti l'impronta delle "opere";
- b) spazi acquei definiti tecnicamente "area di cantiere" e posti nelle aree adiacenti alle opere e interessati dalla movimentazione di mezzi nautici;
- c) bassi fondali lagunari situati più internamente dove sono poste la maggior parte delle praterie a fanerogame marine.

Le mappature realizzate dal 2003 al 2016 (Studio B.6.78 e Studi B.6.72 B/1-B/11) presentano un'elevata omogeneità per la modalità d'assunzione dei dati, essendo state eseguite con le medesime metodiche ed operatori, sia per quanto riguarda le fasi di campo, sia per l'elaborazione cartografica G.I.S. In questo Rapporto Finale i confronti tra le mappe saranno eseguiti e descritti utilizzando i dati delle coperture normalizzate, quelle che meglio descrivono le reali dinamiche. Per quanto riguarda i dinamismi osservati sino al 2003 escluso, si rimanda a quanto riportato nel Rapporto Finale dello Studio B.6.72 B/1.

3.2.3 I dinamismi delle praterie della bocca di porto di Lido (2003-2016)

La mappatura realizzata nel 2016 (figure A.1 e 3.29; tabelle 3.13 e 3.14) ha registrato, tra praterie pure e miste, una copertura complessiva di 209,1 ha, valore in incremento rispetto al 2015 (+59,1 ha), al 2014 (+88,0 ha) e allo studio *ante operam* del 2003 (+134,4 ha).

Un'analisi complessiva delle praterie a livello di specie che include sia quelle **pure** che quelle **miste** evidenzia, rispetto al 2003, un incremento di *C. nodosa* (+48,0 ha), una regressione di *Z. marina* (-14,5 ha) e un sensibile aumento, concretizzato soprattutto negli ultimi anni, per *Z. noltei* (+65,7 ha). La regressione delle praterie di *Z. marina* rispetto allo stato *ante operam* del 2003 era stata osservata già nella prima mappatura del 2005 (Studio B.6.72 B/1), quando i lavori alla bocca erano da poco avviati, rientrando in una regressione generale rilevata per questa specie anche nelle altre bocche di porto. La presente mappatura segna comunque un recupero di areali per questa specie (circa 5 ha), con un raddoppio delle coperture rispetto al 2014 e 2015 (da 4,9-5,2 ha a 10,3 ha).

Negli anni del monitoraggio (2005-2016) le tre specie hanno mantenuto i loro areali distributivi iniziali, mostrando però, negli ultimi anni, incrementi più o meno significativi, marcati per *C. nodosa* e *Z. noltei* e più altalenati per *Z. marina*.

L'analisi degli ultimi tre anni del monitoraggio (2014-2016) complessiva di praterie pure e miste denota una costante progressione per *C. nodosa* con un incremento medio di circa 10 ha ogni anno e una forte progressione per *Z. noltei* con un incremento di circa 20 ha tra il 2014 e 2015 e di oltre 40 ha tra il 2015 e il 2016, che l'ha portata a ricolonizzare i fondali riportati nella mappatura del 1990. Per *Zostera marina* il trend valutato su più anni denota irregolarità, con incrementi, arretramenti e periodi di stabilità.

Il trend descritto per le tre specie in termini complessivi (pure e miste) è confermato anche a livello delle sole **praterie pure** che rappresentano la maggior parte delle coperture della bocca di Lido e che evidenziano incrementi costanti sempre per *C. nodosa* e più sostenuti per *Z. noltei*.

Le praterie pure delle tre rizofite, pur con andamenti non regolari negli anni, sono progressivamente aumentate da 39,4 ha nel 2003 sino a 191,3 ha nel 2016. A livello di specie, si registra un costante incremento delle praterie pure a *Cymodocea nodosa*, variate da 32,2 ha del periodo *ante operam* agli attuali 97,1 ha nel 2016. Le praterie pure di *Zostera marina*, assenti o sporadiche nel 2003, negli ultimi anni sono apparse con chiazze prima di pochi metri quadri, poi via via più estese, nel Canale dei Marani, al margine delle nuove barene artificiali sino a diventare delle vere praterie; per questa specie, sempre più o meno puntiformi sono invece i ritrovamenti nell'area del Bacan, a nord-ovest della nuova isola, dove la specie è giunta, probabilmente, tramite la deposizione sul fondale di semi portati dalle correnti e dove risente della forte competizione di *Cymodocea nodosa*, presente qui con estese e dense coperture. Altre presenze di *Zostera marina* si sono formate negli anni soprattutto ai bordi dei canali di S. Erasmo, Passaora e Tresso dove i fondali sono più fangosi e la profondità superiore al metro.

Anche in questo monitoraggio, le praterie pure di *Zostera noltei* confermano una fase espansiva (da 7,2 ha nel 2003 a 90,7 ha nel 2016), segnando un forte incremento sia nel 2015 (+21,1 ha rispetto al precedente anno) sia nel 2016 (+36,9 ha rispetto al precedente anno). I maggiori incrementi di

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

questa specie si sono verificati soprattutto nel bassofondo a sud dell'isola di S. Erasmo (nel 1990 ampiamente colonizzato) e in modo più sfumato tra le nuove barene del Canale dei Marani dove, nelle pozze interne soggette ad evaporazione (aumento della salinità), sono stati ritrovati anche limitati esemplari del genere *Ruppia*. Va sottolineato come gli incrementi degli ultimi anni di *Z. noltei* derivino da nuove colonizzazioni e non dalla trasformazione di coperture miste in pure.

In riferimento alle **coperture miste**, i rilievi dei monitoraggi evidenziano, da diversi anni, una progressiva riduzione, variando da 35,3 ha del 2003 a 9,2 ha del 2015 e 17,8 ha del 2016. Le maggiori trasformazioni si sono avute a carico di quelle miste a *Z. noltei* - *C. nodosa* e miste a *Z. noltei* - *Z. marina* - *C. nodosa* che in gran parte si sono trasformate in pure a *C. nodosa*.

L'incremento di estensione delle aree a *Cymodocea nodosa* della bocca di Lido trova conferma nel confronto tra i monitoraggi delle fanerogame svolti a scala lagunare tra il 1990 e il 2009-2010 (Caniglia *et al.*, 1990; MAG. ACQUE - SELC, 2005a; 2010; 2011) e i motivi possono riassumersi:

- nella maggiore capacità di questa specie di contrastare e superare situazioni avverse, spesso avvantaggiandosene rispetto alle altre rizofite;
- nella presenza di sedimenti francamente sabbiosi;
- nella salinità medio elevata e nell'ottimo ricambio idrico;
- nel maggiore approfondimento dell'apparato radicale ed nell'efficienza delle strategie riproduttive e diffusive che si avvalgono di processi sia gamici, sia vegetativi.

Come detto in precedenza, la maggior parte degli ultimi incrementi delle praterie pure a *Z. noltei* si sono verificati in fondali precedentemente nudi e quindi non derivano dalla trasformazione di coperture miste in pure e sono giustificati dalla maggiore capacità di questa specie di colonizzare i fondali emergenti in bassa marea. Le nuove colonizzazioni sono infatti avvenute in zone idonee a questa specie, nelle aree più interne della bocca (sud S. Erasmo), su fondali meno sabbiosi, di ridotto battente idrico ed emergenti in bassa marea, in aree che nella mappatura del 1990, già in parte, vedevano la loro presenza.

Nella figura 3.29 è rappresentato il trend delle variazioni dell'estensione delle diverse tipologie di praterie dalla fase *ante operam* al 2016; nelle figure 3.30 e 3.31, invece, sono riassunte le principali variazioni intercorse tra il monitoraggio attuale e, rispettivamente, quello precedente (2015) e quello della fase *ante operam* (2003).

Nell'ambito delle opere alle bocche di porto va ricordato come nei fondali antistanti il Forte di S. Andrea sia stata realizzata e successivamente smantellata un'isola artificiale temporanea per la perforazione della teleguidata Lido-Arsenale (la cui delimitazione e il relativo scavo sono avvenuti nel febbraio-marzo del 2014). Nell'ottobre 2013, prima della delimitazione con palancole dell'isola, le fanerogame marine presenti nell'impronta dell'isola artificiale (in un'area delle dimensioni di circa 70 x 60 m più un buffer di sicurezza di 5 m) sono state in parte espianate per la messa in sicurezza e reimpiantate presso l'isola della Certosa⁹. I rilievi in campo del 2014 e 2015, relativi al dedicato monitoraggio in corso d'opera, hanno confermato che le perdite di areali a fanerogame si limitavano all'area di delimitazione dell'isola, oltre ad un buffer di 2-3 m esterno al limite di infissione delle palancole, stimabili in 0,48 ha. Le verifiche in campo in corso d'opera avevano evidenziato limitati impatti in prossimità dell'isola, risolti nella stagione estiva con la crescita di nuove piante. Nei mesi di agosto e settembre 2015 l'area dell'isola è stata riportata alle quote di campo *ante operam* e sono poi state salpate le palancole di conterminazione mentre il previsto

⁹ Richiesta del Servizio Regionale in seguito all'esame del progetto di variante dell'opera, con i pareri concordi del Magistrato alle Acque (nota 5720 del 28.06.2013) e del Direttore dei Lavori del Progetto di Riquilificazione degli Habitat acquatici dei bassi fondi della Certosa, Parco Urbano dell'Isola della Certosa.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

reimpianto di fanerogame è stato eseguito in aprile-maggio del 2016; il monitoraggio di quest'ultimo è oggetto di uno specifico rapporto (PROVV.OO.PP. - CORILA, 2017b).

Le dinamiche distributive della mappatura del 2016 sono in linea con quelle segnalate negli ultimi 4-5 anni e confermano una fase di graduale espansione delle praterie. Sui fondali ad est e a nord-est della nuova isola posta al centro della bocca di porto il bilancio delle praterie appare positivo sia per *Cymodocea nodosa*, sia per *Zostera noltei*. Come già segnalato dal 2014, *Zostera marina*, dopo una parziale colonizzazione nei fondali posti alla profondità di 2-3 m a est e a nord-est della nuova isola, appare ora stabile, anche per la forte competizione di *Cymodocea nodosa* che è la specie dominante nell'area. Come nel 2015, nuclei puntiformi di *Zostera marina* sono stati rilevati anche nel 2016 nei fondali ad est dell'isola di S. Andrea, dove la specie convive e compete sia con *C. nodosa* che con *Zostera noltei* (figura 3.30). Tra le recenti comparse sono da segnalare i numerosi piccoli ed isolati nuclei di ciuffi di *Zostera marina* presenti in pozze d'acqua (avallamenti di 1-2 m) presenti tra le praterie a *Z. noltei* sui fondali emergenti della zona del Bacan. Questi ciuffi si sono sviluppati in queste zone emergenti in bassa marea solo in virtù della presenza di avallamenti profondi 10-20 cm, che trattengono l'acqua anche in condizioni di bassa marea.

Per *Zostera marina* sono da segnalare, rispetto al 2015, incrementi di areali delle praterie al margine del canale dei Marani mentre, per *Zostera noltei*, le evidenti nuove colonizzazioni sulle nuove barene di Marani e sui bassi fondali ad est di esse.

Il confronto a lungo termine tra la fase *ante operam* (2003) ed il monitoraggio attuale (2016) evidenzia come gli incrementi di areale delle praterie siano oramai diffusi in tutta l'area di monitoraggio mentre le perdite, più significative, siano riconducibili ad alcune precise aree (figura 3.31). Per l'intera bocca di porto tra il 2003 e il 2016 si registra un incremento pari a 134,4 ha, con un tasso di incremento degli ultimi 2-3 anni di 25-50 ha/anno, come conseguenza dell'espansione di *Cymodocea nodosa* e *Zostera noltei*.

Nell'area retrostante la nuova isola al centro del porto canale, ritenuta critica per le possibili modifiche morfologiche e idrodinamiche, il bilancio delle praterie, rispetto all'*ante operam*, appare positivo per *Cymodocea nodosa* nelle aree a media-elevata profondità e per *Zostera noltei* nelle aree di bassofondo emergente. Gli incrementi di *Zostera marina*, più contenuti e meno evidenti, sono importanti soprattutto per il significato ecologico che assumono (ripristino di praterie esistenti negli anni 90) e la nicchia ecologica che occupano.

In relazione alle perdite di areali rispetto al 2003 e non direttamente sovrapponibili all'impronta delle opere, queste sono riferibili a praterie perimetrali al Canale di S. Nicolò, poste a nord-ovest della nuova isola, ragionevolmente causate da un effetto idrodinamico di erosione sul margine della prateria. Le analisi modellistiche eseguite nei precedenti anni con il gruppo di lavoro dell'Università di Padova (ICEA-UNIPD) tendono comunque ad escludere variazioni idrodinamiche (velocità) all'interno delle praterie sui basso fondali (MAG. ACQUE - CORILA, 2012b; 2013b; PROVV.OO.PP. - CORILA, 2014b).

Sempre rispetto al 2003, risultano definitivamente perdute le praterie miste segnalate, sino al 2010, presso Venezia (S. Elena), a causa della realizzazione di una darsena, e quelle presenti lungo il molo sud della bocca di porto, come conseguenza dell'impatto delle opere, che hanno modificato il profilo del molo foraneo e dei fondali adiacenti. Parziali perdite sono evidenti nell'area dell'Isola della Certosa oggetto della realizzazione sia di una darsena, sia di barene artificiali.

Per i possibili impatti diretti delle opere sono state analizzate le variazioni delle praterie negli anni, tenendo conto anche della differente tipologia di impatto e suddividendole in:

- a) aree dove è in corso la realizzazione fisica delle "opere";
- b) aree in "consegna" affidate alle ditte per l'esecuzione dei lavori e nelle quali sono in transito i mezzi operativi;

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

- c) aree di basso fondale, non direttamente coinvolte dalle attività, dove però è situata la gran parte delle praterie.

Considerando che la maggior parte degli interventi in aree a fanerogame si è conclusa da alcuni anni, i dati rilevati nel 2016 confermano:

- 1) la quasi totale assenza di praterie nelle aree di competenza delle opere, perdute già nei primi anni di realizzazione di queste ultime, e che segnano comunque un lieve incremento sui fondali della diga sud con *Cymodocea nodosa* (0,2 ha attuali rispetto a 0,8 ha nel 2003);
- 2) una lieve espansione delle praterie a *Cymodocea nodosa* nelle aree in consegna ai cantieri variate da 0,6-0,7 ha degli ultimi anni agli attuali 1,6 ha (4,8 ha della fase *ante operam*).

La riduzione delle superfici a fanerogame, per le aree interessate dalle opere e per quelle in consegna, riguarda esclusivamente le praterie a *C. nodosa* giacenti su fondali profondi di 3-4 m e situate a ridosso del molo foraneo sud oggetto di interventi (tabella 3.14).

In relazione alle praterie di basso fondale poste nei settori non direttamente coinvolti dalle attività, ma potenzialmente esposte per vicinanza ai possibili impatti, le aree più sensibili si trovano a nord-ovest della nuova isola che in questo monitoraggio sono state oggetto di una specifica linea di indagine (PROVV.OO.PP. - CORILA, 2017a). Come già approfondito, la realizzazione dell'isola, pur segnalando specifici punti di criticità, può aver favorito nei fondali ad essa retrostanti un ampliamento degli areali a fanerogame. Una seconda area sensibile, situata parallelamente alla diga sud del molo di Lido è stata monitorata sino allo Studio B.6.72 B/9, poiché oggetto di modifiche strutturali ma, anche per la vicinanza delle opere stesse; non avendo rilevato variazioni sulle praterie anche al termine dei lavori, dal 2014 non è più stata oggetto di controllo.

Tabella 3.13. Valori di copertura normalizzati per la bocca di porto di Lido relativi allo Studio di riferimento (B.6.78/I), delle mappature (primavera-estate) del 2014, del 2015 e del 2016 per popolamenti puri o misti e per specie.

| | 2003 (ha) | 2014 (ha) | 2015 (ha) | 2016 (ha) |
|--|-------------|--------------|--------------|--------------|
| Popolamenti puri a <i>Cymodocea nodosa</i> | 32,2 | 76,1 | 86,1 | 97,1 |
| Popolamenti puri a <i>Zostera marina</i> | 0,0 | 0,5 | 0,8 | 3,5 |
| Popolamenti puri a <i>Zostera noltei</i> | 7,2 | 32,7 | 53,8 | 90,7 |
| Popolamenti misti a <i>Z. noltei</i> - <i>C. nodosa</i> | 10,6 | 7,0 | 5,3 | 10,8 |
| Popolamenti misti a <i>Z. noltei</i> - <i>Z. marina</i> | 6,2 | 1,7 | 1,9 | 5,6 |
| Popolamenti misti a <i>Z. marina</i> - <i>C. nodosa</i> | 0,0 | 0,1 | 1,0 | 0,2 |
| Popolamenti misti a <i>Z. noltei</i> - <i>Z. marina</i> - <i>C. nodosa</i> | 18,5 | 2,9 | 1,0 | 1,2 |
| Totali | 74,7 | 121,1 | 150,0 | 209,1 |

| Specie (popolamenti puri e misti) | 2003 (ha) | 2014 (ha) | 2015 (ha) | 2016 (ha) |
|-----------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| <i>Cymodocea nodosa</i> | 61,3 | 86,1 | 93,5 | 109,3 |
| <i>Zostera marina</i> | 24,8 | 5,2 | 4,9 | 10,3 |
| <i>Zostera noltei</i> | 42,5 | 44,4 | 62,1 | 108,2 |

Tabella 3.14. Valori di copertura normalizzati dello studio *ante operam* e degli ultimi tre studi ripartiti in relazione alle tre aree di interesse della bocca di porto di Lido (valori aggiornati agli shape di opere e aree in consegna dell'ottobre 2008).

| Specie (popolamenti puri e misti) | 2003 (ha) | 2014 (ha) | 2015 (ha) | 2016 (ha) |
|---|-------------|--------------|--------------|--------------|
| Copertura fanerogame in area "opere" | 0,8 | 0,0 | 0,0 | 0,2 |
| Copertura fanerogame in area "consegna" | 4,8 | 0,6 | 0,7 | 1,6 |
| Copertura fanerogame esterne "opere e consegna" | 69,1 | 120,5 | 149,3 | 207,3 |
| Coperture totali | 74,7 | 121,1 | 150,0 | 209,1 |

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

LIDO

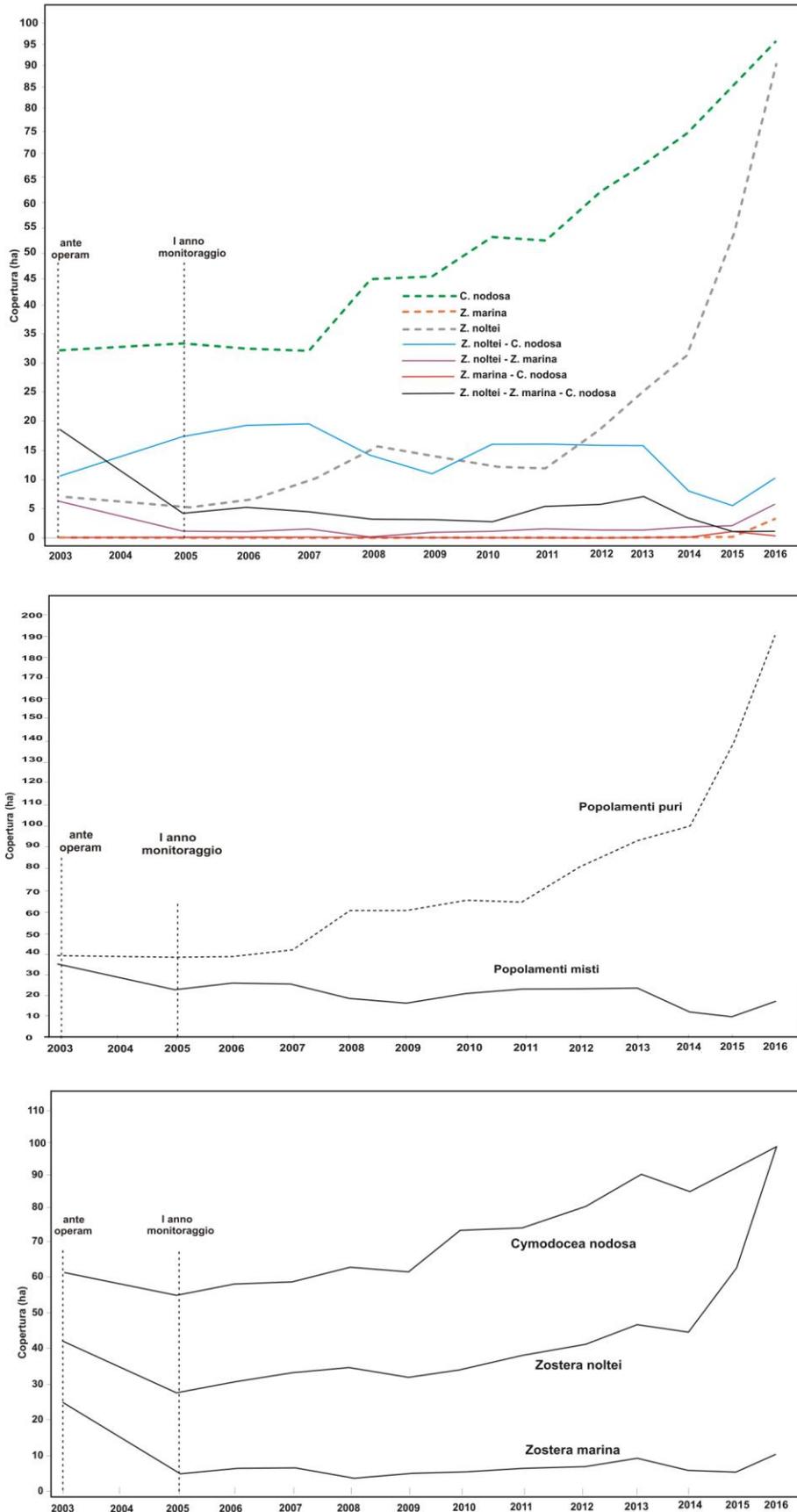


Figura 3.29. Bocca di porto di Lido: variazioni delle coperture avvenute tra il 2003 e il 2016 per le diverse tipologie di praterie. Nessun rilievo è stato eseguito nel 2004.

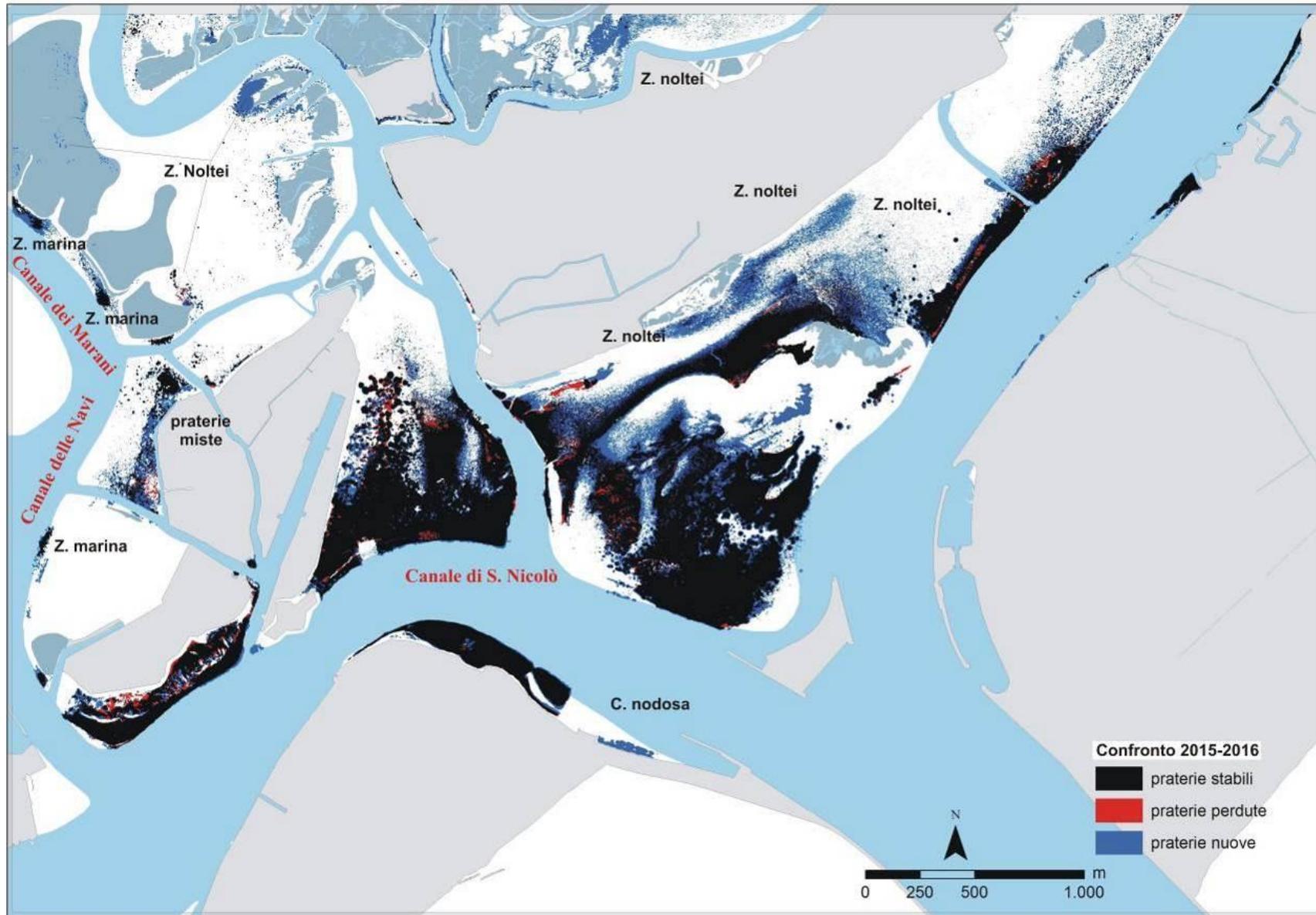


Figura 3.30. Porto di Lido: variazioni delle coperture a fanerogame marine tra il 2015 e il 2016.

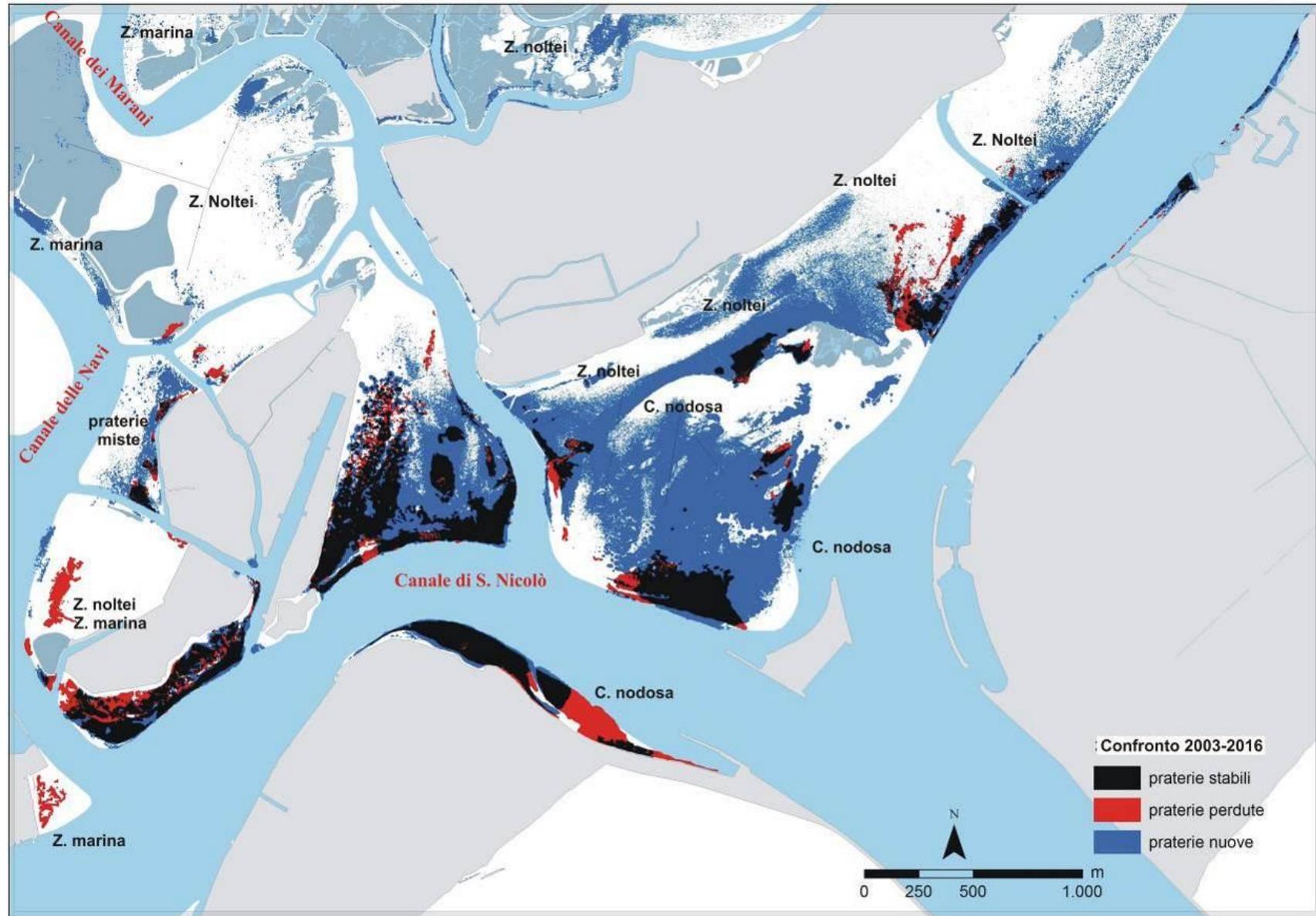


Figura 3.31. Porto di Lido: variazioni delle coperture a fanerogame marine tra il 2003 e il 2016.

3.2.4 I dinamismi delle praterie della bocca di porto di Malamocco (2003-2016)

La mappatura del 2016 (figure A.14 e 3.32 tabelle 3.15 e 3.16) ha evidenziato, tra praterie pure e miste, una copertura complessiva di 771,2 ha, superiore a quella del monitoraggio *ante operam* (+249,5 ha); rispetto agli ultimi anni, risulta superiore al monitoraggio del 2015 (+151,2) segnato da una regressione per motivi meteorologici della fanerogama *Zostera marina* mentre è in linea con quello del 2014 (-12,0 ha).

L'analisi per specie, comprensiva di praterie pure e miste, indica incrementi per *Cymodocea nodosa* sia rispetto alla mappatura *ante operam* del 2003 (+122,6 ha) sia rispetto agli ultimi due anni (+13,9 ha rispetto al 2014 e +38,3 ha rispetto al 2015). Le praterie pure e miste a *Zostera marina* sono ora di poco inferiori a quelle del 2003 (-19,2 ha) mentre più altalenante è il confronto con gli ultimi anni a causa dell'evento critico avvenuto nel 2015 che ha ridotto in modo significativo le praterie di questa specie. Il buon recupero di areali avvenuto proprio nel 2016 fa segnare un forte balzo rispetto al 2015 (+106,4 ha) ma evidenzia ancora un segno negativo rispetto al 2014 (-28,5 ha). Per *Zostera noltei*, il confronto comprensivo delle praterie miste e pure rispetto al 2003 segna, da sempre, un valore negativo (-97,0 ha) poiché, progressivamente negli anni, si sono trasformate in praterie pure a *Zostera marina* o a *Cymodocea nodosa*; negli ultimi anni le variazioni sono oramai limitate (+2,7 ha rispetto al 2014 e -3,7 ha rispetto al 2015).

La forte regressione segnata da *Zostera noltei* comprensiva di praterie pure e miste nella bocca di Malamocco appare nella realtà più virtuale che reale. Nella mappatura del 2003 era segnalata soprattutto con areali misti, dove però risultava specie minoritaria rispetto a *Cymodocea nodosa* e *Zostera marina*, che poi nel tempo hanno preso il sopravvento divenendo praterie pure.

Zostera marina pur con andamenti alterni ha progressivamente ampliato le sue praterie, soprattutto nel settore a nord della bocca, ma per le anomale condizioni meteorologiche dell'estate 2015, segnate da elevate temperature per diversi giorni sopra la soglia critica per la specie, è stata oggetto di una forte regressione. *Zostera marina*, infatti, è una specie mediterraneo-atlantica, che nei mesi primaverili è nel pieno del ciclo vitale e riproduttivo, producendo anche ciuffi fertili, ma che nei mesi estivi rallenta le sue funzioni vitali perché risente dell'incremento della temperatura. Nella letteratura scientifica, al riguardo, si trovano riferimenti a frequenti ed estese morie di questa specie quando le temperature superano 25-30°C; in tali circostanze si manifestano effetti negativi sul regolare svolgimento del processo fotosintetico, sulla produzione di nuove foglie e sui tassi di crescita che possono portare sino alla morte della pianta (Moore *et al.*, 2014; Marsh *et al.*, 1986; Fonseca e Uhrin, 2009; Nejrup e Pedersen, 2008). Un simile fenomeno era già stato documentato nel corso del monitoraggio MELa2 del triennio 2002-2004; a causa di elevate temperature estive registrate nell'estate 2003, infatti, erano state segnalate regressioni, per circa 1.000 ha, di praterie pure a *Zostera marina*, in gran parte localizzate tra la bocca di Malamocco e quella di Chioggia.

Le praterie a *Cymodocea nodosa* evidenziano un marcato incremento rispetto al 2003 nella tipologia pura, anche per la trasformazione di quelle miste in pure; nella bocca di Malamocco rimane la specie dominante con fluttuazioni spesso correlate, ma opposte, a quelle di *Zostera marina*.

Nella figura 3.32 è rappresentato il trend delle variazioni dell'estensione delle diverse tipologie di praterie dalla fase *ante operam* al 2016; nelle figure 3.33 e 3.34, invece, sono riassunte le principali variazioni intercorse tra il monitoraggio attuale e, rispettivamente, quello precedente (2015) e quello della fase *ante operam* (2003).

Dalla fase *ante operam* (2003) le **praterie pure**, pur con gli arretramenti osservati nel 2015, sono aumentate di +408,2 ha e quelle miste sono regredite di -158,6 ha. Considerando le singole specie, *C. nodosa* e *Z. marina* hanno subito un incremento, rispettivamente di +274,2 ha e +131,9 ha; in linea con quanto rilevato negli ultimi anni, la distribuzione di *Z. noltei*, nonostante l'incremento registrato nel 2015, è da considerarsi nel complesso stabile, con +2,1 ha rispetto al 2003.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Per le **praterie miste**, la regressione riguarda soprattutto quelle a *Z. marina* - *C. nodosa* (-59,5 ha) e quelle a *Z. noltei* - *Z. marina* - *C. nodosa* (-84,6 ha), divenute in gran parte pure a favore di *C. nodosa* e *Z. marina*.

In relazione alle variazioni negli anni delle estensioni delle praterie miste, come riportato anche nei precedenti Rapporti Finali, è opportuno precisare che a questa tipologia di praterie, per motivi tecnici/operativi, non può essere assegnato un grado di copertura per le singole specie che la compongono. Un'analisi delle dinamiche nel tempo di queste praterie non può essere quindi dettagliata come per quelle pure, perché costituite da un'ampia gamma di possibili relazioni di abbondanza tra le specie che le compongono, peraltro difficile da rappresentare cartograficamente. Comunque, i rilievi dei monitoraggi B.6.72, come pure quelli del 2002 (rilievi MELa2), hanno sempre evidenziato come le specie prevalenti nelle praterie miste siano *C. nodosa* o *Z. marina*, con *Z. noltei* sempre minoritaria.

La scarsa presenza di *Z. noltei* in questa bocca è ragionevolmente collegata alla morfologia generale dell'area, ad aspetti di competizione intraspecifica e ai range batimetrici non sempre adeguati alla specie, ma favorevoli alle altre due. Va comunque segnalato che nella mappatura MELa dei primi anni 2000 (MAG. ACQUE - SELC, 2005a, 2005b), anche se raramente, erano state osservate, nell'area tra Motta del Cornio Vecchio, Motta del Cornio Nuovo e Motta di Valgrande (area solo in parte rientrante nel monitoraggio attuale), piccole praterie della varietà di *Z. noltei* caratterizzata da lunghe lamine fogliari (sino a 40-60 cm) e capace di colonizzare i fondali dell'infralitorale. La varietà con ciuffo fogliare di dimensioni inferiori (15-30 cm) rimane comunque la specie nettamente prevalente nella laguna di Venezia e nelle aree oggetto di monitoraggio.

L'analisi cartografica riportata nelle figure 3.33 e 3.34 evidenzia le variazioni più significative avvenute rispetto al monitoraggio precedente (2015) e alla mappatura della fase *ante operam* (2003).

Nel confronto a breve termine (2015-2016) appaiono evidenti le variazioni a carico delle praterie a *Zostera marina* nel settore nord-est della bocca (Fig. 3.33). Nei rimanenti settori della bocca le variazioni tra i due periodi sono limitate e l'incremento delle coperture rilevato nel 2016 (+151,2 ha) deriva soprattutto da un incremento del grado di copertura (classe II e III) di *Zostera marina* dopo le regressioni osservate nel 2015 (classe I). Il settore nord della bocca di Malamocco appare quello che ha registrato negli ultimi 4-5 anni i più significativi incrementi di areali per *Zostera marina* ma che, nell'estate del 2015, ha anche risentito delle avverse condizioni meteorologiche che hanno ridotto gli areali e il grado di copertura.

Nelle settore centro-sud della bocca, le dinamiche progressive o regressive sono meno evidenti e più sfumate, dal momento che i fondali sono colonizzati prevalentemente da *Cymodocea nodosa* che, tra le tre specie, è la più resistente, tollerante e con una crescita rapida. In questa zona, pur se in fase di ricolonizzazione, sono ancora parzialmente rilevabili i segni dello scavo per l'interconnessione tra i sistemi acquedottistici di Venezia e Chioggia che ha interessato, a nord del Canale di Malamocco, *Z. marina* e, a sud, *C. nodosa*.

Nel confronto a lungo termine (2003-2016) si rileva che il bilancio tra nuove colonizzazioni e perdite è nettamente a favore delle prime. Le maggiori si hanno nel settore nord della bocca con estese praterie a *Zostera marina* su fondali di 1-2 m, mentre nel settore centro-sud della bocca le nuove colonizzazioni sono da ricondurre principalmente a *C. nodosa* e solo secondariamente a *Z. marina*.

La disamina delle praterie a fanerogame per le aree sottoposte a diverso impatto (aree con "opere", aree in "consegna ai cantieri" e aree di basso fondale non direttamente coinvolte dalle attività) non ha rilevato evidenti variazioni negli ultimi anni. Nelle aree oggetto di lavori alle opere o attività ad esse collegate, dell'estesa prateria presente nel 2003 a ridosso del molo sud, su quote di 3-4 m, rimangono, nell'area di competenza delle opere, circa 0,1 ha e, nell'area in "consegna" ai cantieri,

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

circa 0,3 ha (tabella 3.16). Minori perdite di praterie a *Cymodocea nodosa* si sono avute negli anni anche lungo la diga nord, su fondali di 2-3 m di profondità.

Tabella 3.15. Valori di copertura normalizzati per la bocca di porto di Malamocco relativi allo Studio di riferimento (B.6.78/I) del 2003 e delle mappature (primavera-estate) del 2014, 2015 e del 2016, per popolamenti puri o misti e per specie.

| Tipologia dei popolamenti | 2003 (ha) | 2014 (ha) | 2015 (ha) | 2016 (ha) |
|--|------------------|------------------|------------------|------------------|
| Popolamenti puri a <i>Cymodocea nodosa</i> | 302,7 | 564,4 | 528,1 | 576,9 |
| Popolamenti puri a <i>Zostera marina</i> | 49,0 | 207,7 | 67,9 | 180,9 |
| Popolamenti puri a <i>Zostera noltei</i> | 0,5 | 2,0 | 5,2 | 2,6 |
| Popolamenti misti a <i>Z. noltei</i> - <i>C. nodosa</i> | 11,2 | 0,2 | 5,0 | 3,7 |
| Popolamenti misti a <i>Z. noltei</i> - <i>Z. marina</i> | 12,0 | 4,5 | 2,3 | 5,0 |
| Popolamenti misti a <i>Z. marina</i> - <i>C. nodosa</i> | 61,7 | 2,5 | 8,9 | 2,2 |
| Popolamenti misti a <i>Z. noltei</i> - <i>Z. marina</i> - <i>C. nodosa</i> | 84,6 | 1,9 | 2,5 | 0,0 |
| Totali | 521,7 | 783,2 | 620,0 | 771,2 |

| Specie (popolamenti puri e misti) | 2003 (ha) | 2014 (ha) | 2015 (ha) | 2016 (ha) |
|--|------------------|------------------|------------------|------------------|
| <i>Cymodocea nodosa</i> | 460,2 | 568,9 | 544,5 | 582,8 |
| <i>Zostera marina</i> | 207,3 | 216,6 | 81,7 | 188,1 |
| <i>Zostera noltei</i> | 108,3 | 8,6 | 15,0 | 11,3 |

Tabella 3.16. Valori di copertura normalizzati dello studio *ante operam* e degli ultimi tre studi ripartiti in relazione alle tre aree di interesse della bocca di porto di Malamocco (valori aggiornati agli shape di opere e aree in consegna dell'ottobre 2008).

| Specie (popolamenti puri e misti) | 2003 (ha) | 2014 (ha) | 2015 (ha) | 2016 (ha) |
|---|------------------|------------------|------------------|------------------|
| Copertura fanerogame in area "opere" | 2,4 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| Copertura fanerogame in area "consegna" | 0,6 | 0,2 | 0,3 | 0,3 |
| Copertura fanerogame esterne "opere e consegna" | 518,7 | 782,9 | 619,6 | 770,8 |
| Coperture totali | 521,7 | 783,2 | 620,0 | 771,2 |

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

MALAMOCCO

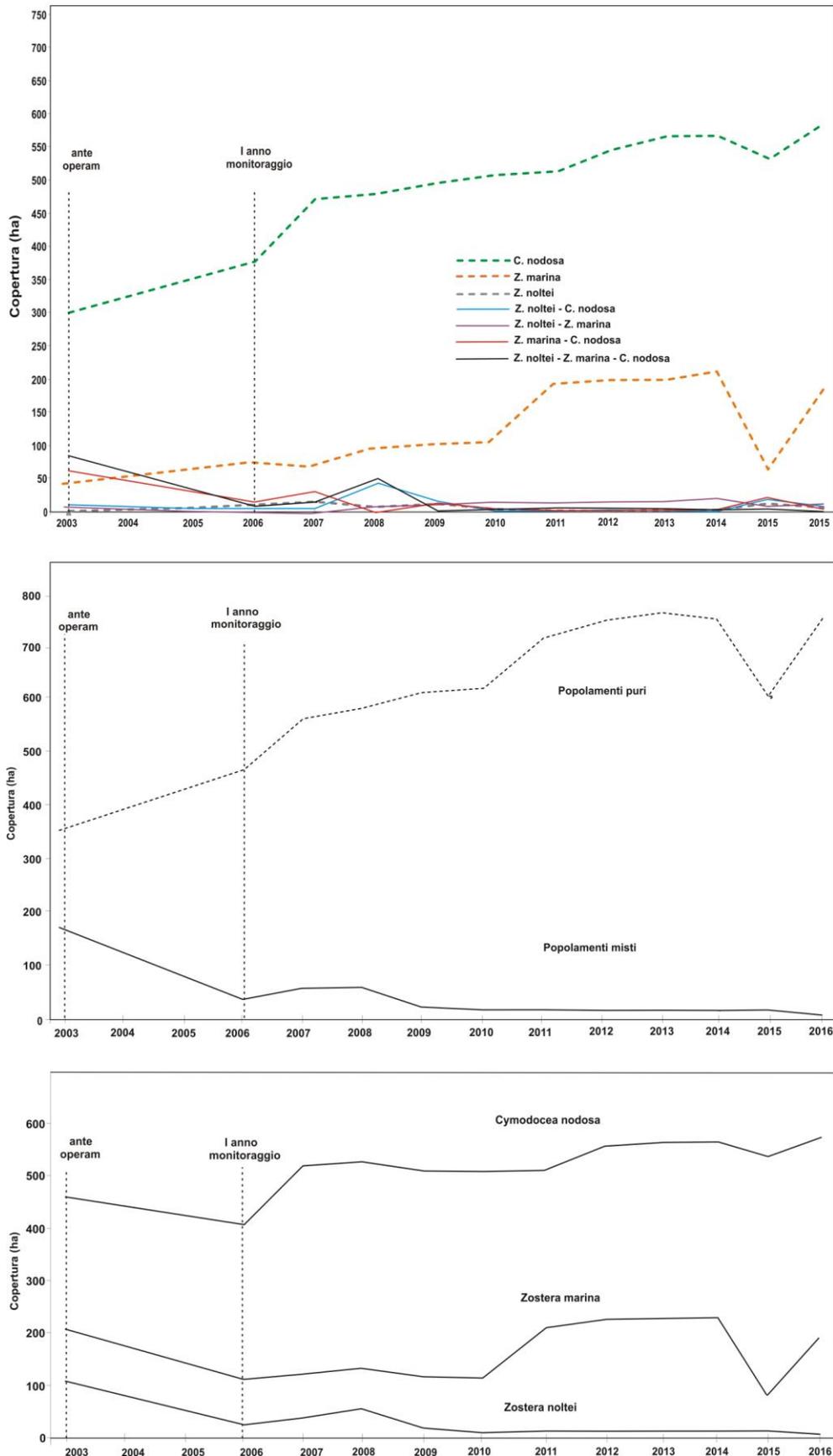


Figura 3.32. Bocca di porto di Malamocco: variazioni delle coperture avvenute tra il 2003 e il 2016 per le diverse tipologie di praterie. Nessun rilievo è stato eseguito nel 2004 e nel 2005 per questa bocca di porto.

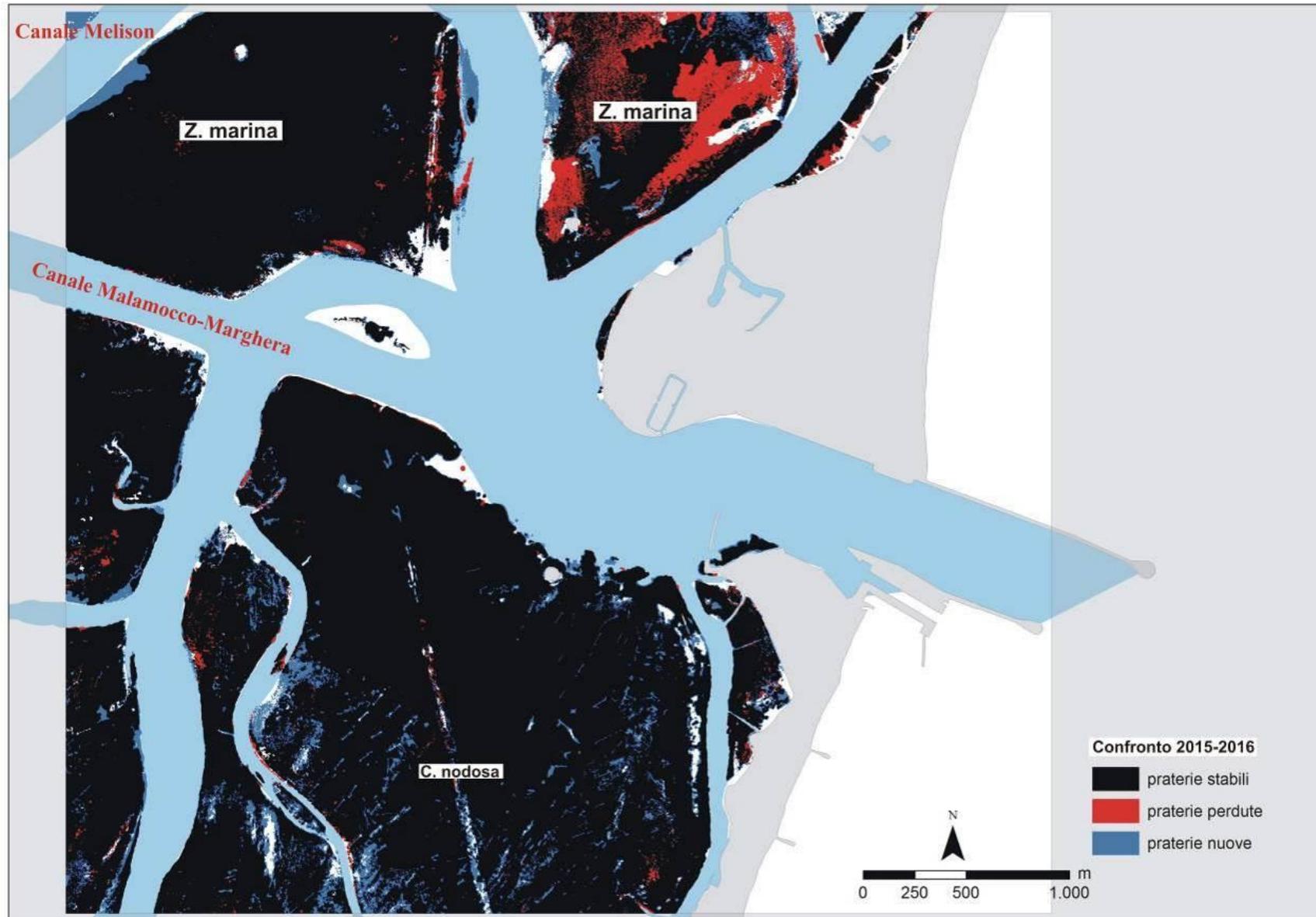


Figura 3.33. Porto di Malamocco: variazioni delle coperture a fanerogame marine tra il 2015 e il 2016.

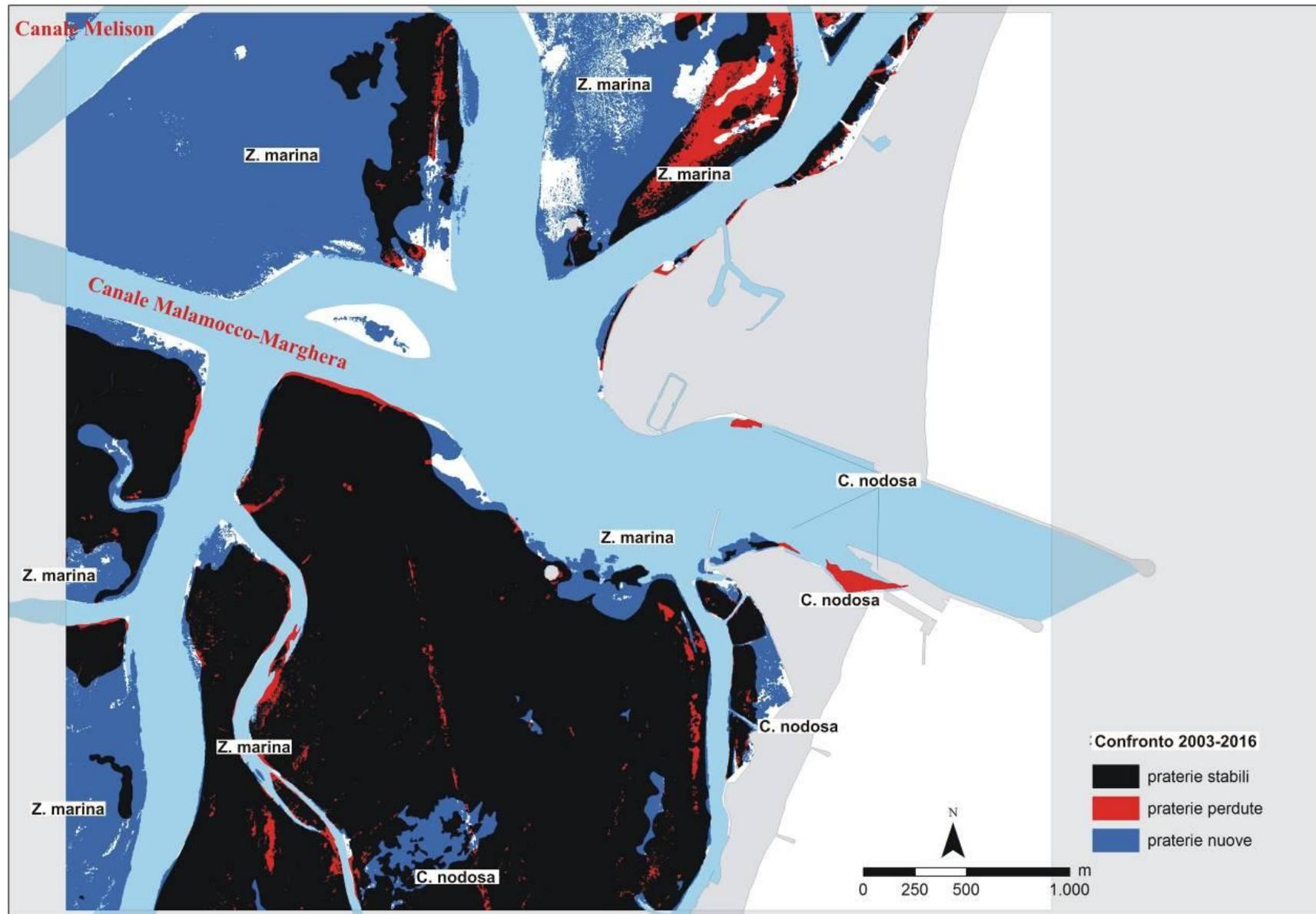


Figura 3.34. Porto di Malamocco: variazioni delle coperture a fanerogame marine tra il 2003 e il 2016.

3.2.5 I dinamismi delle praterie della bocca di porto di Chioggia (2003-2016)

La mappatura realizzata nel 2016 (figure A.26 e 3.35; tabelle 3.17 e 3.18) ha rilevato coperture complessive di 372,6 ha, superiori a quelle del 2003 (+58,0 ha), del 2014 (+33,0 ha) e del 2015 (+58,1 ha).

Come più volte ricordato nei precedenti rapporti finali, le dinamiche delle praterie di questa bocca di porto sono più complesse rispetto a quelle di Lido e di Malamocco per la presenza di aree adibite alla coltivazione delle vongole, che negli anni sono variate di estensione e di posizione, rese attive o, in parte o totalmente, dismesse (fig. 3.38).

Dal 2003 gli andamenti delle coperture di questa bocca di porto hanno visto una riduzione delle estensioni delle fanerogame che ha interessato indistintamente le tre specie, nelle tipologie sia pure che miste. Nella prima mappatura del 2006, eseguita durante la realizzazione delle opere, le coperture complessive erano valutate in 280,2 ha rispetto a 314,6 ha del 2003. Nei successivi anni, pur presentando incrementi e riduzioni, le estensioni delle praterie sono progressivamente aumentate, soprattutto a partire dal 2010, con un primo massimo nel 2013-2014 (con 337,1-339,6 ha), una flessione nel 2015 (314,5 ha) per la riduzione di *Zostera marina*, già segnalata anche per le altre bocche di porto, e un secondo massimo, più elevato del primo, nel presente monitoraggio con 372,6 ha.

Come nelle altre bocche, negli anni si è assistito ad una progressiva riduzione delle praterie miste (da 165,1 ha del 2003 a 18,1 ha del 2016) e ad un aumento di quelle pure, variate da 149,5 ha del 2003 agli attuali 354,5 ha. Le praterie sono sempre state caratterizzate, per circa il 90%, da due specie, *Cymodocea nodosa* e *Zostera marina* mentre *Zostera noltei*, pur con incrementi e riduzioni, è sempre risultata una specie minoritaria (30-35 ha tra pure e miste) che colonizza i substrati intertidali, in virtù della maggiore capacità di resistere alle prolungate emersioni durante le basse maree.

Analizzando le singole specie, nella tipologia a **praterie** sia **pure** che **miste**, per *Cymodocea nodosa* si hanno attualmente valori confrontabili con quelli del 2003 (-5,0 ha), mentre risultano inferiori quelli per *Zostera marina* (-45,1 ha) e per *Zostera noltei* (-41,0 ha).

In relazione alle praterie di tipologia pura, le praterie a *Cymodocea nodosa* registrano un forte incremento rispetto al 2003 (+131,3 ha) e di +13,6 ha rispetto al 2015; per *Zostera marina* si rileva un sensibile incremento rispetto sia al 2003 (+62,9 ha) sia al 2015 (+48,2 ha) mentre per *Zostera noltei* si ha un lieve incremento rispetto al 2003 (+10,8 ha) e stabilità rispetto al 2015 (-1,1 ha).

Per quanto attiene *Zostera marina* va sottolineato come, dopo la regressione osservata tra il 2015 e il 2014 di circa 25 ha, avvenuta soprattutto a livello del grado di copertura, la mappatura del 2016 registri un forte incremento per questa specie, sia degli areali (praterie pure) che delle coperture, che ritornano sui livelli degli ultimi anni prima della flessione.

Come ribadito negli anni, le dinamiche delle praterie di questa bocca di porto devono tener conto degli impatti diretti o indiretti riconducibili alle attività legate all'allevamento delle vongole.

Nel confronto tra il 2015 e il 2016 (fig. 3.36), nel settore centro-nord della bocca, le perdite e gli incrementi di areali sono riconducibili essenzialmente alle praterie di *Zostera marina*, spesso all'interno di aree di concessione per allevamento delle vongole. Qui le perdite e gli incrementi appaiono comunque bilanciati e anche le nuove colonizzazioni appaiono sempre prossime alle aree di concessione o al loro interno. Il settore centro-sud della bocca di porto appare invece segnato da uno sbilanciamento a favore di nuove colonizzazioni, anche qui soprattutto a *Zostera marina* che recupera quanto perduto con gli eventi meteorologici avversi del 2015 e come conseguenza di una minore incidenza delle macroalghe del genere *Ulva* rispetto al passato.

Sulla base di questi rilievi, vengono quindi confermate le valutazioni fatte nel precedente Rapporto Finale (PROVV.OO.PP. - CORILA, 2016a) dove si sottolineava il fatto che, essendo la perdita

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

dovuta ad eventi “naturali” e non a cause antropiche dirette ed essendo ottimali i trend di crescita osservati per *Zostera marina* negli ultimi anni, sussistevano buone potenzialità di recupero, anche in virtù del forte impulso che tale specie ha con la riproduzione tramite semi.

Il confronto cartografico a lungo termine 2003-2016 evidenzia come, nel settore centro-nord della bocca, le perdite o le espansioni delle praterie siano localizzate spesso nelle aree in concessione degli allevamenti di vongole o in aree ad esse vicine (fig. 3.37). Da sempre, le dinamiche di utilizzo di queste aree per l'allevamento non sono state uniformi e, per il variare delle aree concesse e del loro effettivo utilizzo, hanno determinato l'alternanza di fasi regressive e di colonizzazione parziale o totale da parte delle fanerogame. Il settore centro-sud della bocca è invece segnato da progressioni e regressioni non direttamente collegate agli allevamenti ma principalmente a dinamiche naturali quali i bloom algali di *Ulva* o alle elevate temperature estive, che incidono soprattutto sulla distribuzione di *Zostera marina*. Ascrivibile, invece, alle opere alla bocca è la perdita di areali a *Cymodocea nodosa* di circa 4-5 ha su fondali di 3-4 m all'entrata nord della bocca di porto, lungo la conterminazione lagunare di Ca' Roman.

La disamina delle praterie a fanerogame per le aree sottoposte a diverso impatto (aree con “opere”, aree in “consegna ai cantieri” e aree di basso fondale non direttamente coinvolte dalle attività) non denota perdite significative rispetto al 2015. Rispetto al 2003, sono stabilizzate, oramai da alcuni anni, le perdite nell'area di riferimento delle opere (stimabili in 4,4 ha) e quelle nelle aree in consegna ai cantieri (1,4 ha). Le perdite di fanerogame riguardano *Cymodocea nodosa*, un tempo presente su fondali di 3-4 m e sulla quale sono state realizzate opere fisse in pietra o accessorie ai lavori (tabella 3.18).

Tabella 3.17. Valori di copertura normalizzati per la bocca di porto di Chioggia relativi allo Studio di riferimento (B.6.78/I) e della mappatura (primavera-estate) del 2014, del 2015 e del 2016, per popolamenti puri o misti e per specie.

| Tipologia dei popolamenti | 2003 (ha) | 2014 (ha) | 2015 (ha) | 2016 (ha) |
|--|------------------|------------------|------------------|------------------|
| Popolamenti puri a <i>Cymodocea nodosa</i> | 75,5 | 177,6 | 193,2 | 206,8 |
| Popolamenti puri a <i>Zostera marina</i> | 73,5 | 132,3 | 88,2 | 136,4 |
| Popolamenti puri a <i>Zostera noltei</i> | 0,5 | 11,0 | 12,4 | 11,3 |
| Popolamenti misti a <i>Z. noltei</i> - <i>C. nodosa</i> | 40,7 | 0,0 | 0,0 | 1,6 |
| Popolamenti misti a <i>Z. noltei</i> - <i>Z. marina</i> | 22,1 | 11,0 | 14,5 | 11,3 |
| Popolamenti misti a <i>Z. marina</i> - <i>C. nodosa</i> | 97,8 | 6,7 | 6,2 | 2,5 |
| Popolamenti misti a <i>Z. noltei</i> - <i>Z. marina</i> - <i>C. nodosa</i> | 4,5 | 1,0 | 0,0 | 2,7 |
| Totali | 314,6 | 339,6 | 314,5 | 372,6 |

| Specie (popolamenti puri e misti) | 2003 (ha) | 2014 (ha) | 2015 (ha) | 2016 (ha) |
|--|------------------|------------------|------------------|------------------|
| <i>Cymodocea nodosa</i> | 218,6 | 185,3 | 199,4 | 213,6 |
| <i>Zostera marina</i> | 198,0 | 151,0 | 108,8 | 152,9 |
| <i>Zostera noltei</i> | 67,9 | 23,0 | 26,9 | 26,9 |

Tabella 3.18. Valori di copertura normalizzati dello studio *ante operam* e dei tre ultimi studi ripartiti in relazione alle tre aree di interesse della bocca di porto di Chioggia (valori aggiornati agli shape di opere e aree in consegna dell'ottobre 2008).

| Specie (popolamenti puri e misti) | 2003 (ha) | 2014 (ha) | 2015 (ha) | 2016 (ha) |
|---|------------------|------------------|------------------|------------------|
| Copertura fanerogame in area “opere” | 4,4 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| Copertura fanerogame in area “consegna” | 2,8 | 1,2 | 1,3 | 1,4 |
| Copertura fanerogame esterne “opere e consegna” | 307,4 | 338,3 | 313,1 | 371,1 |
| Coperture totali | 314,6 | 339,6 | 314,5 | 372,6 |

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

CHIOGGIA

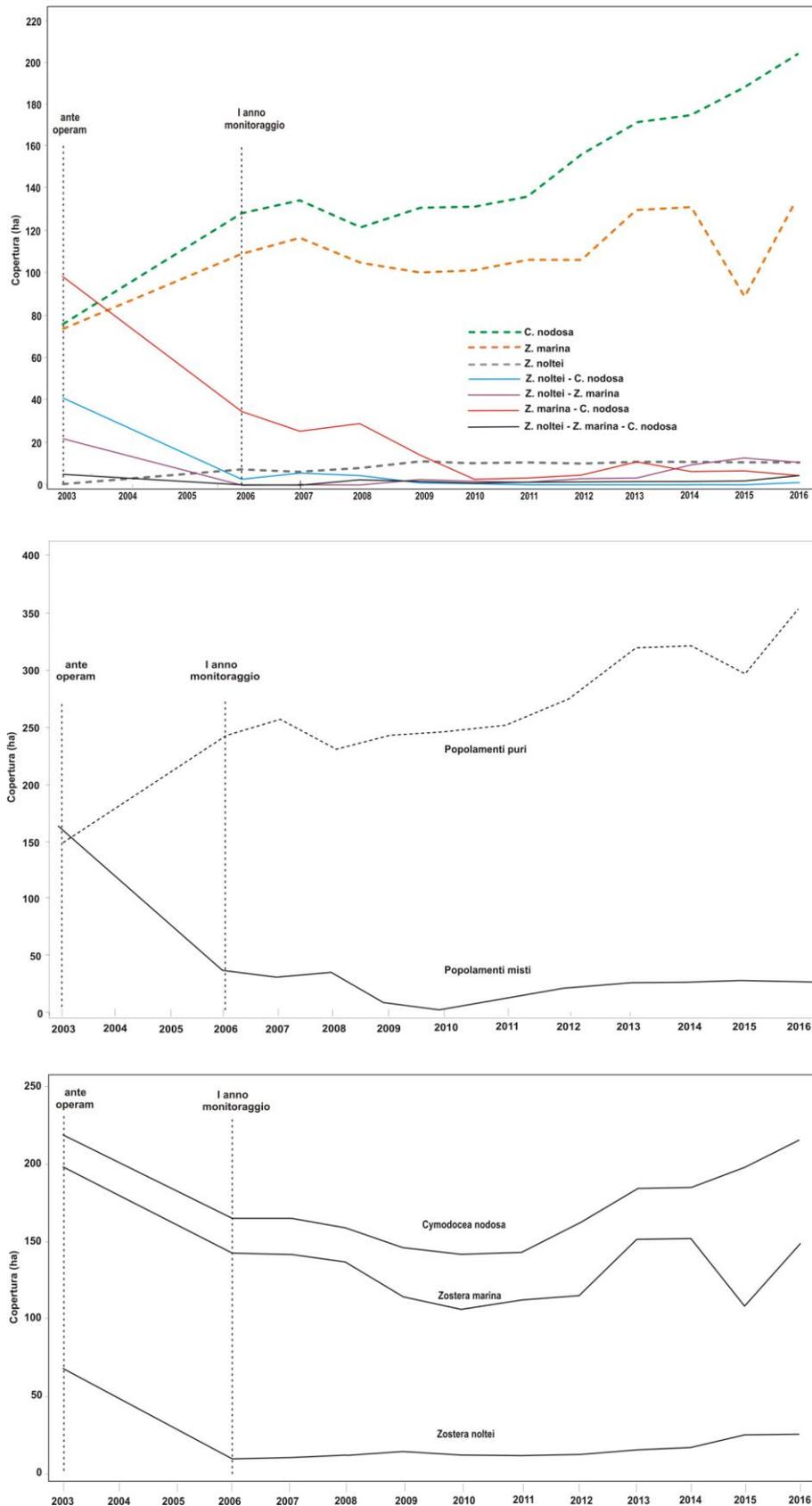


Figura 3.35. Bocca di porto di Chioggia: variazione delle coperture avvenute tra il 2003 e il 2016 per le diverse tipologie di praterie. Nessun rilievo è stato eseguito nel 2004 e nel 2005 per questa bocca di porto.

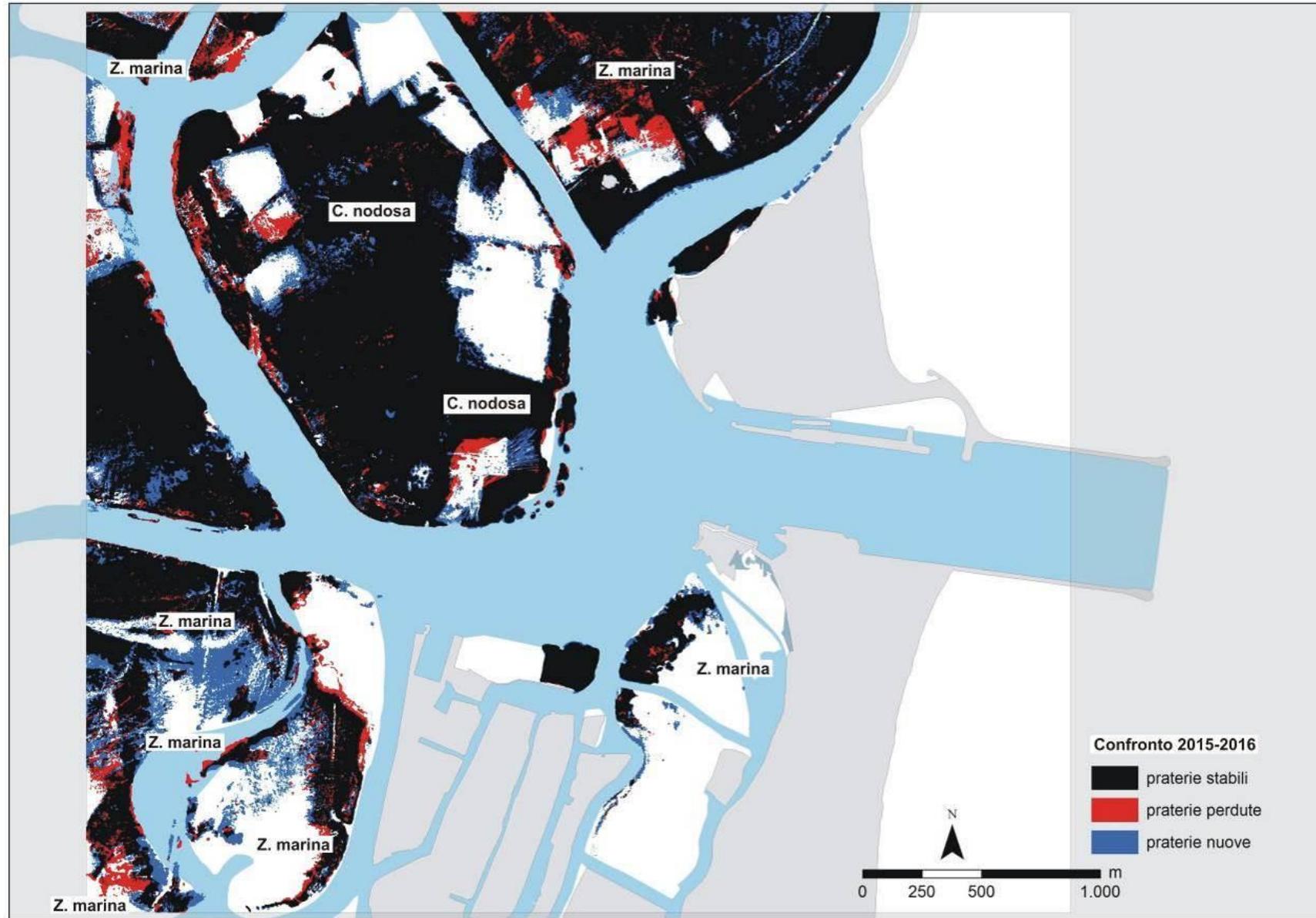


Figura 3.36. Porto di Chioggia: variazioni delle coperture a fanerogame marine tra il 2014 e il 2016.

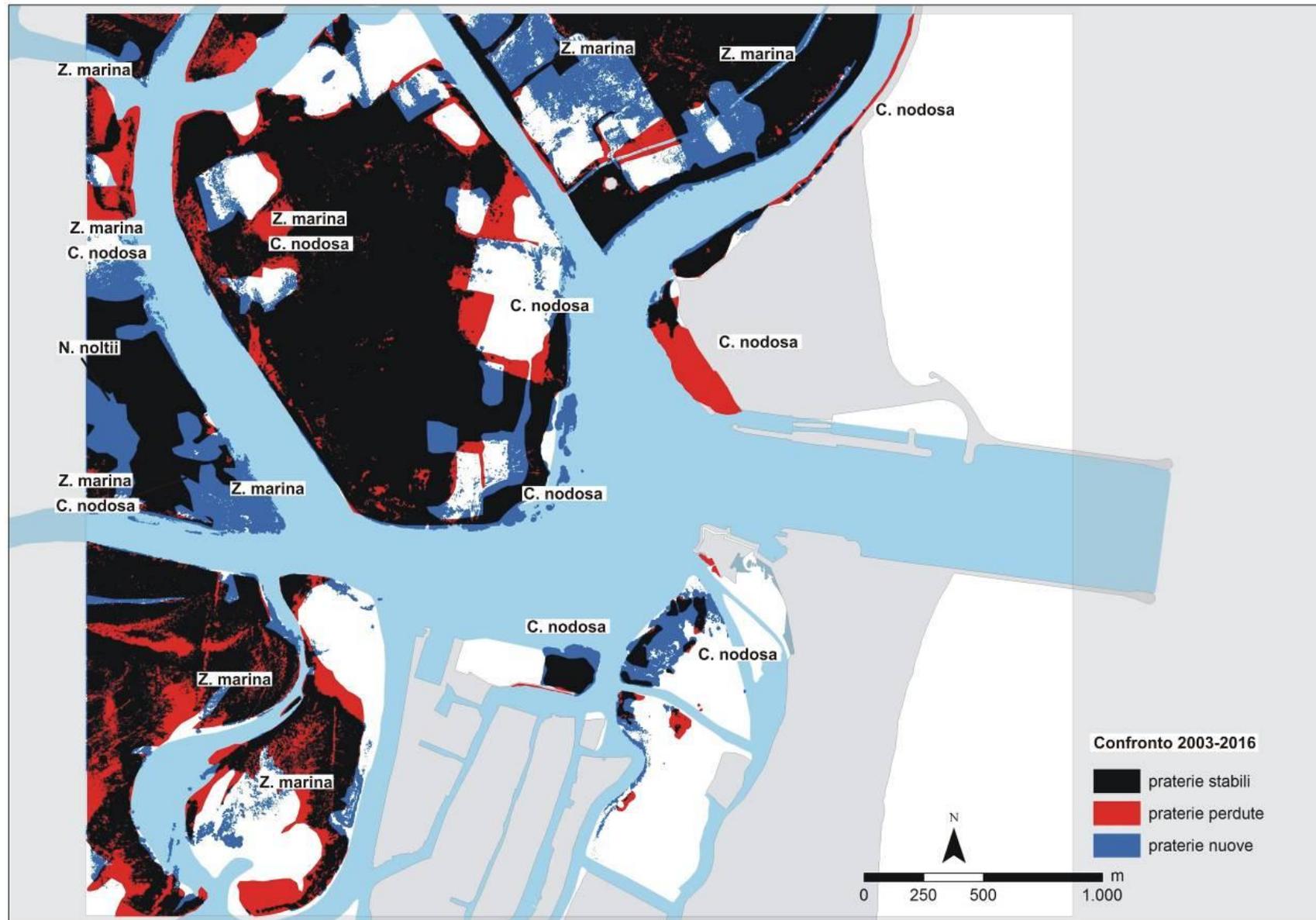


Figura 3.37. Porto di Chioggia: variazioni delle coperture a fanerogame marine tra il 2003 e il 2016.

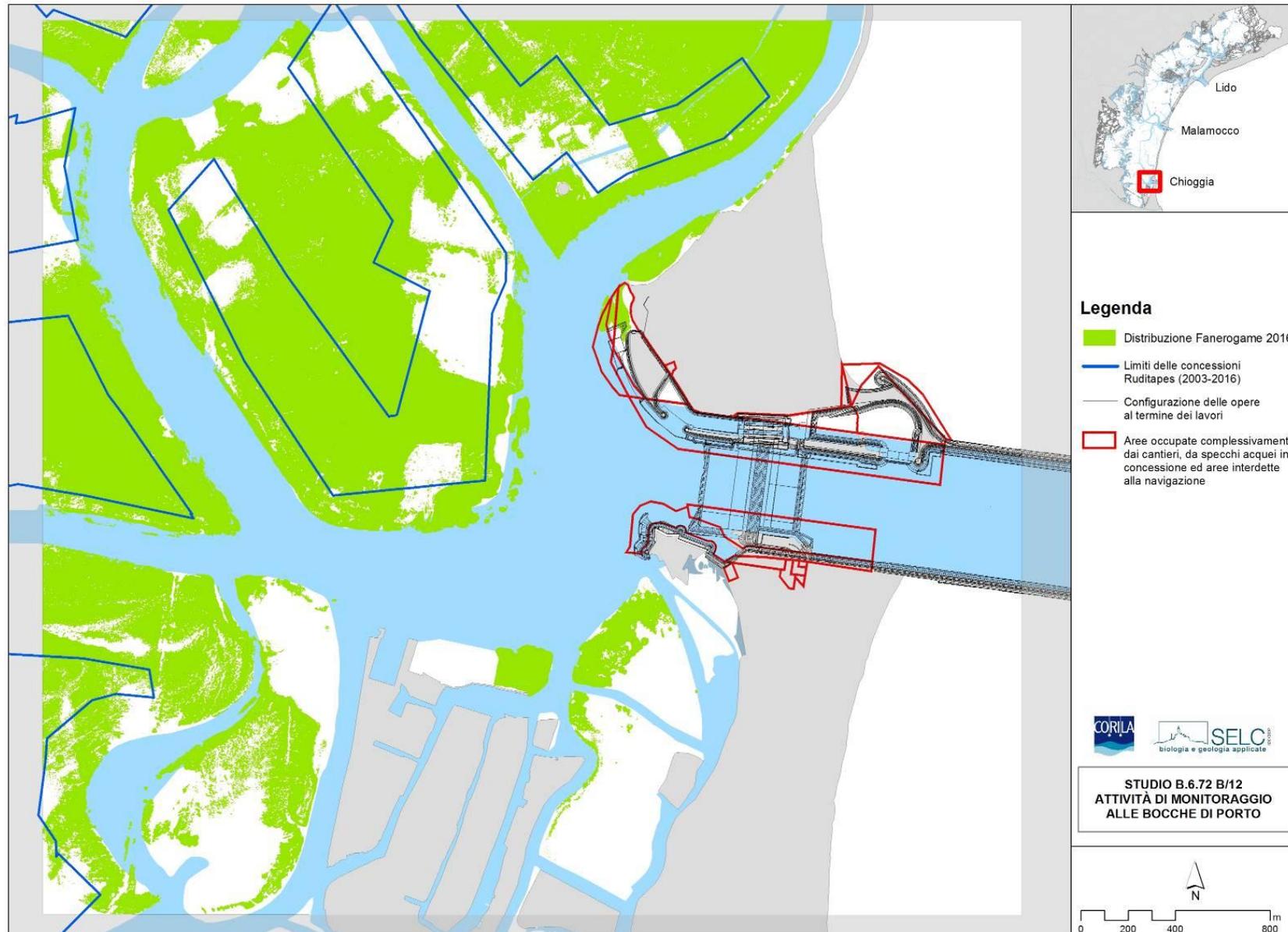


Figura 3.38. Perimetro delle aree di concessione per la coltivazione del *Ruditapes* e distribuzione delle fanerogame marine relativamente al 2016.

3.2.6 Analisi e valutazioni dei dati meteo-climatici

Numerosi lavori indicano come tra i principali fattori che controllano la crescita delle fanerogame ci siano la temperatura e la radiazione luminosa (Zharova *et al.*, 2001, 2008; Marbà *et al.*, 1996; Buia e Mazzella, 1991; Rasmussen, 1973). Considerando le specie presenti nella laguna di Venezia, esistono dati e valutazioni di questi parametri soprattutto per la temperatura dell'acqua per *Cymodocea nodosa* e *Zostera marina* che, nelle aree di bocca oggetto del monitoraggio, costituiscono le praterie maggiori per estensione.

Lavori specifici per la laguna di Venezia che si basano su modelli matematici (Zharova *et al.*, 2001, 2008) indicano come il fattore fisico che maggiormente controlla lo sviluppo di queste due rizofite (*Cymodocea* specie tropicale e *Zostera* specie tipicamente mediterranea-atlantica) sia la temperatura e, solo secondariamente, la radiazione luminosa, che sembra intervenire prevalentemente sui cicli stagionali.

Il confronto con lavori relativi all'ambiente marino (Terrados e Ros, 1992; Mazzella *et al.*, 1993; Pérez e Romero, 1994) indicano come le dinamiche di crescita negli ambienti di transizione, ed in particolare nelle lagune del nord Adriatico, siano più accentuate. La causa può essere ricercata nella maggiore disponibilità di nutrienti, nella minore profondità dei fondali e negli effetti più accentuati degli eventi meteo-climatici.

La morfologia delle aree di transizione e la minore inerzia del corpo idrico, dovuta soprattutto alla ridotta profondità, rendono questi ambienti più soggetti alle variazioni di temperatura e della radiazione solare e più esposti ad eventi meteo-marini (venti, correnti) che possono ripercuotersi, anche con dinamiche molto rapide, sulla componente biologica (es. forti venti di bora o di scirocco possono indurre una riduzione della densità o una modifica della fisionomia delle praterie e dell'apparato fogliare, variando, di conseguenza, anche l'epifitismo).

Oltre ai fattori di natura antropica (tabella 3.12), tra le principali cause della scomparsa repentina delle fanerogame marine sono ampiamente riportati in letteratura a) gli eventi meteo-marini tipo "storm" che determinano variazioni dei fondali, scalzamento e processi di sedimentazione e b) le elevate temperature estive che coinvolgono soprattutto le specie più sensibili, *Zostera marina* e *Zostera noltei* (Van der Graaf *et al.*, 2009; Cardoso *et al.*, 2008; Dolch e Reise, 2009). Quest'ultima, se i fenomeni sono di elevata intensità, ne può risentire in modo particolare perché colonizza anche i substrati che emergono durante le basse maree.

In questa sezione viene esaminato l'andamento annuale di tre fattori meteoroclimatici che possono incidere sulle dinamiche delle fanerogame marine: 1) la temperatura dell'acqua, poiché vivono immerse, 2) la temperatura dell'aria, perché in alcuni siti (soprattutto Lido) durante le basse maree si verificano, per talune specie, parziali e momentanee emersioni, 3) la radiazione solare, dal momento che queste piante acquatiche svolgono i processi fotosintetici.

I dati orari o giornalieri rilevati dal 2003 al 2016, misurati dalla strumentazione disponibile di anno in anno per i parametri radiazione solare (Istituto Cavanis - ARPAV), temperatura acqua (Punta Salute - Comune Venezia, dati centro maree) e aria (sonda Meda bocca di Malamocco, stazione Malamocco Laguna di MAV-CVN) sono stati riorganizzati per medie mensili per confrontarne i trend annuali (fig. 3.39). Per una migliore comprensione dei grafici, i dati sono esplicitati come valori medi mensili del 2003 (*ante operam*), del periodo 2004-2014 (periodo che comprende gran parte gli anni del monitoraggio) e dei monitoraggi del 2015 e 2016.

Per la valutazione di possibili effetti di questi parametri sulle dinamiche delle fanerogame marine rispetto allo studio di riferimento B.6.78/I, è opportuno ricordare che, degli ultimi 30 anni, il 2002 è stato quello con le maggiori precipitazioni e il 2003, anno dello studio *ante operam*, uno dei più caldi in assoluto (MAG. ACQUE - SELC, 2005d), non solo a livello locale, ma anche a livello europeo, con effetti sulla distribuzione delle fanerogame marine segnalati in lavori del Mar Baltico,

dell'Olanda e del Portogallo (Reusch *et al.*, 2005; Cardoso *et al.*, 2008, Van der Graaf *et al.*, 2009).

Riguardo ai trend della temperatura dell'aria del 2016, si evidenziano valori superiori ai trend già osservati e rispettivamente +2,1°C a febbraio e +1,9°C a settembre nei confronti della media 2004-2015. Si tratta di valori che ragionevolmente non implicano variazioni sulle dinamiche delle fanerogame considerando che si sono manifestati in periodi di stasi invernale (febbraio) e sviluppo già avvenuto (settembre). Al contrario, i mesi di maggio e giugno, quando i valori sono più bassi della media 2004-2015 (rispettivamente -1,0°C e -0,7°C) e in parte anche in luglio e agosto, quando le temperature sono tra le più basse, modeste variazioni sulle dinamiche di crescita possono essersi verificate, in particolare per quanto riguarda l'avvio della crescita estiva. I rilievi della prima campagna di fine luglio non hanno comunque rilevato situazione anomala. Nei rimanenti mesi dell'anno i valori della temperatura si allineano ai trend osservati nei precedenti anni. Il 2016 non ha comunque evidenziato, come nel 2015, temperature dell'aria elevate nei mesi estivi tali da incidere sulle praterie a fanerogame. I valori elevati osservati in febbraio e settembre rientrano nella gamma di temperature delle praterie di queste specie. Tuttavia bisogna segnalare che in gennaio 2017 temperature estremamente basse hanno portato al congelamento delle acque nelle aree più confinate della laguna: in laguna a nord delle barene di Burano e Torcello, oggetto di ripopolamento nell'ambito del programma Life "SeResto", il congelamento dei fondali ha portato all'eradicazione da parte del ghiaccio di ampie praterie emergenti a bassa marea e un ritardo della ripresa primaverile di ben due mesi. In talune aree la ricolonizzazione è avvenuta solo per il germogliamento dei semi trattenuti dai sedimenti mentre le piante adulte sono andate perdute.

Per la temperatura dell'acqua, che rispetto all'aria presenta una maggiore inerzia, i trend osservati nell'anno appaiono simili a quelli dell'aria. A febbraio (+1,2°C) e settembre (+0,2°C) ma anche in aprile (+0,8°C), le temperature sono state superiori ai valori medi del 2004-2015, mentre i mesi primaverili-estivi di maggio, giugno ed agosto hanno segnato temperature tendenzialmente più basse (da -0,1°C a -0,4°C) rispetto alla media dei precedenti anni. Riferendosi ai mesi più critici per queste piante, il 2016 ha visto valori della temperatura tendenzialmente di poco inferiori, che non hanno ragionevolmente influito sulle dinamiche di sviluppo. Va sottolineato come nel 2015 lo stesso periodo era invece stato segnato da valori della temperatura tendenzialmente superiori alle medie. I rilievi della prima campagna di fine luglio non hanno comunque rilevato situazione anomala.

La radiazione solare nei mesi invernali, primaverili e di inizio estate ha segnato valori tendenzialmente inferiori alla media dei precedenti anni, con periodi marcatamente più bassi anche del periodo *ante operam* (da -39W/m² a -69W/m²). Nel trend dell'anno, solamente il mese di agosto ha registrato valori superiori a quelli dei precedenti anni (+1769W/m²). Come per i due precedenti parametri, i rilievi della prima campagna di fine luglio e la successiva di fine settembre non hanno comunque rilevato situazioni anomale in relazione alla fenologia delle praterie.

In relazione a quanto osservato nel 2015, dove i parametri esaminati risultavano tendenzialmente superiori a quelli dei precedenti anni, il 2016 appare contrassegnato da valori medi mensili tendenzialmente inferiori a quelli dei precedenti anni nei mesi dello sviluppo vegetativo. Al riguardo, va segnalato come soprattutto i valori della temperatura possano risultare anche critici per talune specie (*Zostera marina*; Moore *et al.*, 2014; Marsh *et al.*, 1986; Fonseca e Uhrin, 2009; Nejrup e Pedersen 2008), mentre i valori inferiori (nelle grandezze osservate in laguna) possano al limite solo rallentare parzialmente la ripresa vegetativa o lo sviluppo estivo.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

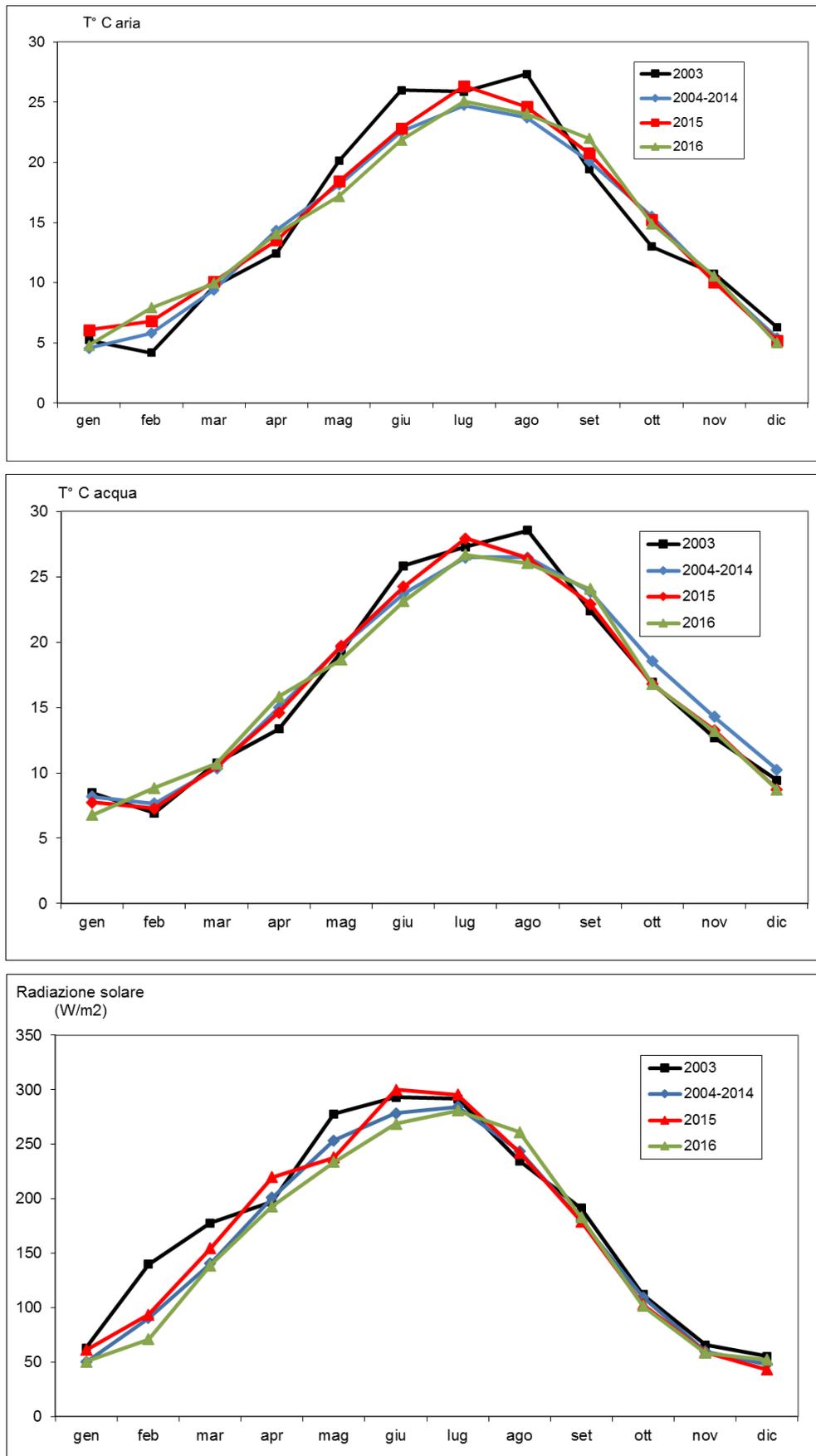


Figura 3.39. Valori medi mensili di alcuni parametri meteo-climatici (temperatura aria, temperatura acqua e radiazione solare). Le medie del 2003, del periodo 2004-2014 e del 2015 sono confrontate con quelle del 2016.

4 CONSIDERAZIONI FINALI

L'analisi generale dei risultati delle tre campagne di monitoraggio (estate, tarda estate ed autunno) dello Studio B.6.72 B/12 (tabella 3.1, 3.4 e 3.6) e delle figure 4.1 e 4.2, che sintetizzano schematicamente le tendenze dei principali indicatori per ogni bocca di porto, evidenzia come la maggior parte dei valori dei parametri inerenti lo stato delle praterie a fanerogame ricada all'interno degli intervalli dello Studio di riferimento B.6.78/I del 2003-2004¹⁰ e come ci siano situazioni di attenzione-criticità quasi esclusivamente in relazione ai parametri dell'epifitismo dei ciuffi fogliari, dal momento che sono stati registrati valori non in linea con quelli di riferimento a Malamocco e soprattutto a Chioggia (in particolare nel periodo tardo estivo). I valori anomali di questo parametro sono ricorrenti dall'inizio del monitoraggio e la problematica è stata negli anni affrontata anche con specifici approfondimenti che hanno visto il contributo dell'Università di Padova (ICEA-UNIPD) (MAG. ACQUE - CORILA, 2012b; 2013b; PROV. OO.PP. - CORILA, 2014b) per esaminare aspetti relativi all'idrodinamica e alla torbidità quali possibili cause.

Escludendo l'aspetto legato all'epifitismo, le riduzioni osservate in alcuni parametri di controllo non hanno mai raggiunto livelli di criticità tali da incidere sulla capacità di resilienza (soglia limite stimata, ad esempio, in una riduzione superiore al 50% della densità o della copertura. Moore, 2004). Come nei precedenti monitoraggi si è programmato, comunque, un sistema di allerta da attivare prima che si raggiungesse questo livello di criticità, predisponendo una soglia di attenzione pari a una riduzione del 10-20% dei principali parametri.

In merito ai descrittori legati alla fenologia delle praterie come la **copertura**, le **dimensioni** dei ciuffi fogliari (**lunghezza media della lamina** e della **ligula**) e il **numero di foglie/ciuffo**, solo per alcune stazioni e limitatamente ad alcune stagioni sono stati rilevati valori inferiori ai range ma questi ultimi sono poi rientrati nei limiti attesi già a partire dalla campagna successiva o si erano già verificati in passato.

I parametri che descrivono lo stato del ciuffo nell'apparato epigeo (foglia) e in quello ipogeo (rizomi) e lo svolgimento dei processi riproduttivi, testimoniato dalla presenza di semi nel sedimento (*Cymodocea*) sono apparsi sempre nella norma in tutte le bocche di porto e in tutte le stazioni.

Per i parametri inerenti l'epifitismo delle lamine fogliari, per la biodiversità (**numero totale e/o medio di taxa**) sono stati rilevati valori medi al di sotto dei limiti degli intervalli del 2003 a Malamocco e Chioggia (in circa metà dei campionamenti). Per l'abbondanza, invece, solo per la **biomassa media** sono stati registrati valori inferiori ai range in 11 casi su 18 campionamenti a Lido, 1 caso su 18 campionamenti a Malamocco e 4 casi su 18 campionamenti a Chioggia (tabella 3.1, 3.4 e 3.6).

Per le tre bocche di porto, l'analisi multivariata (ANOSIM) ha rilevato la presenza di differenze statisticamente significative tra le comunità di epifite del 2003 e quelle dello studio attuale. Queste differenze sono dovute ad un calo generale del numero di taxa tra il 2003 e il 2016 e a variazioni della loro abbondanza relativa; rispetto allo stato *ante operam* aumenta, infatti, il ricoprimento medio percentuale delle macroalghe e diminuisce quello dello zoobenthos e delle diatomee bentoniche (tabella 3.11).

Considerando i gruppi funzionali algali, rispetto allo stato *ante operam*, per tutte le bocche si nota

¹⁰ Nel valutare se un parametro ricada o meno all'interno degli intervalli dello Studio di riferimento B.6.78/I del 2003-2004 si tiene conto sia del numero di stazioni nelle quali tale parametro risulta al di sotto dei range, sia di quanto i suoi valori siano effettivamente inferiori ai limiti attesi.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

una riduzione del numero dei taxa e dell'abbondanza delle *erect* e *turf layer*; contemporaneamente, però, si assiste ad un aumento del ricoprimento delle incrostanti calcaree (*encrusting layer*) mentre anche il loro numero risulta in calo.

Le variazioni riscontrate nella composizione e nella struttura delle comunità delle epifite sono in parte spiegate oltre che dalla naturale variabilità delle dinamiche delle praterie e dalle attività di origine antropica (soprattutto a Lido e a Chioggia), anche dalle peculiari condizioni meteo climatiche che hanno caratterizzato il 2003, anno dello studio di riferimento. In particolare, gli anni dal 2000 al 2004 sono risultati più caldi rispetto alla media del periodo 1962-1999 e, in particolare, la temperatura media dell'aria degli anni 2002 e 2003 è risultata tra le più elevate dell'ultimo quarantennio (MAG.ACQUE, 2005d). Questo incremento della temperatura rispetto alle medie, inoltre, è risultato percentualmente maggiore nei mesi compresi tra novembre e febbraio, proprio il periodo in cui si è assistito, nello studio *ante operam*, ad un sensibile incremento delle abbondanze della componente algale delle diatomee bentoniche.

Come ultimo aspetto, va segnalato che la riduzione degli epifiti può essere vista, almeno in parte, anche come un vantaggio per le praterie, dal momento che favorisce lo svolgimento più efficiente della fotosintesi. Non è da escludere, infine, che la causa della riduzione degli epifiti possa essere legata alla generale riduzione di trofia del sistema lagunare e delle acque del nord Adriatico (Facca *et al.*, 2011; Giani *et al.*, 2012; Curiel *et al.*, 2016) che può aver favorito le specie di più elevata qualità *encrusting layer*.

In relazione all'**estensione delle praterie**, i rilievi hanno evidenziato un trend espansivo comune a tutte le bocche di porto.

Nella bocca di porto di Lido, l'estensione delle praterie ha segnato un incremento rispetto al precedente anno (+59,1 ha), al 2014 (+88,0 ha) e ancor più evidente rispetto al monitoraggio *ante operam* 2003 (+134,4 ha).

Le dinamiche distributive del 2016 sono in linea con quelle osservate negli ultimi 4-5 anni e confermano la graduale e regolare espansione delle praterie, in particolare sui fondali ad est e a nord-est della nuova isola posta al centro della bocca di porto, dove il bilancio appare fortemente positivo sia per *Cymodocea nodosa*, sia per *Zostera noltei*. L'analisi degli ultimi 2-3 anni per le praterie pure e miste evidenzia, infatti, una costante espansione della specie *C. nodosa* con un incremento medio di circa 10 ha/anno e molto marcata per *Z. noltei* che ha fatto registrare un incremento di circa 20 ha tra il 2014 e 2015 e di oltre 40 ha tra il 2015 e il 2016, ricolonizzando ampiamente i fondali della mappatura del 1990. *Zostera marina* pur non essendo da sempre particolarmente diffusa in questa bocca, nel 2016 ha presentato incrementi di areali al margine del canale dei Marani a fianco delle barene artificiali e nei fondali antistanti l'isola di S. Erasmo, ampiamente colonizzati da *Z. noltei*, con numerosi nuclei sparsi e di piccole dimensioni all'interno di avvallamenti di 1-2 m con acqua anche in bassa marea. Per *Zostera noltei*, oltre alle espansioni già descritte, sono da segnalare, per quest'anno, le colonizzazioni all'interno delle barene-velme artificiali a fianco del canale di Marani, ora divenute evidenti e diffuse.

Ai dinamismi positivi delle praterie si associa anche uno stato generale sempre buono per tutte le specie, l'assenza di fenomeni anossici o di degradazione diretti o associati a proliferazioni algali. Inoltre, da due-tre anni non si segnalano perdite causate da interventi antropici da ricondurre alle opere alle bocche o ad altri interventi, che mostrano, invece, lievi incrementi.

In relazione alle praterie di basso fondale poste nei settori non direttamente coinvolti dalle attività ma potenzialmente esposte per vicinanza ai possibili impatti, le aree più sensibili, a nord-ovest della nuova isola, sono state oggetto di una specifica linea di indagine (PROVV.OO.PP. - CORILA, 2017a). I rilievi acustici eseguiti lungo il limite delle praterie poste sul bordo dei canali di S. Nicolò, S. Erasmo e di Treporti hanno permesso di esaminare con accuratezza la conformazione dei margini e le profondità raggiunte dalla fanerogama *Cymodocea nodosa*. L'analisi ha investigato le

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

dinamiche colonizzative della fanerogame in settori particolarmente critici per profondità, pendenza e idrodinamica di bordo canale, che in alcuni punti sono risultati tali da generare erosione.

Per quanto riguarda l'intervento di ripristino ambientale eseguito mediante il trapianto meccanizzato di fanerogame marine, dopo lo smantellamento dell'isola artificiale temporanea per la perforazione della teleguidata Lido-Arsenale (PROVV.OO.PP. - CORILA, 2017b), i parametri rilevati durante il monitoraggio al termine della prima stagione vegetativa descrivono un decorso regolare, sia nelle due aree di espianto che in quella di impianto. Positivi sono anche i riscontri per le specie di interesse della Direttiva Habitat, con un'elevata presenza e buono stato del mollusco bivalve *P. nobilis*. Per le specie ittiche di interesse conservazionistico della Direttiva Habitat si conferma uno stato ambientale paragonabile a quello dello stato *ante operam* e di quello in corso d'opera.

Nella bocca di porto di Malamocco, il 2016 si distingue per un significativo recupero delle praterie a *Z. marina* dopo l'arretramento avvenuto per le anomale condizioni meteo-climatiche dell'estate 2015. Nel complesso le praterie della bocca di porto monitorate hanno fatto registrare, tra pure e miste, una copertura complessiva di 771,2 ha, superiore a quella del monitoraggio *ante operam* (+249,5 ha) e al monitoraggio del 2015 (+151,2 ha).

In merito agli areali delle singole specie (pure e miste, quest'ultime rappresentative solo per il 2% degli areali), si rilevano incrementi per *Cymodocea nodosa* sia rispetto alla mappatura *ante operam* del 2003 (+122,6 ha), sia rispetto agli ultimi due anni (+13,9 ha rispetto al 2014 e +38,3 ha rispetto al 2015). Le praterie pure e miste a *Zostera marina* (soprattutto quelle pure) risentendo più delle altre degli eventi meteo-climatici (elevate temperature estive) hanno spesso mostrato, durante i monitoraggi sino ad ora condotti, un andamento altalenante con incrementi anche costanti di più anni e repentini arretramenti in presenza di eventi estivi negativi per la specie. Per tali motivi i loro areali sono ora di poco inferiori a quelli del 2003 (-19,2 ha) ma superiori di oltre 106,4 ha rispetto a quelli del 2015, per la positiva ricolonizzazione avvenuta proprio nel 2016. Quanto osservato nel presente monitoraggio conferma le ipotesi fatte nel precedente rapporto finale circa le buone possibilità di recupero della specie per l'assenza di cause negative antropiche e per il forte impulso che tale specie dà alla riproduzione con semi. *Zostera noltei* che rimane sempre una specie poco diffusa nella bocca, soprattutto per la mancanza di fondali adeguati (in particolare per la batimetria), presenti solamente a ridosso di S. Pietro in Volta e S. Maria del Mare.

Come per la bocca di Lido, ai dinamismi positivi delle praterie si associa anche uno stato generale sempre buono per tutte le specie, l'assenza di fenomeni anossici o di degradazione diretti o associati a proliferazioni algali. Anche le perdite causate da interventi antropici, da ricondurre alle opere alle bocche o ad altri interventi, sono da anni nulle.

Nel monitoraggio del 2016, la bocca di porto di Chioggia ha seguito il medesimo trend della bocca di porto di Malamocco, segnando un recupero delle praterie perdute nel 2015. Il rilievo ha evidenziato coperture complessive di 372,6 ha, superiori a quelle del 2003 (+58,0 ha) e del 2015 (+58,1 ha) avvenute soprattutto grazie alla ricolonizzazione dei fondali da parte di *Zostera marina* (+48,2 ha). Sempre rispetto al precedente monitoraggio, un parziale incremento degli areali si registra anche per *Cymodocea nodosa* (+13,6 ha) mentre sostanziale stabilità registrano le coperture a *Zostera noltei* (-1,1 ha).

Considerando le complesse dinamiche di questa bocca di porto che risente degli impatti diretti o indiretti legati all'allevamento delle vongole con concessioni attive o, in parte o totalmente, dismesse, si rileva come nel settore centro-nord della bocca le perdite e gli incrementi di areali si equivalgono e siano riconducibili essenzialmente alle praterie di *Zostera marina*, spesso all'interno di aree di concessione per allevamento delle vongole. Al contrario, il settore centro-sud della bocca di porto è stato oggetto di marcate ricolonizzazioni della specie *Zostera marina* che recupera quanto

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

perduto con gli eventi meteo-climatici avversi del 2015. Come per la bocca di Malamocco, l'assenza di reali fattori di stress persistenti nel tempo o di cause antropiche negative per lo sviluppo delle fanerogame ha permesso un rapido recupero degli areali perduti da parte di *Zostera marina*.

Come registrato negli ultimi cinque/sei anni, per le praterie più esposte agli effetti degli interventi alle bocche (**aree delle opere e dei cantieri**), dopo la realizzazione delle strutture fisse completate nei primi anni, per la prima volta si evidenziano minimi incrementi di areali delle praterie (rispetto al 2015, +1,1 ha a Lido, +0,1 ha a Malamocco e stabilità a Chioggia). Nel confronto con la fase *ante operam*, le praterie nelle aree di pertinenza delle opere e dei cantieri si sono ridotte di 3,9 ha a Lido (rispetto ai 5,6 ha del 2003), di 2,6 ha a Malamocco (rispetto ai 3,0 ha del 2003) e di 5,7 ha a Chioggia (rispetto ai 7,2 ha del 2003).

Nelle aree di pertinenza delle opere le perdite sono una diretta conseguenza della realizzazione delle opere in progetto, mentre nelle aree in consegna ai cantieri le perdite sono dovute alle attività collegate agli interventi: opere accessorie (piarde), movimentazione di massi, smantellamento di parti dei moli, interventi di ripristino e transito di mezzi con impatto sul fondale.

In relazione alle dinamiche intercorse tra il 2003 e il 2016 nelle praterie delle tre bocche di porto, si può dire che:

- a Lido si è verificato un incremento degli areali (+134,4 ha). Solo in questa bocca sono stati osservati tratti di margine delle praterie in arretramento a causa di processi erosivi da ricondurre ragionevolmente ad un incremento della velocità/variazione della corrente nel Canale di S. Nicolò. Negli ultimi anni, i controlli non hanno più evidenziato arretramenti significativi. Sui fondali del Bacan, tra il Canale di Treporti e l'isola di S. Erasmo, da alcuni anni si è assistito ad una marcata ricolonizzazione prima di *Cymodocea nodosa* e, più recentemente, di *Zostera noltei*. Nell'area oggetto del monitoraggio, le perdite principali di areali, anche se limitate, rimangono comunque quelle collegate ad interventi connessi alle opere (impronta delle opere), ad altri indirettamente collegati all'opera in realizzazione (ripristino barene, isola teleguidata, ecc.). Perdite di areali sono state rilevate anche per opere antropiche non connesse all'intervento oggetto di monitoraggio (es. darsena zona Arsenale);
- a Malamocco, rispetto al 2003, con il recupero delle perdite di praterie avvenute nel 2015 si registra ancora un bilancio positivo degli areali a fanerogame (+249,5 ha). Le praterie pure, che rappresentano oltre il 95% delle coperture della bocca e che sono quindi le più significative per comprendere le dinamiche avvenute negli anni, risultano comunque in espansione nel 2016, con +274,2 ha per *Cymodocea nodosa* (che si è avvantaggiata negli anni della trasformazione delle miste in pure), +131,9 ha per *Zostera marina* (che recupera quest'anno le perdite del 2015) e +2,1 ha per *Zostera noltei* relativamente stabile negli anni;
- a Chioggia, dopo una riduzione degli areali segnalata nei Rapporti Finali già dal primo monitoraggio del 2006, i rilievi del 2016 evidenziano un incremento delle praterie rispetto al 2003 (+58,0 ha). Analizzando quanto osservato, il bilancio rispetto al periodo *ante operam* riferito alle praterie pure, che rappresentano il 95% delle praterie della bocca, fa registrare un netto incremento di *Cymodocea nodosa* (+131,3 ha) che fruisce della trasformazione negli anni delle miste in pure, di *Zostera marina* (+62,9 ha) e un moderato incremento di *Zostera noltei* (+10,8 ha).

In conclusione, nelle tre bocche di porto, a fronte degli incrementi di copertura osservati al di fuori delle aree interessate dagli interventi, le superfici perdute a causa dei cantieri e delle opere appaiono nel complesso trascurabili; inoltre, ad eccezione della riduzione dell'epifitismo, la cui causa non è stata ancora accertata ma sulla quale sono state avanzate alcune ipotesi, non è mai stata evidenziata alcuna specifica relazione di causa-effetto con le opere in realizzazione.

In accordo con le conclusioni dei progetti MOVECO 1 e MOVECO 2 (Piano di Monitoraggio per la

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

definizione dello Stato Ecologico della Laguna di Venezia, ai sensi della direttiva 2000/60/CE e del D. Lgs. 152/2006) si può affermare che le bocche di porto, come le aree lagunari più interne, evidenziano un sensibile miglioramento delle condizioni ecologiche rivelato proprio dalla ricolonizzazione delle fanerogame in aree dove erano scomparse (Curiel *et al.*, 2017).

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

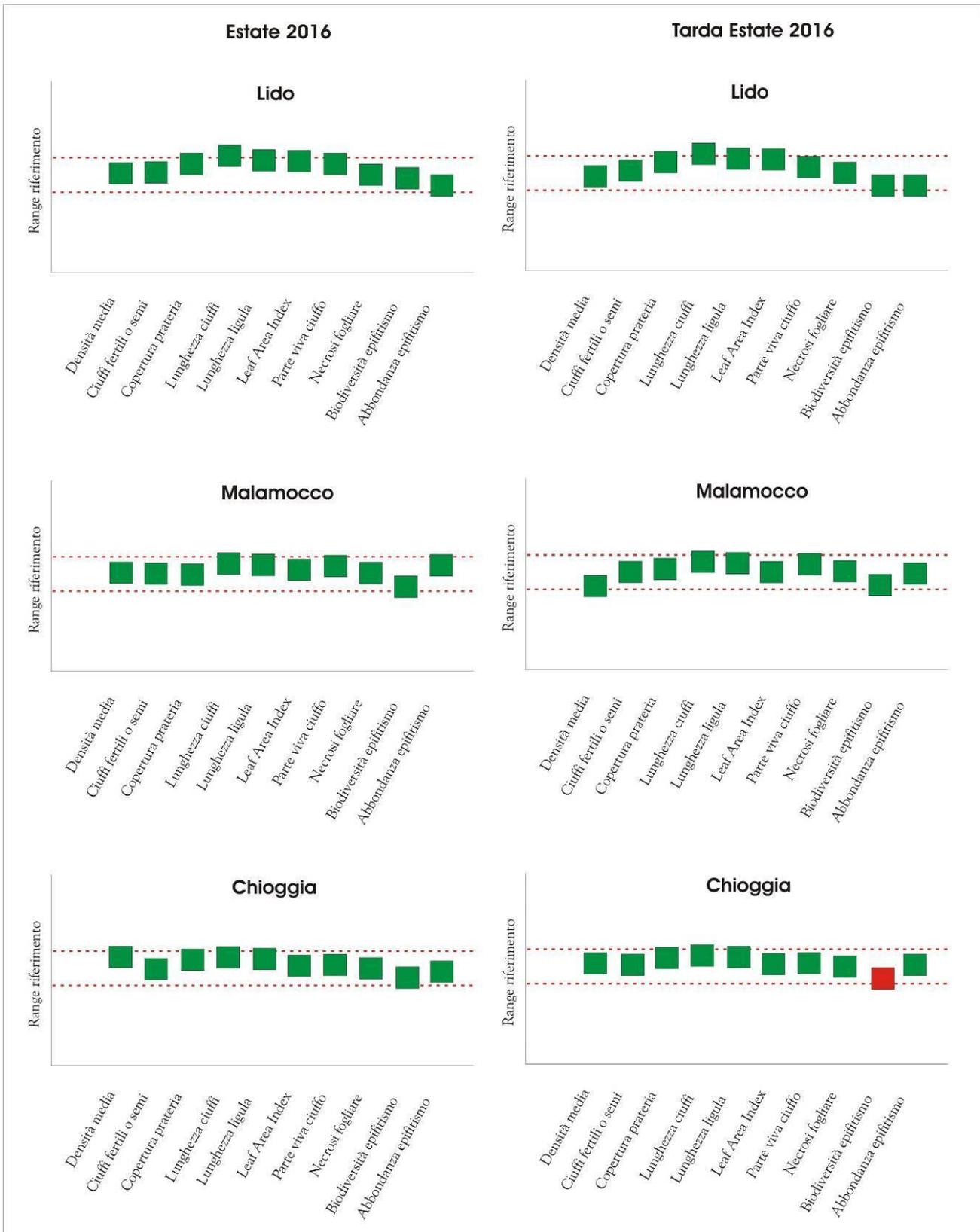


Figura 4.1. Grafici di sintesi dei valori degli indicatori rilevati in ogni singola bocca di porto rispetto allo stato di riferimento per le campagne estiva e tardo-estiva.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

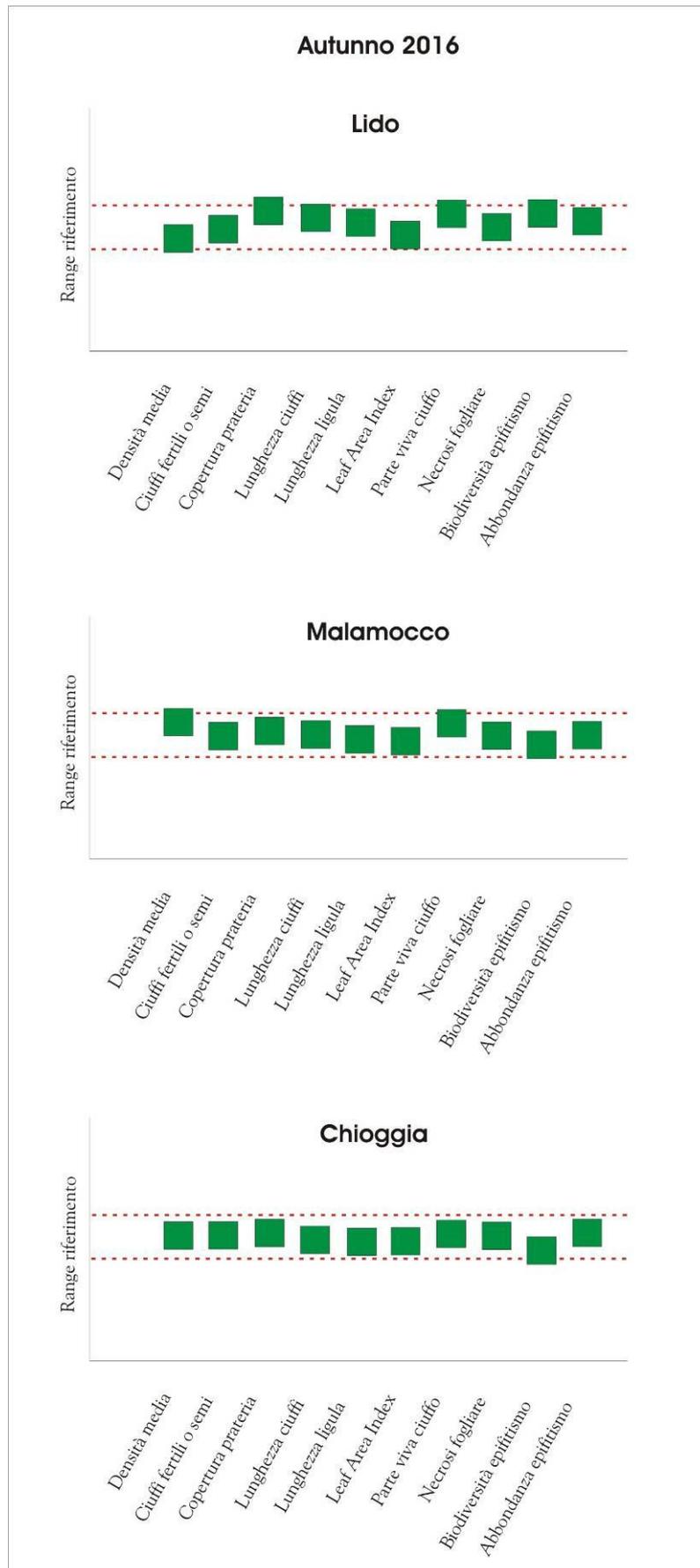


Figura 4.2. Grafici di sintesi dei valori degli indicatori rilevati in ogni singola bocca di porto rispetto allo stato di riferimento per la campagna autunnale.

5 BIBLIOGRAFIA

- Ahmad-Kamil E.I., Ramli R., Jaaman S.A., Bali J., Al-Obaidi J.R., 2013. The Effects of Water Parameters on Monthly Seagrass Percentage Cover in Lawas, East Malaysia. *The Scientific World Journal* Volume 2013, Article ID 892746, 8 pages. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/892746>.
- Airoidi L., Cinelli F., 1997. Effects of sedimentation on subtidal macroalgal assemblages: an experimental study from a Mediterranean rocky shore. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 215: 269-288.
- Arnold T., Mealey C., Leahey H., Miller A.W., Hall-Spencer J-M., Milazzo M., Maers K., 2012. Ocean Acidification and the Loss of Phenolic Substances in Marine Plants. *PLoS ONE*, 7, 4, 140-141, doi:10.1371/journal.pone.0035107.
- Balata D., Piazzzi L., Pica D., Cinelli F., 2004. Influenza della sedimentazione su un popolamento coralligeno Mediterraneo. XIV Congresso della Società Italiana di Ecologia (4-6 Ottobre), Siena.
- Balducci C., Sfriso A., Pavoni B., 2001. Macrofauna impact on *Ulva rigida* C. Ag. Production and relationship with environmental variables in the Lagoon of Venice. *Mar. Environ. Res.*, 52: 27-49.
- Ballesteros E., 1987. Structure and dynamics of the leaf phytoepiphytes of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Tossa de Mar (Catalonia, Western Mediterranean). *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural* 54, 13-30.
- Benacchio N., 1938. Osservazioni sistematiche e biologiche sulle Zosteraceae dell'Alto Adriatico. *Thalassia*, 3: 1-41.
- Borum J., Duarte C.M., Krause-Jensen D., Greve T.M., 2004. European seagrasses: an introduction to monitoring and management. Publisher: The M&MS project. Settembre: 2004. <http://www.seagrasses.org>
- Buia, M.C., Mazzella, L., 1991. Reproductive phenology of the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascher. and *Zostera noltii* Hornem. *Aquat. Bot.* 40, 343-362.
- Buia M.C., Gambi M.C., Dappiano M., 2003. I sistemi a fanerogame marine. In: *Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo*. *Biol. Mar. Mediterr.*, 10 (Suppl.): 145-198.
- Caniglia G., Borella S., Curiel D., Nascimbeni P., Paloschi F., Rismondo A., Scarton F., Tagliapietra D., Zanella L., 1990. Cartografia della distribuzione delle fanerogame marine nella laguna di Venezia. *Giorn. Bot. Ital.*, Vol. 124, (1): 212.
- Cardoso, P.G., Raffaelli, D., and Pardal, M.A., 2008. The impact of extreme weather events on the seagrass *Zostera noltii* and related *Hydrobia ulvae* population. *Mar Poll Bull* 56:483-492.
- Clarke K.R., Warwick R.M., 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, UK, 144 pp.
- Clarke K.R., Warwick R.M., 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E: Plymouth.
- Curiel D., Marzocchi M., Solazzi A., Bellato A., 1996. Vegetazione algale epifita di fanerogame marine nella laguna di Venezia (Bacino di Malamocco). *Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia*, 46: 27-38.
- Curiel D., Miotti C., Marzocchi M., 2008. Valutazioni generali sul fitobenthos degli affioramenti rocciosi del Nord Adriatico. Riunione scientifica annuale GRUPPO DI LAVORO "ALGOLOGIA" Abano Terme (Padova), 14-15 novembre 2008.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

- Curiel D., Checchin E., Miotti C., Pierini A., Rismondo A., 2014. Praterie a fanerogame marine della laguna di Venezia - aggiornamento cartografico al 2010 e confronto storico. Soc. Ven. Sc. Nat., 39: 55-66.
- Curiel D., Miotti C., Rismondo A., 2017. Le dinamiche distributive delle praterie a fanerogame marine delle bocche di porto. In "Il controllo ambientale della costruzione del MOSE. 10 anni di monitoraggi tra mare e laguna di Venezia", P. Campostrini, C. Dabalà, P. Del Negro, L. Tosi (editors), CORILA.
- EC (2000) Council Directive for a Legislative Frame and Actions for the Water Policy, 2000/60/EC, Official Journal of the E.C. 22/12/2000.
- Direttiva 92/43/CEE del Consiglio del 21 maggio 1992 relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche, allegato IV (Specie animali e vegetali di interesse comunitario che richiedono una protezione rigorosa).
- Dolch, T. and Reise, K., 2009. Long-term displacement of intertidal seagrass and mussel beds by expanding large sandy bedforms in the northern Wadden Sea. Journal of Sea Research, 63(2): 93-101.
- Donnarumma L., Lombardi C., Cocito S., Gambi M.C., 2014. Settlement pattern of *Posidonia oceanica* epibionts along a gradient of ocean acidification: an approach with mimics. Mediterranean Marine Science, Doi: <http://dx.doi.org/10.12681/mms.677>.
- Duffy J.E., Richardson J.P., Canuel E.A., 2003. Grazer diversity effects on ecosystem functioning in seagrass beds. Ecol. Lett. 6, 637-645.
- Fabbri F., Espino F., Herrera R., Moro L., Haroun R., Riera R., González-Henriquez N., Bergasa O., Monterroso O., Ruiz de la Rosa M., Tuya F. 2015. Trends of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Magnoliophyta) in the Canary Islands: population changes in the last two decades. Sci. Mar. 79(1): 7-13. doi: <http://dx.doi.org/10.3989/>
- Facca C., Pellegrino N., Ceoldo S., Tibaldi M., Sfriso A., 2011. Trophic Conditions in the Waters of the Venice Lagoon (Northern Adriatic Sea, Italy). The Open Oceanography Journal. Vol. 5: 1-13.
- Fonseca M.S., Uhrin A.V., 2009. The Status of Eelgrass, *Zostera marina*, as Bay Scallop Habitat: Consequences for the Fishery in the Western Atlantic. Marine Fisheries Review, 71(3): 20-33.
- García-Marín P., Cabaço S., Hernández I, Vergara J.J., Silva J., Santos R., 2013. Multi-metric index based on the seagrass *Zostera noltii* (ZoNI) for ecological quality assessment of coastal and estuarine systems in SW Iberian Peninsula. Marine Pollution Bulletin 68: 46-54.
- Giani M., Djakovac T., Degobbi D., Cozzi S., Solidoro C., Fonda Umani S., 2012. Recent changes in the marine ecosystems of the northern Adriatic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 115: 1-13.
- Granhag L.M., Larsson A.I., Jonsson P.R., 2007. Algal spore settlement and germling removal as a function of flow speed. Mar. Ecol. Prog. Ser., 344: 63-69.
- Guidone M., Thornber C.S., Vincent E., 2012. Snail grazing facilitates growth of two morphologically similar bloom-forming *Ulva* species through different mechanisms. Journal of Ecology 100(5): 1105-1112.
- Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P. D., 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp.
- Irving A.D., Connell S.D., 2002a. Interactive effects of sedimentation and microtopography on the abundance of subtidal turf-forming algae. Phycologia, 41: 517-522.
- Irving A.D., Connell S.D., 2002b. Sedimentation and light penetration interact to maintain heterogeneity of subtidal habitat: algal versus invertebrate dominated assemblages. Mar. Ecol.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Prog. Ser., 245: 83-91.

Kamermans P., Malta E.J., Verschuure J.M., Schrijvers L., Lentz L.F., Lien A.T.A., 2002. Effect of grazing by isopods and amphipods on growth of *Ulva* spp. (Chlorophyta). *Aquatic Ecology*, 36(3): 425-433.

Kroeker K.J., Gambi M.C., Micheli F., 2013. Community dynamics and ecosystem simplification in a high-CO₂ ocean. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1216464110

Larkum A. W. D., Orth R. J., Duarte C. M., 2006. *Seagrasses: biology, ecology, and conservation*. Spring Ed. 691 pp.

Lavery P.S., Reid T., Hyndes G.A., van Elven B.R., 2007. Effect of leaf movement on epiphytic algal biomass of seagrass leaves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 338: 97-106.

Littler M.M., Littler D.S., 1980. The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: field and laboratory tests of a functional form model. *Amer. Nat.* 116: 25-44.

Lomstein B.A., Guldberg L.B., Amtoft Neubauer A.T., Hansen J., Donnelly A., Herbert R.A., Viaroli P., Giordani G., Azzoni R., de Wit R., Finster K., 2006. Benthic decomposition of *Ulva lactuca*: A controlled laboratory experiment. *Aquatic Botany*, 85(4): 271-281.

Luchetta A., Cantoni C., Catalano G., 2010. New observations of CO₂-induced acidification in the northern Adriatic Sea over the last quarter century. *Chemistry and Ecology*, 26: 1-17.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - SGS. 1991. Nuovi interventi per la salvaguardia di Venezia. Composizione delle comunità biologiche. 1a Fase. Rilievi sui popolamenti delle barene ed aree circostanti e sulla vegetazione dei bassifondi. Studio A.3.16. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - SELC. 2002. Monitoraggio dell'Ecosistema Lagunare (MELa2) - 2° stralcio triennale. Linea A: "Rilievo delle fanerogame marine in laguna di Venezia con taratura di un sistema di telerilevamento e completamento delle conoscenze sulle macroalghe". Rapporto sullo stato delle conoscenze. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - SELC. 2003. Studio B.6.78/I - Attività di monitoraggio alle bocche di porto - controllo delle comunità biologiche lagunari e marine. Mappatura di dettaglio delle fanerogame marine nell'area delle bocche di porto. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - SELC. 2005a. Attività di monitoraggio ambientale della laguna di Venezia. Esecutivo del 2° stralcio triennale (MELa2). Rilievo delle fanerogame marine in laguna di Venezia con taratura di un sistema di telerilevamento e completamento delle conoscenze sulle macroalghe. Attività A - Resocontazione finale della distribuzione della vegetazione acquatica sommersa (fanerogame marine e macroalghe) in laguna di Venezia (2002-2003-2004). Rapporto finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - SELC. 2005b. Attività di monitoraggio ambientale della laguna di Venezia. Esecutivo del 2° stralcio triennale (MELa2). Rilievo delle fanerogame marine in laguna di Venezia con taratura di un sistema di telerilevamento e completamento delle conoscenze sulle macroalghe. Rapporto finale delle attività di misura periodica delle caratteristiche

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

fenologiche e dei parametri di crescita delle fanerogame marine. Rapporto finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - SELC. 2005c. Studio B.6.78/I - Attività di monitoraggio alle bocche di porto - controllo delle comunità biologiche lagunari e marine. Misure delle caratteristiche fenologiche e dei parametri di crescita delle fanerogame marine nell'area delle bocche di porto. Rapporto finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - SELC - Consulente S. Ciavatta, 2005d. Attività di monitoraggio ambientale della laguna di Venezia. Esecutivo del 2° stralcio triennale (MELa2). Acquisizione ed ordinamento dei dati meteorologici di supporto. Terzo rapporto di aggiornamento dati meteorologici al 2004. Rapporto finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - SELC. 2010. Monitoraggio di mantenimento delle conoscenze sullo stato delle acque e delle macrofite. MELA 5 (2009-2011). Linea B - Macrofite. Rilievo della distribuzione e della copertura della vegetazione acquatica sommersa (mappatura). Rapporto Tecnico 1 (Rilievo del 2009). Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - SELC. 2011. Monitoraggio di mantenimento delle conoscenze sullo stato delle acque e delle macrofite. MELA 5 (2009-2011). Linea B - Macrofite. Rilievo della distribuzione e della copertura della vegetazione acquatica sommersa (mappatura). Rapporto Tecnico 2 (Rilievo del 2010). Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - CORILA. 2006-2011. Studio B.6.72 B/1-B/6 - Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame. Rapporti Finali. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - CORILA. 2012a. Studio B.6.72 B/7 - Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - CORILA. 2012b. Studio B.6.72 B/7 - Attività di analisi integrata dei risultati modellizzazione, campionamento fanerogame marine e torbidità. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - CORILA. 2013a. Studio B.6.72 B/8 - Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - CORILA. 2013b. Studio B.6.72 B/8 - Attività di analisi integrata dei risultati modellizzazione, campionamento fanerogame marine e torbidità. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

- Marbà N., Cebrian J., Susana E., Duarte C.M., 1996. Growth patterns of western Mediterranean seagrasses: species-specific responses to seasonal forcing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 133, 203–215.
- Marsh J.A., Dennison W.C., Alberte R.S., 1986. Effects of temperature on photosynthesis and respiration in eelgrass (*Zostera marina* L.). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 101: 257-267
- Martin S., Rodolfo-Metalpa R., Ransome E., Rowley S., Buia M.C., Gattuso J.P., Hall-Spencer J., 2008. Effects of naturally acidified seawater on seagrass calcareous epibionts. *Biol Lett.* 2008 Dec 23;4(6):689-92.
- Martin S., Gattuso J.-P., 2009. Response of Mediterranean coralline algae to ocean acidification and elevated temperature. *Global Change Biology*, 15: 2089-2100.
- Martin S., Cohu S., Vignot C., Zimmerman G., Gattuso J.-P., 2013. One-year experiment on the physiological response of the Mediterranean crustose coralline alga, *Lithophyllum cabiochae*, to elevated pCO₂ and temperature. *Ecol Evol.* 3(3): 676-693.
- Martínez-Crego B., Prado P., Alcoverro T., Romero J., 2010. Composition of epiphytic leaf community of *Posidonia oceanica* as a tool for environmental biomonitoring. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 88: 199-208.
- Mazzella L., Scipione M.B., Buia M.C., 1989. Spatio-temporal distribution of algal and animal communities in a *Posidonia oceanica* meadow. *PSZN: Marine Ecology*: 10, 107 e 129.
- Mazzella L., Guidetti P., Lorenti M., Buia M. C., Zupo V., Scipione M. B., Rismondo A., Curiel D., 1998. Biomass partitioning in adriatic seagrass ecosystems (*Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina*). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 35: 562- 563.
- Mazzella L., Scipione M.B., Gambi M.C., Buia M.C., Lorenti M., Zupo V., Cancemi G., 1993. The Mediterranean seagrass system of *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa*. A comparative overview. *MEDCOAST 93*, November 2-5, 1993, Antalya, Turkey.
- McGlathery K.J., 2001. Macroalgal blooms contribute to the decline of seagrass in nutrient-enriched coastal waters. *J. Phycol.*, 37: 453-456.
- Moore K.A., 2004 - Influence of seagrasses on water quality in shallow regions of the lower Chesapeake Bay. *Journal Coastal Research* 45: 162-178.
- Moore K.A., Shields E.C., Parrish D.B., 2014. Impacts of varying estuarine temperature and light conditions on *Zostera marina* (eelgrass) and its interactions with *Ruppia maritima* (widgeongrass). *Estuaries and Coasts*, 37 (1): 20–30.
- Nejrup L.B., Pedersen M.F., 2008. Effects of salinity and water temperature on the ecological performance of *Zostera marina*. *Aquat. Bot.*, 88: 239–246.
- Noisette F., Egilsdottir H., Davoult D., Martin S., 2013. Physiological responses of three temperate coralline algae from contrasting habitats to near-future ocean acidification. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 448: 179-187.
- Oliva S., Mascaró O., Llagostera I., Pérez M., Romero J., 2012. Selection of metrics based on the seagrass *Cymodocea nodosa* and development of a biotic index (CYMOX) for assessing ecological status of coastal and transitional waters. *Est. Coast. Shelf Sci.* 114: 7-17.
- Orfanidis S., Panayotidis P., Uglund K.I., 2011. Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step forward for functional groups, the formula and reference condition values. *Mediterranean Marine Science*, 12(1): 199-231.
- Pérez M., Romero J., 1994. Growth Dynamics, Production, and Nutrient Status of the Seagrass *Cymodocea nodosa* in a Mediterranean Semi-Estuarine Environment. *Mar. Ecol.*, 15: 51-64.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Porzio L., Buia M.C., Hall-Spencer J. M., 2011. Effects of ocean acidification on macroalgal communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400(1-2): 278-287.

Porzio L., Garrard S., Buia M.C., 2013. The effect of ocean acidification on early algal colonization stages at natural CO₂ vents. *Marine Biology*. Published online 14 May 2013 - DOI 10.1007/s00227-013-2251-3.

Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia - CORILA. 2014a. Studio B.6.72 B/9 - Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia - CORILA. 2014a. Studio B.6.72 B/9 - Attività di analisi integrata dei risultati modellizzazione, campionamento fanerogame marine e torbidità. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia, 2015. OP 578 - Controllo dei processi idromorfologici e biologici dell'ecosistema intertidale della Laguna di Venezia ai sensi della Direttiva 2000/60/CE E DEL D.M. 260/2010. Disciplina Tecnica. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia - CORILA. 2015a. Studio B.6.72 B/10 - Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia - CORILA. 2015b. Studio B.6.72 B/10 - Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: modelli di distribuzione dell'habitat per le praterie di fanerogame marine. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia - CORILA. 2016a. Studio B.6.72 B/11 - Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia - CORILA. 2016b. Studio B.6.72 B/11 - Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: modelli di distribuzione dell'habitat per le praterie di fanerogame marine. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia - CORILA. 2017a. Studio B.6.72 B/12 - Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: rilievi di dettaglio in praterie particolarmente esposte agli interventi di cantiere. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia - CORILA. 2017b. Studio B.6.72 B/12 - Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

- Macroattività: monitoraggio del trapianto di fanerogame marine. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- Qiuying H., Dongyan L., 2014. Macroalgae Blooms and their Effects on Seagrass Ecosystems. *J. Ocean Univ. China*, 5: 791-798.
- Ragazzola F., Foster L.C., Form A., Anderson P.S.L., Hansteen T.H., Fietzke J., 2012. Ocean acidification weakens the structural integrity of coralline algae. *Global Change Biology*, 18: 2804-2812.
- Rasmussen E., 1973. Systematics and ecology of the Isefjord marine fauna (Denmark). *Ophelia*, 11: 1-495.
- Reusch, T.B.H., Ehlers, A., Hämmerli, A. and Worm, B., 2005. Eco-system recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. *Proc Natl Acad Sci USA* 102: 2826-2831.
- Rismondo A., Curiel D., Marzocchi M., Scattolin M., 1997. Seasonal pattern of *Cymodocea nodosa* biomass and production in the lagoon of Venice. *Aquat. Bot.*, 58: 55-64.
- Romero J., 1988. Biomass seasonal variation of leaf epiphytes of *Posidonia oceanica* along a depth gradient in Medes Islands. *Oecologia Aquatica*, 9: 19-25.
- Scarton F., Curiel D., Rismondo A., 1995. Aspetti della dinamica temporale di praterie a fanerogame marine in laguna di Venezia. *Lavor. Soc. Ven. St. Nat.*, Vol 20: 95-102.
- Schanz A., Polte P., Asmus H., 2002. Cascading effects of hydrodynamics on an epiphyte-grazer system in intertidal seagrass beds of the Wadden sea. *Marine Biology*, 141: 287-297.
- Semesi I.S., Kangwe J., Björk M., 2009. Alterations in seawater pH and CO₂ affect calcification and photosynthesis in the tropical coralline alga, *Hydrolithon* sp. (Rhodophyta). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84: 337-341.
- Simonetti G., 1973. I consorzi a fanerogame nel Golfo di Trieste. *Atti Ist. Ven. Sc. Lett. Arti.*, 131: 459-502.
- Sfriso A., Facca C., 2007. Distribution and production of macrophytes in the lagoon of Venice. Comparison of actual and past abundance. *Hydrobiologia*, 577: 71-85.
- Sfriso A., Facca C., Ghetti P. F., 2009 - Validation of the Macrophyte Quality Index (MaQI) set up to assess the ecological status of Italian marine transitional environments. *Hydrobiologia*, 617(1), 117-141.
- Sfriso A., Buosi A., Facca C., Sfriso A.A., 2017 - Role of environmental factors in affecting macrophyte dominance in transitional environments: The Italian lagoons as a study case. *Mar. Ecol.*;00: e12414. <https://doi.org/10.1111/maec.12414>.
- Steneck R.S., Watling L. 1982. Feeding capabilities and limitations of herbivorous molluscs: a functional group approach. *Mar. Biol.* 68: 299-319.
- Steneck R.S., 1983. Escalating herbivory and resulting adaptive trends in calcareous algal crusts. *Paleobiology*, 9: 44-61.
- Tagliapietra D., Cornello M., Pessa G., Zitelli A., 1999. Variazioni nella distribuzione delle praterie a fanerogame marine presso la bocca di Porto del Lido (Laguna di Venezia). *Biol. Mar. Medit.*, Vol. 6 (1): 448-451.
- Terrados J., Ros J.D., 1992. Growth and primary production of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in a Mediterranean coastal lagoon: the Mar Menor (SE Spain). *Aquat. Bot.*, 43: 63-74.
- Vatova A., 1949. Caratteri di alcune facies bentoniche della Laguna veneta. *Nova Thalassia*, 1, (4): 3-14.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Van der Graaf S., Jonker I., Herlyn M., Kohlus J., Vinther H.F., Reise K., de Jong D., Dolch T., Bruntse G., de Vlas J., 2009. Quality Status Report 2009. Thematic Report No. 2. Seagrass. WADDEN SEA ECOSYSTEM No. 25. Common Wadden Sea Secretariat. Trilateral Monitoring and Assessment Group. <http://www.waddensea-secretariat.org/>

Whalen M.A., Emmett Duffy J., Grace J.B., 2013. Temporal shifts in top-down vs. bottom-up control of epiphytic algae in a seagrass ecosystem. *Ecology* 94: 510-520.

Zharova N., Sfriso A., Voinov A., Pavoni B., 2001. Simulation model for the annual fluctuation of the Eelgrass (*Zostera marina*) biomass in the Venice lagoon., *Aquatic Botany*, 70: 135-150.

Zharova N., Sfriso A., Pavoni B., Voinov A. 2008. Analysis of annual fluctuations of *C. nodosa* in the Venice lagoon: a modelling approach, *Ecological Modelling*, 216: 134-144.

ALLEGATO FOTOGRAFICO



Lido, estate 2016: prateria di *Cymodocea nodosa*.



Chioggia, estate 2016: prateria di *Cymodocea nodosa*.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI



Malamocco, tarda estate 2016: prateria di *Zostera marina*.



Malamocco, tarda estate 2016: prateria di *Cymodocea nodosa*.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI



Malamocco, stazione M4-bis: dettagli del sedimento durante la stagione estiva (in lato) e quella autunnale (in basso), dove sono visibili segni di ricolonizzazione dei ciuffi di *Cymodocea nodosa*.

APPENDICE: MAPPATURE

Vengono di seguito riportate le mappature relative alle tre bocche di porto.

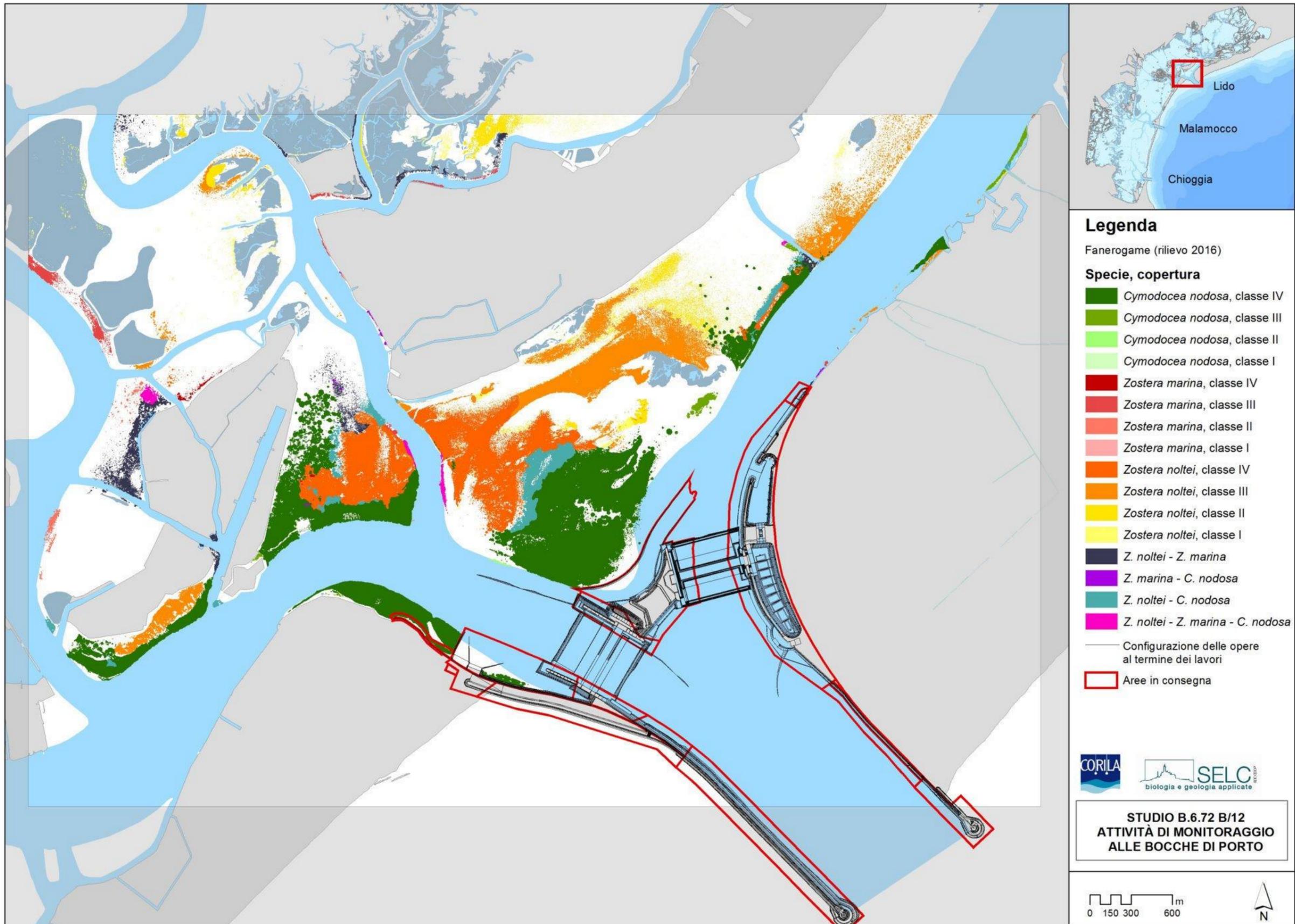


Figura A.1. Mappatura relativa al 2016 della bocca di porto di Lido.

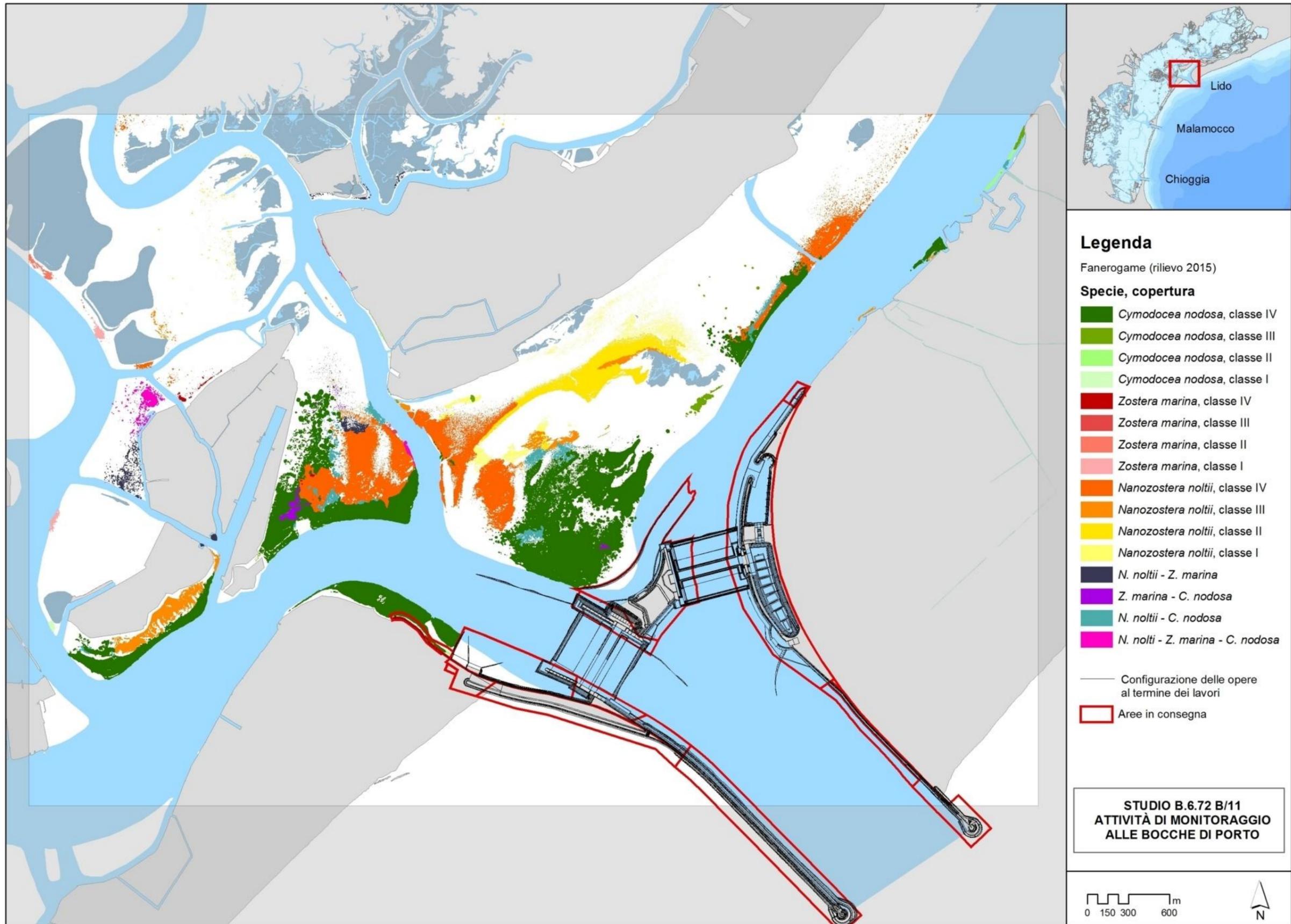


Figura A.2. Mappatura relativa al 2015 della bocca di porto di Lido.

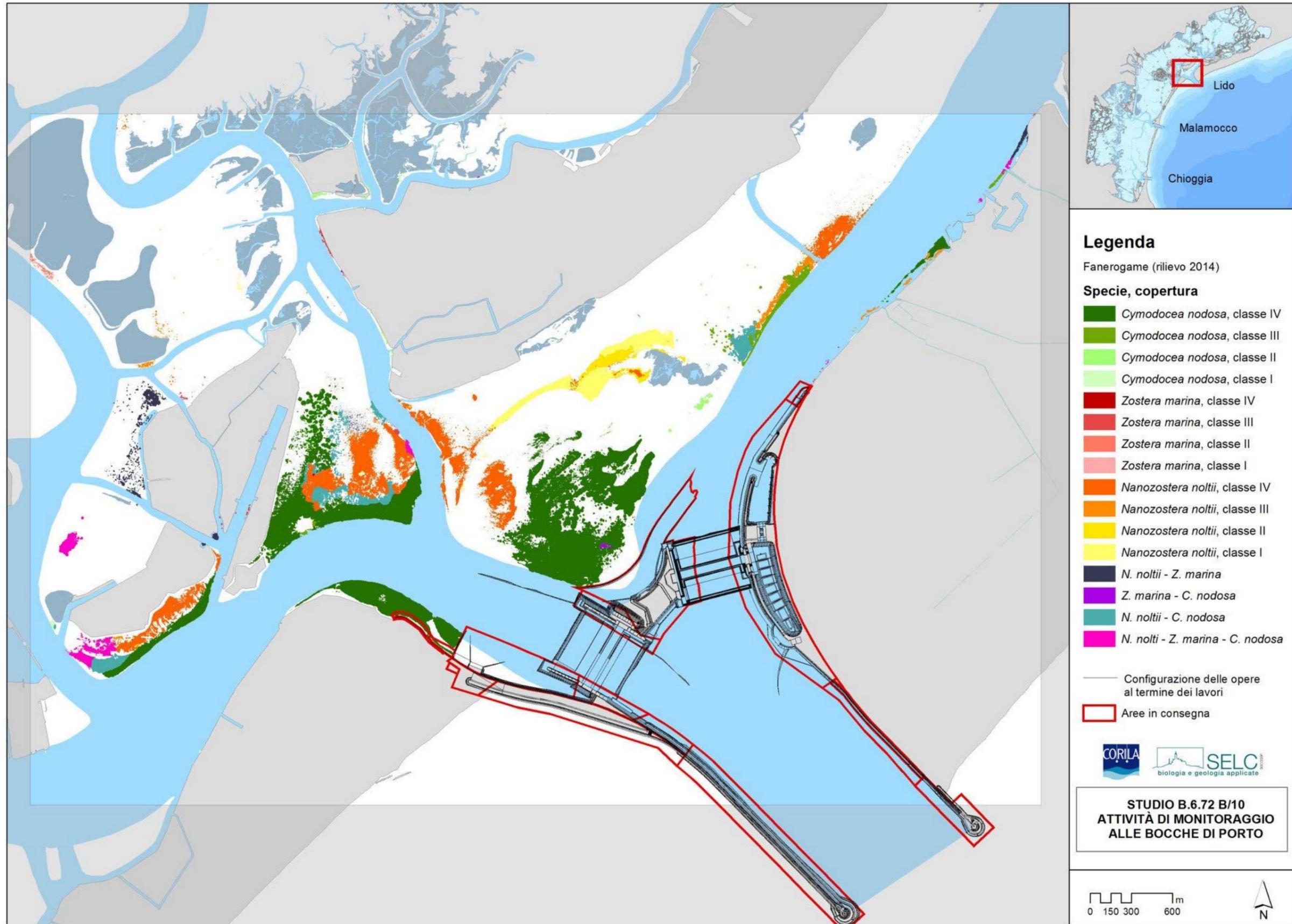


Figura A.3. Mappatura relativa al 2014 della bocca di porto di Lido.

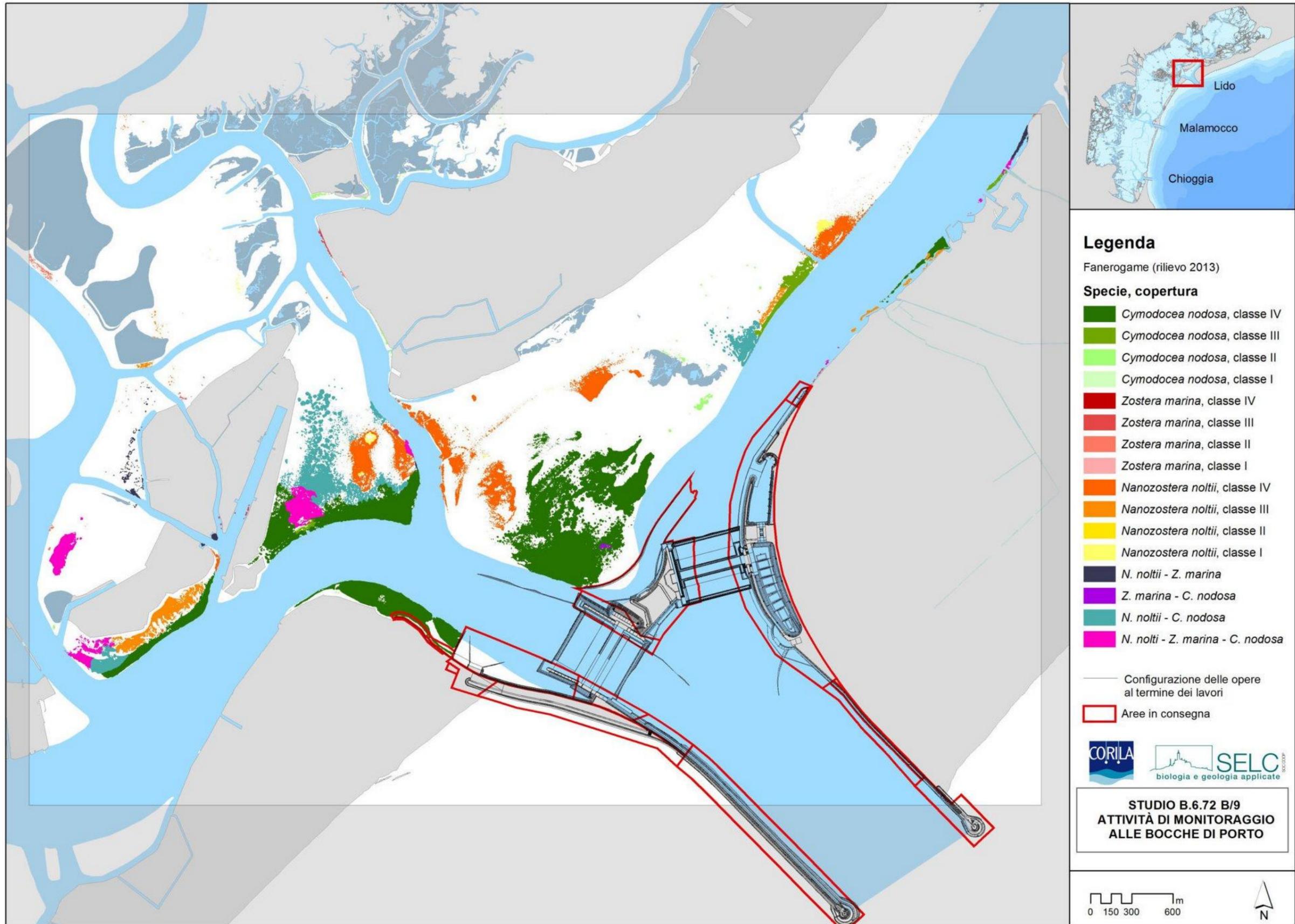


Figura A.4. Mappatura relativa al 2013 della bocca di porto di Lido.

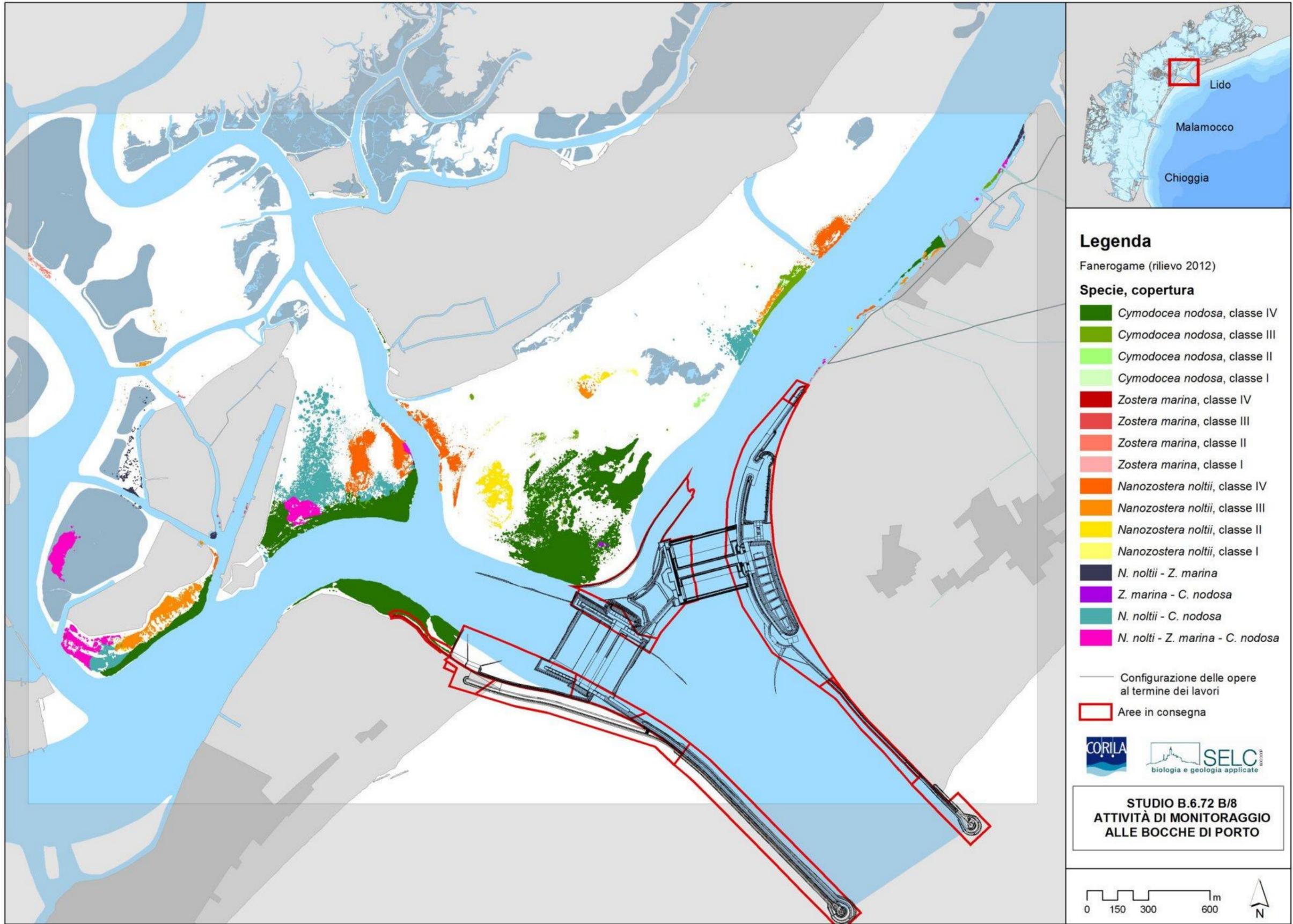


Figura A.5. Mappatura relativa al 2012 della bocca di porto di Lido.

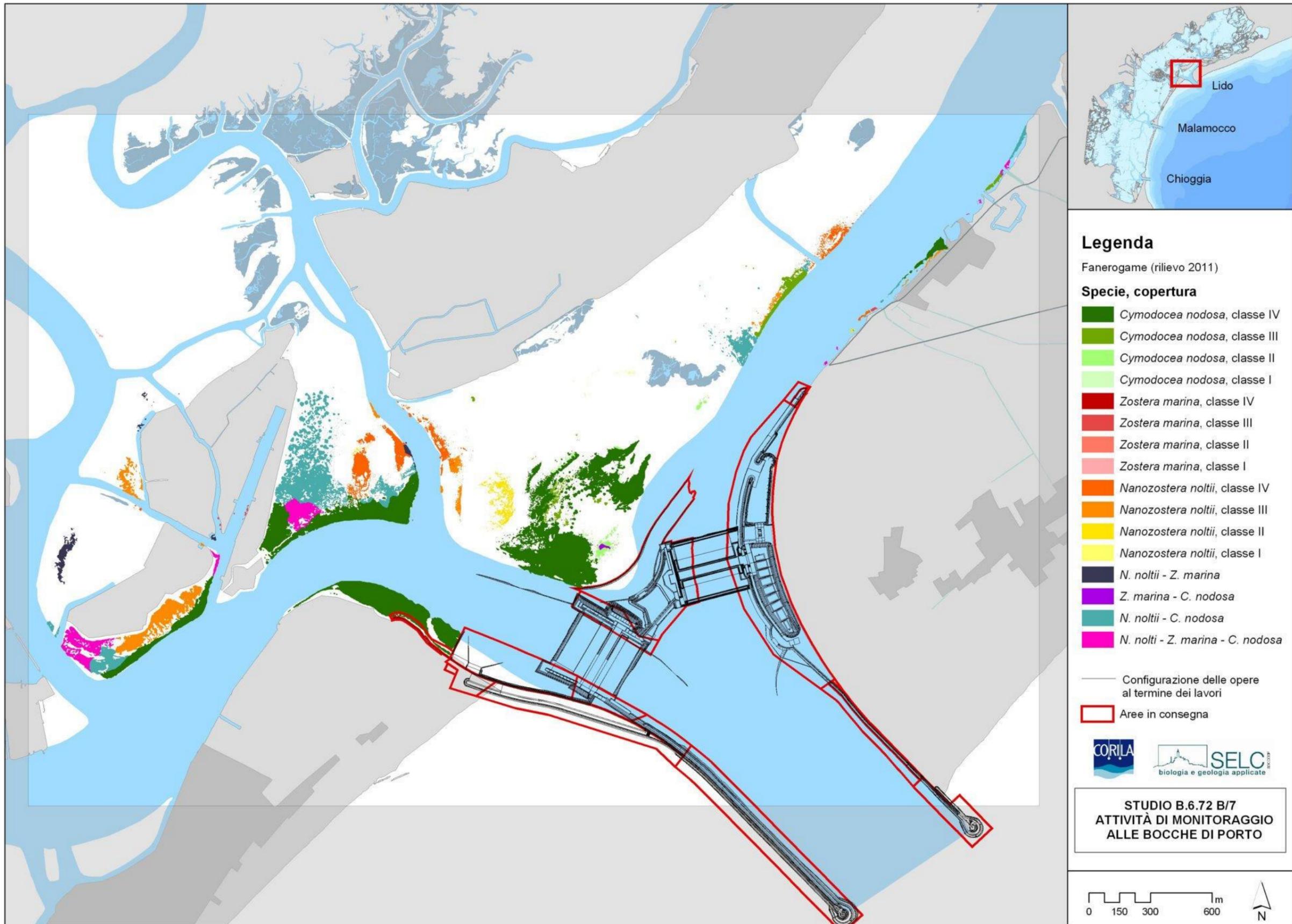


Figura A.6. Mappatura relativa al 2011 della bocca di porto di Lido.

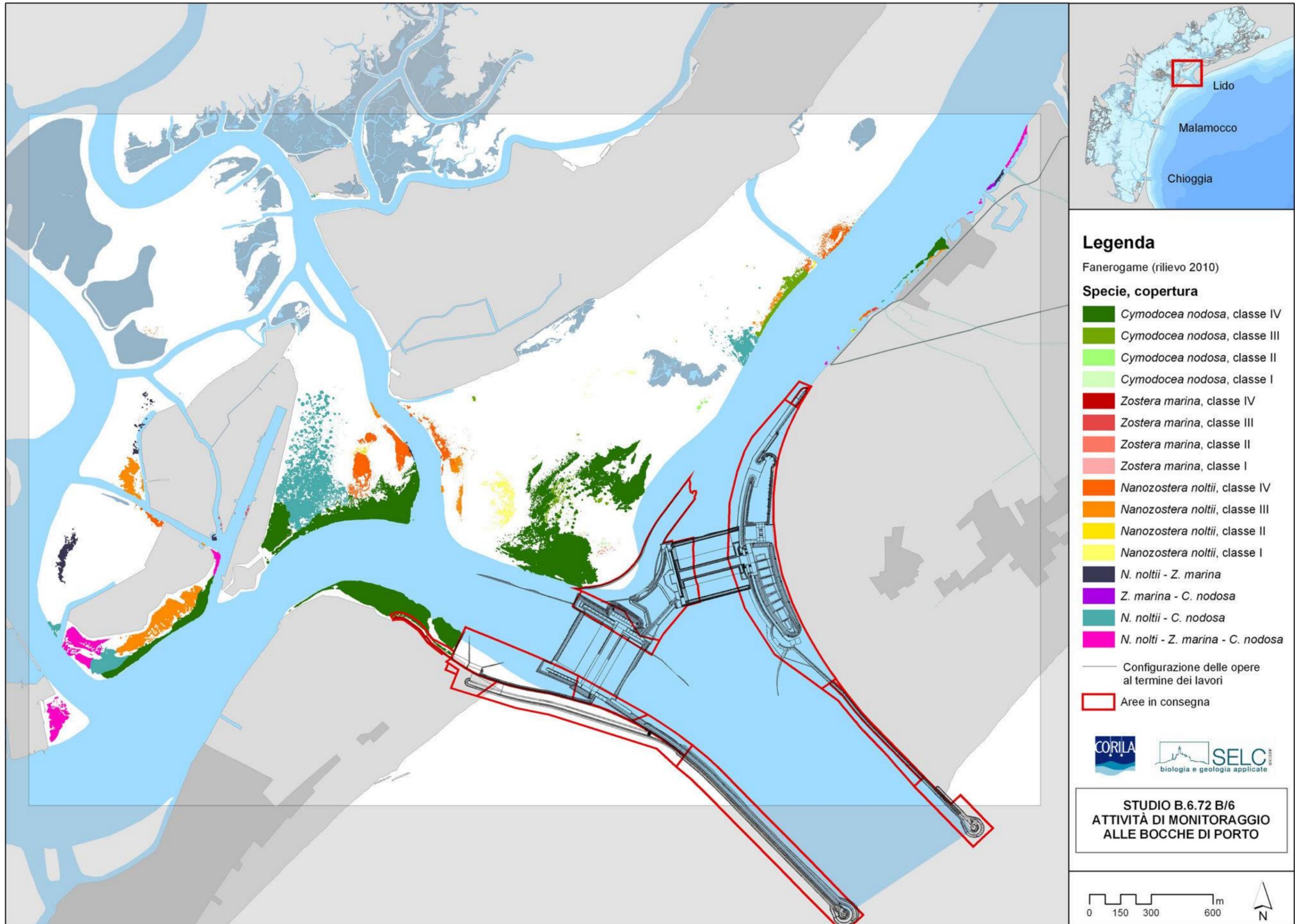


Figura A.7. Mappatura relativa al 2010 della bocca di porto di Lido.

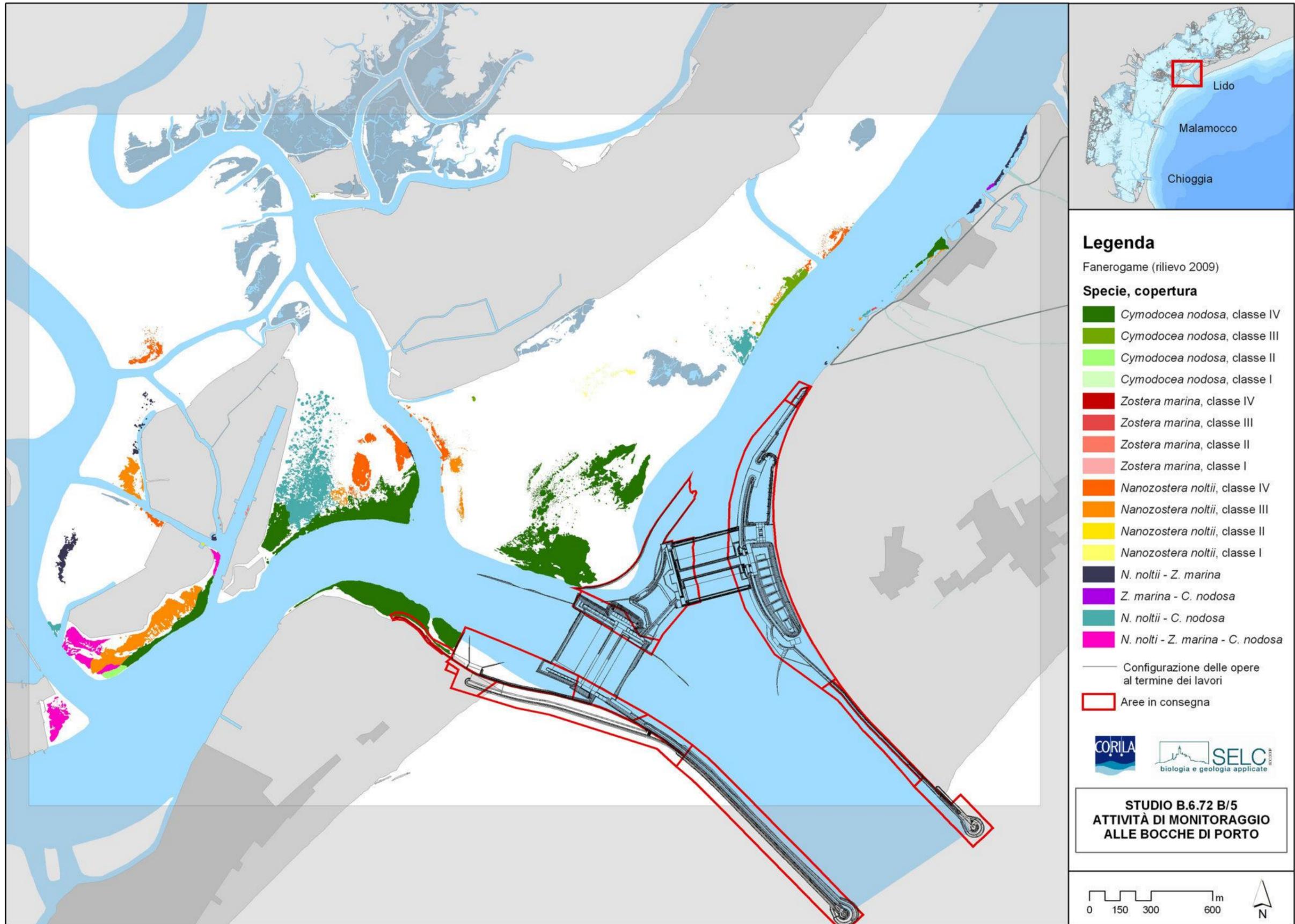


Figura A.8. Mappatura relativa al 2009 della bocca di porto di Lido.

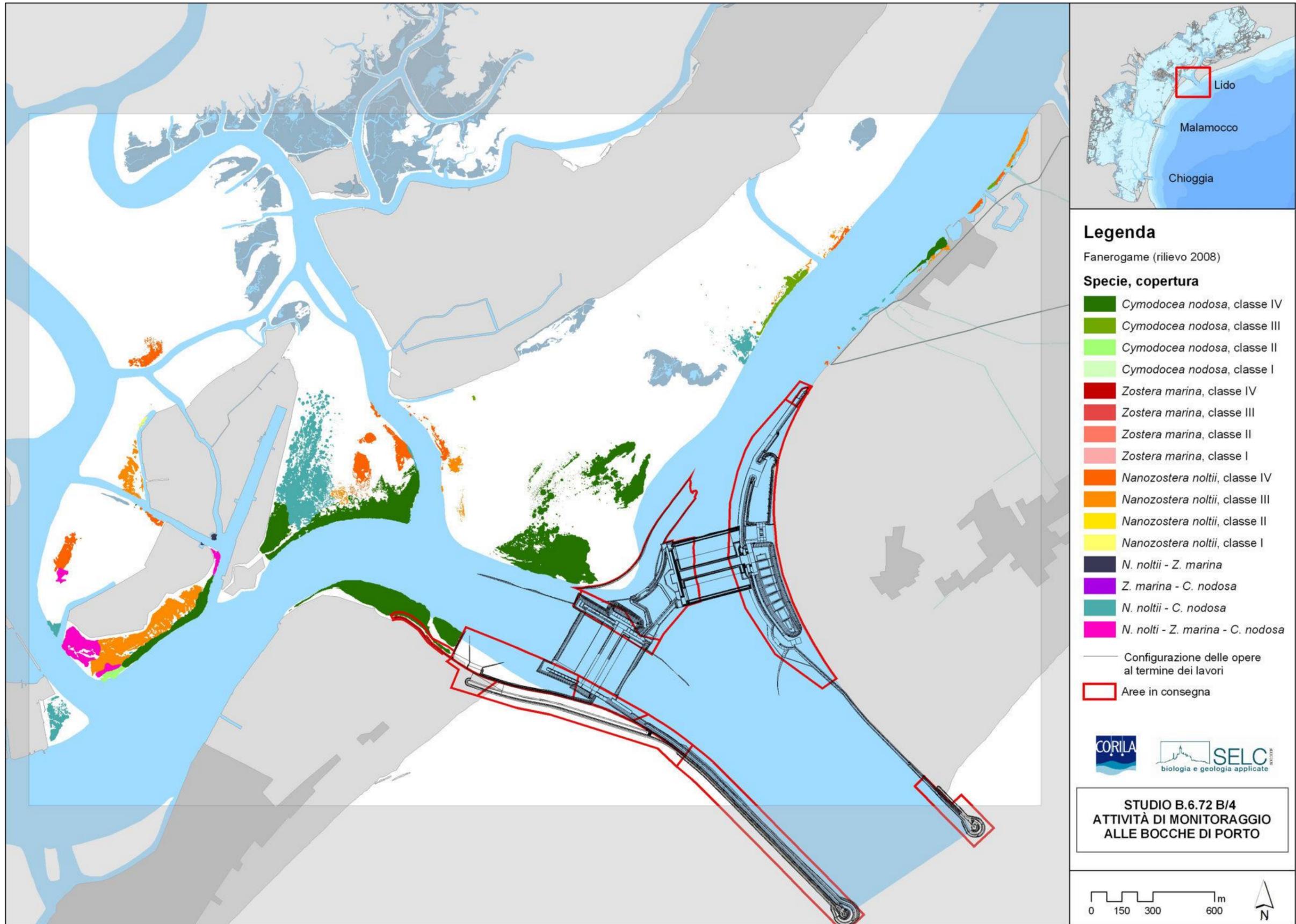


Figura A.9. Mappatura relativa al 2008 della bocca di porto di Lido.

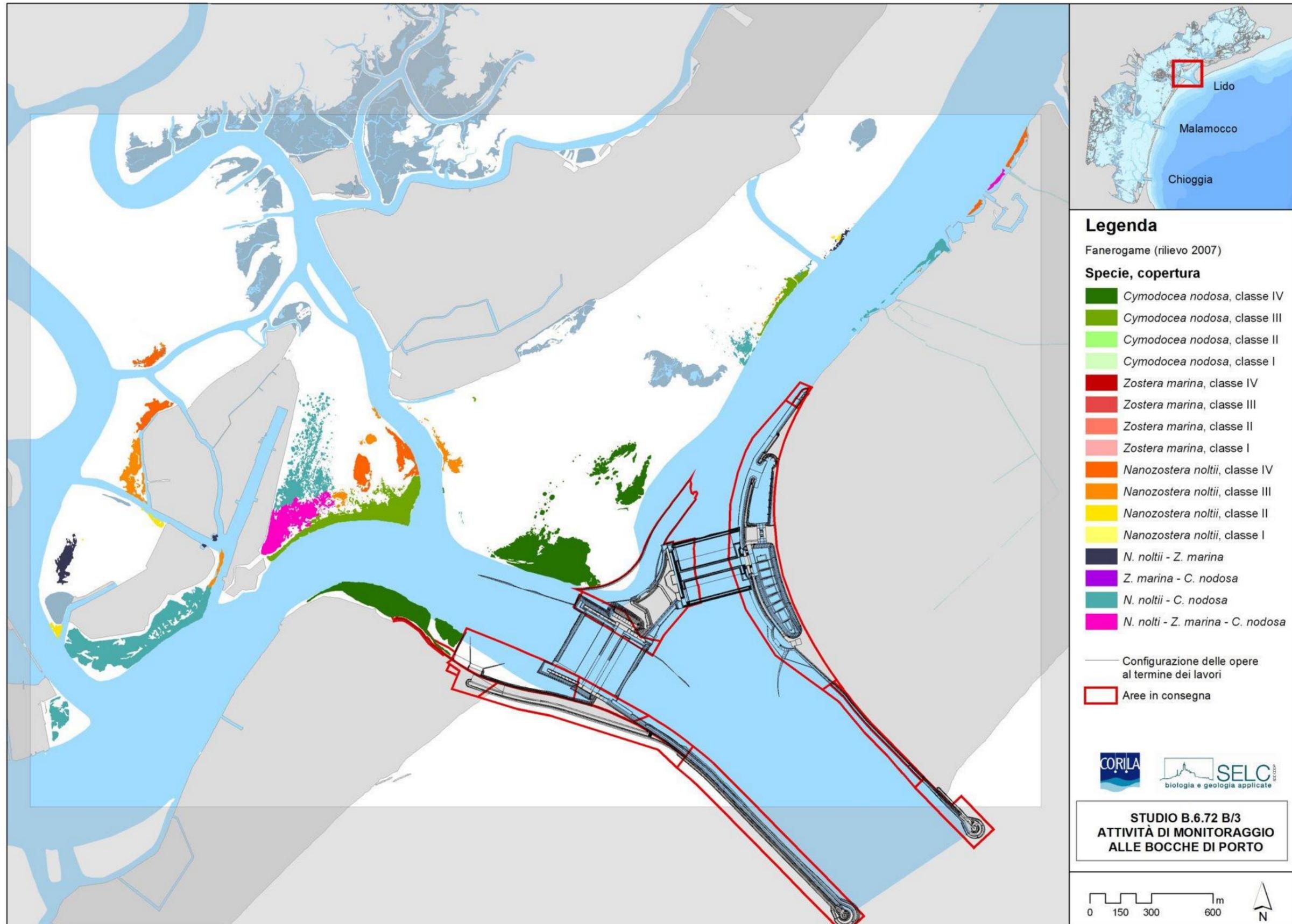


Figura A.10. Mappatura relativa al 2007 della bocca di porto di Lido.

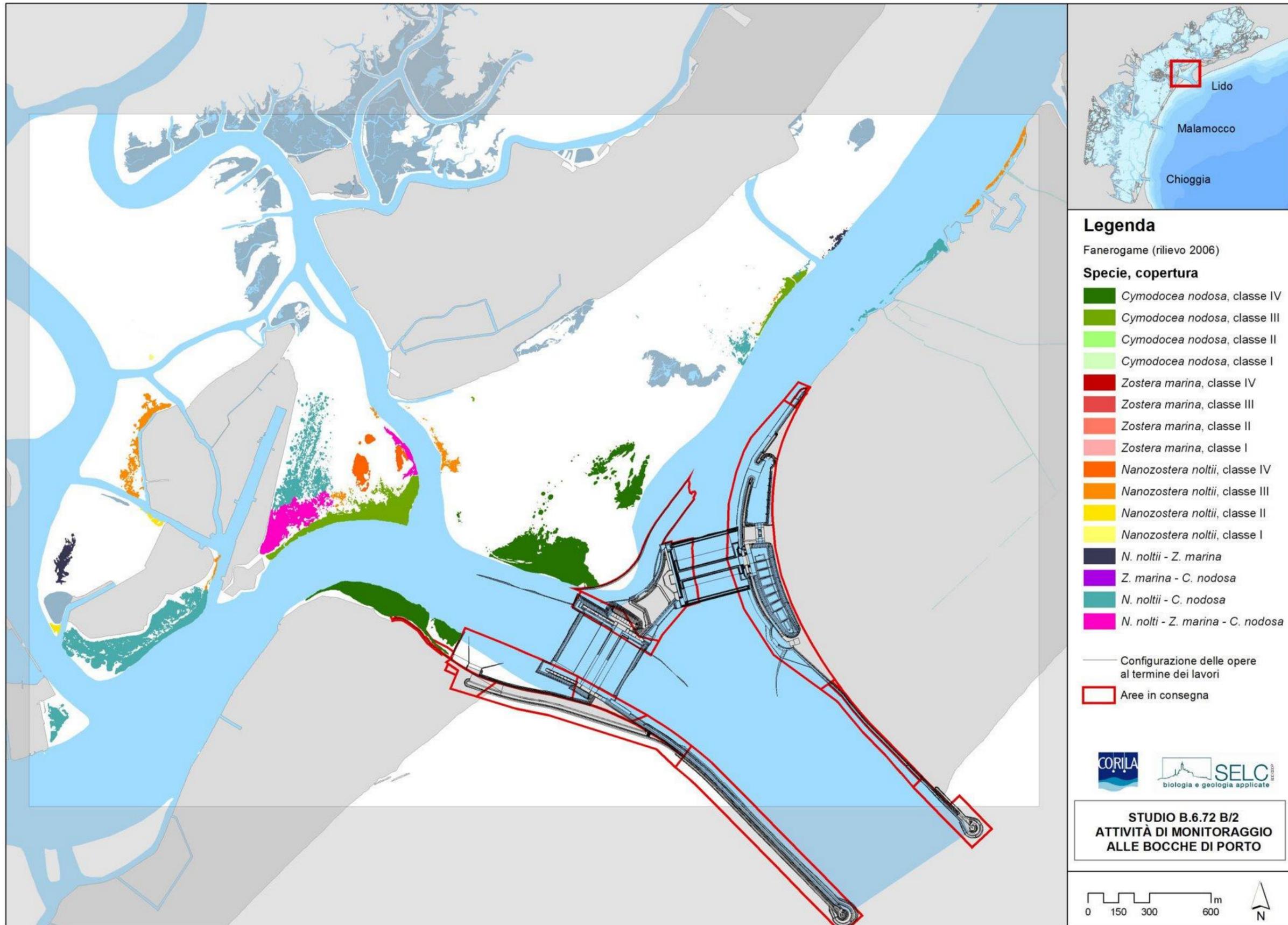


Figura A.11. Mappatura relativa al 2006 della bocca di porto di Lido.

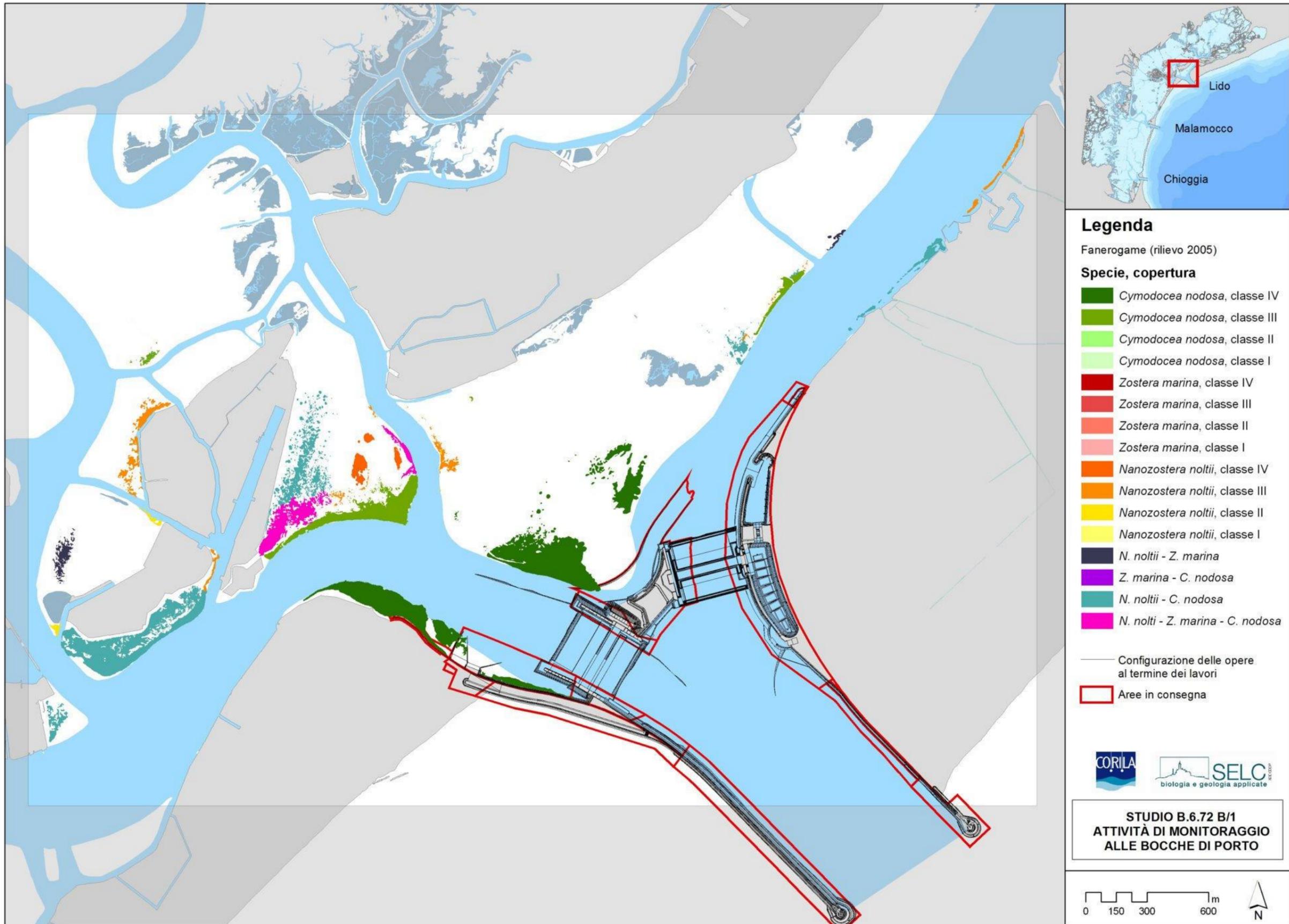


Figura A.12. Mappatura relativa al 2005 della bocca di porto di Lido.

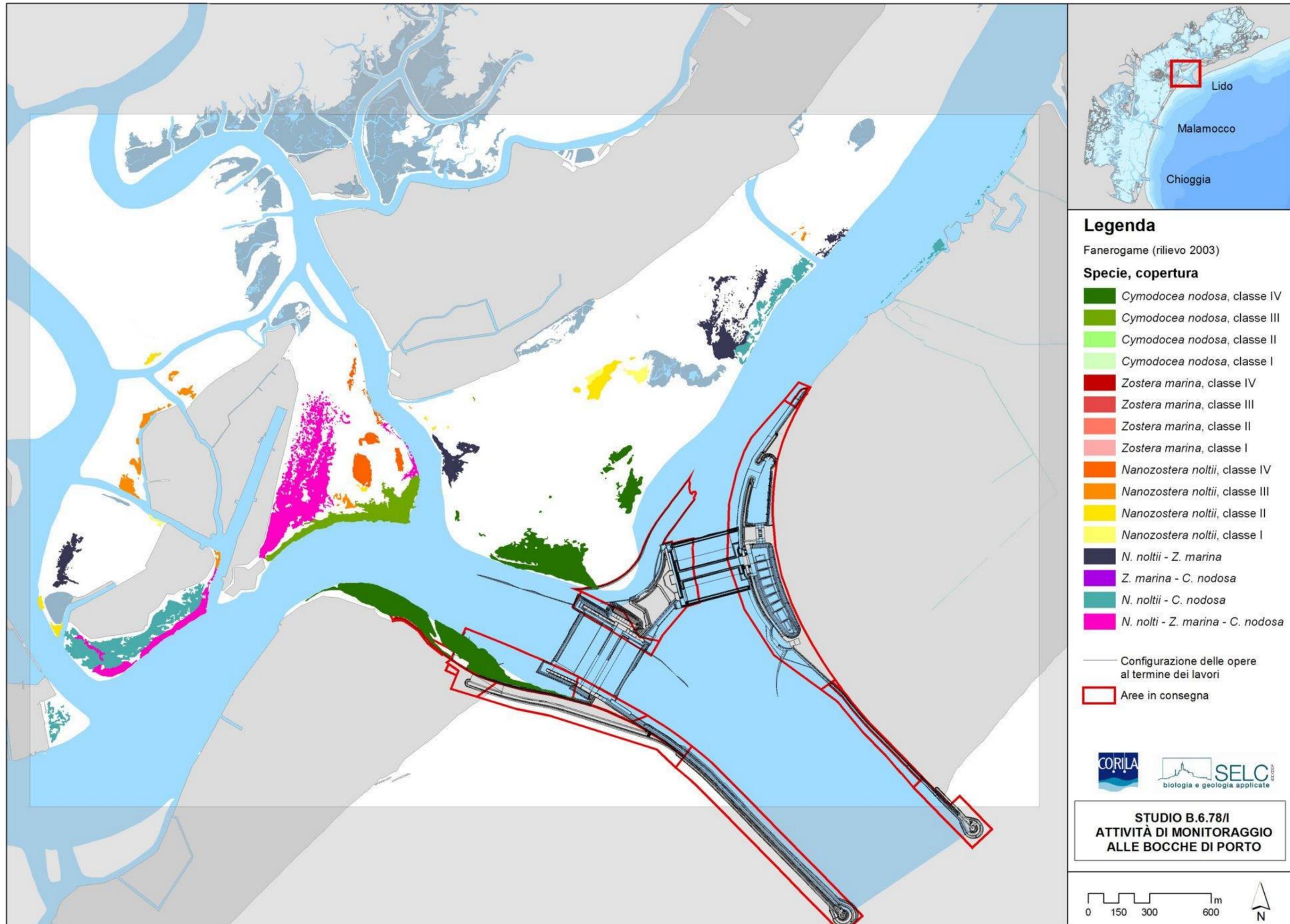


Figura A.13. Mappatura relativa al 2003 della bocca di porto di Lido.

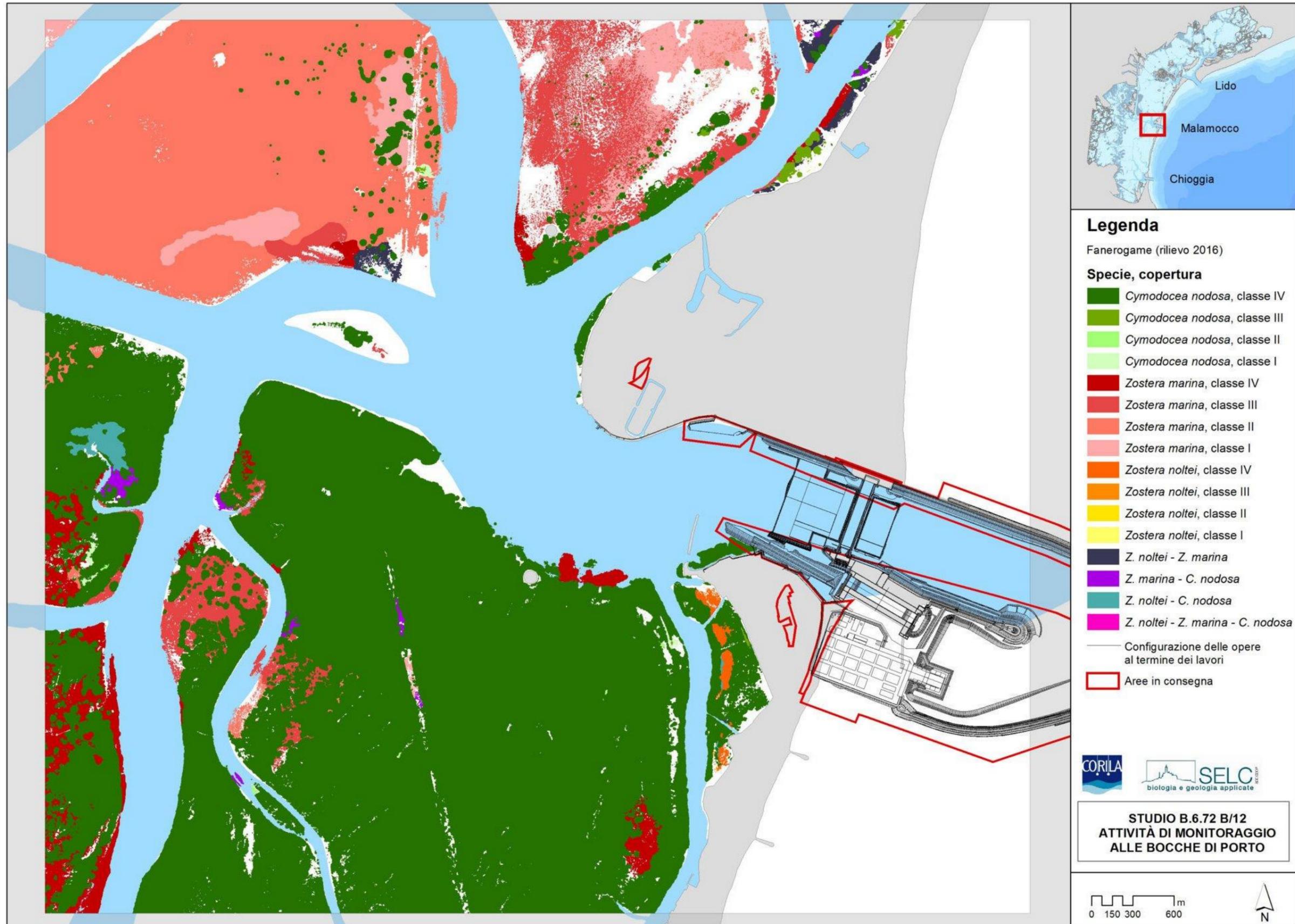


Figura A.14. Mappatura relativa al 2016 della bocca di porto di Malamocco.

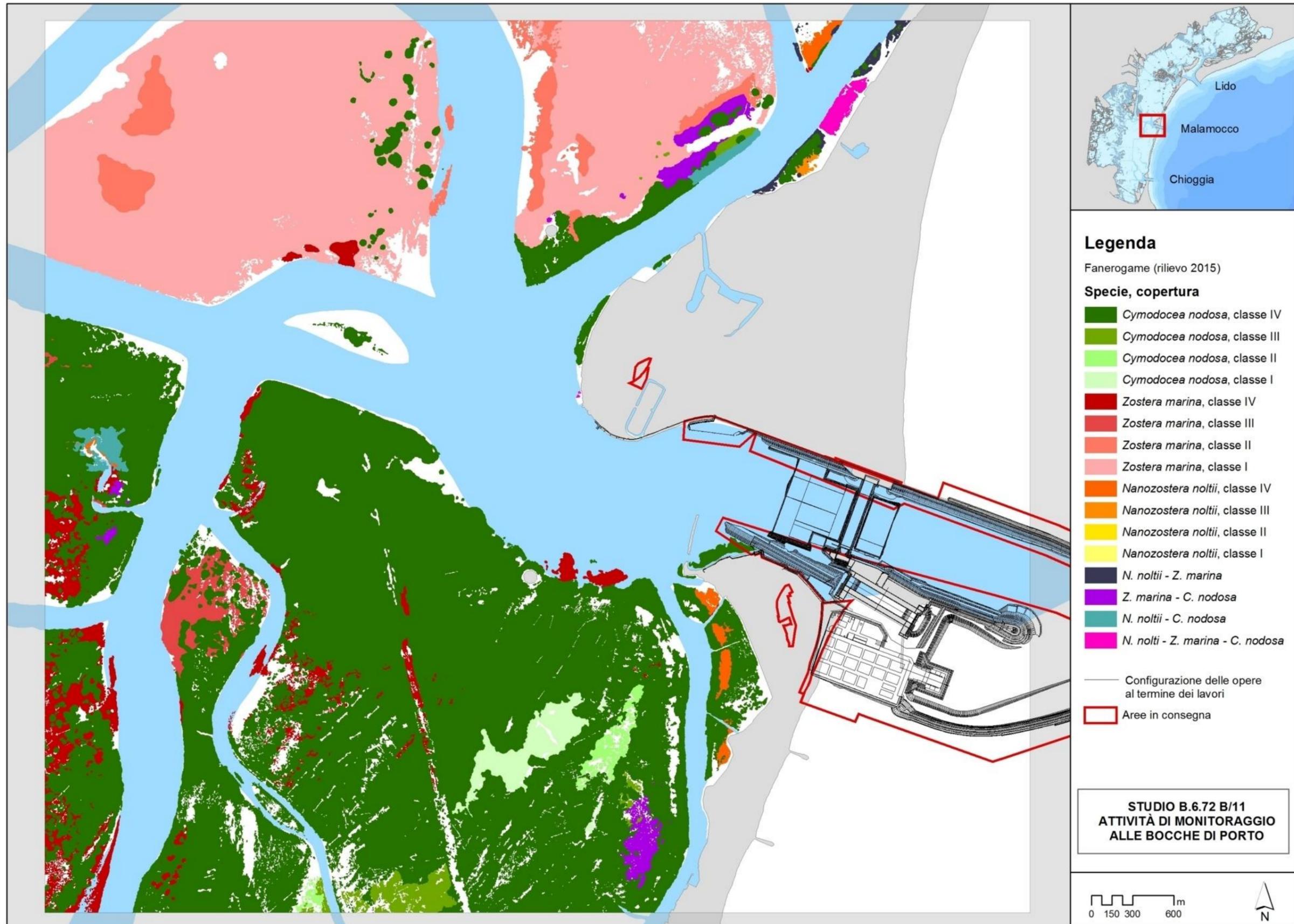


Figura A.15. Mappatura relativa al 2015 della bocca di porto di Malamocco.

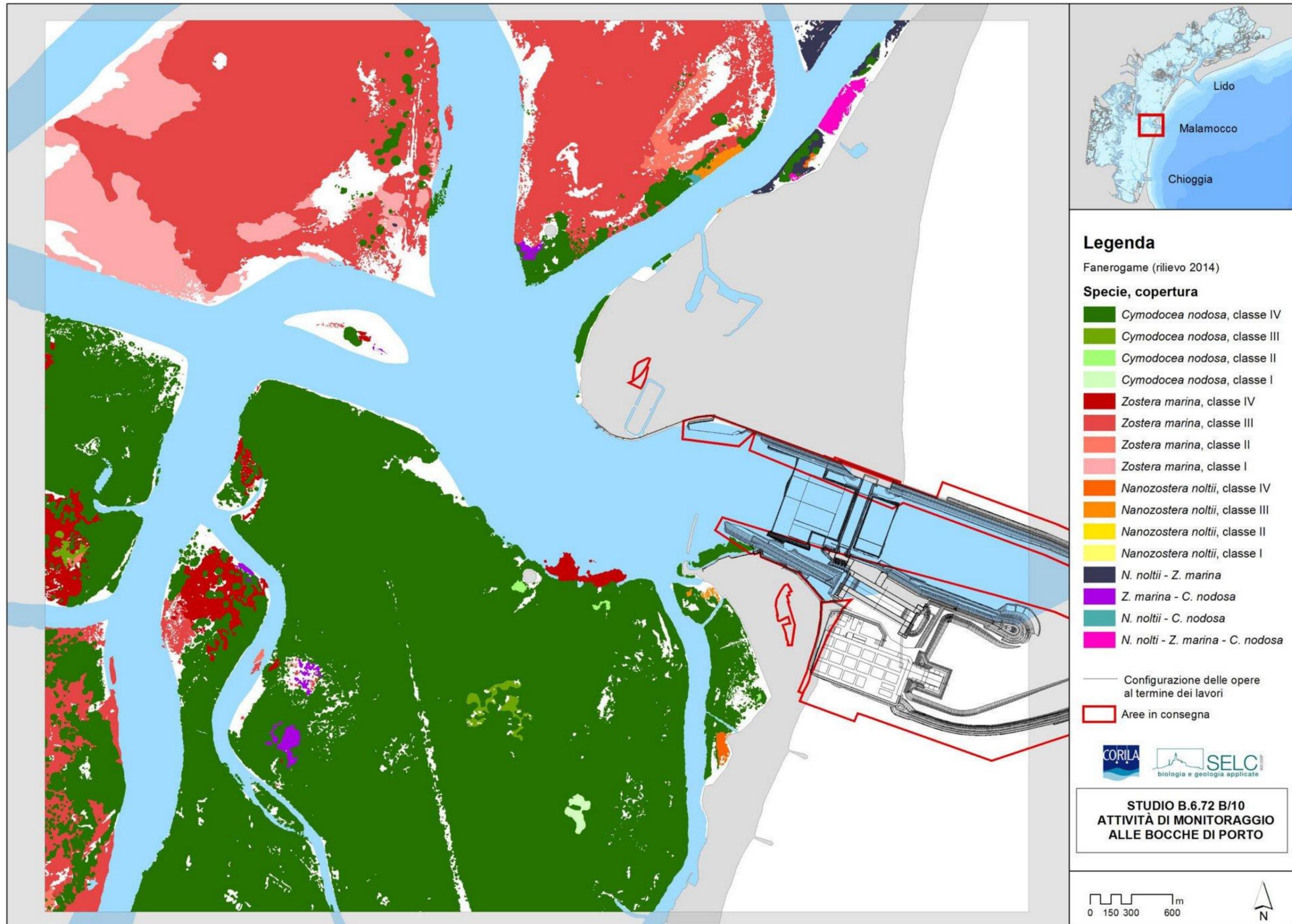


Figura A.16. Mappatura relativa al 2014 della bocca di porto di Malamocco.

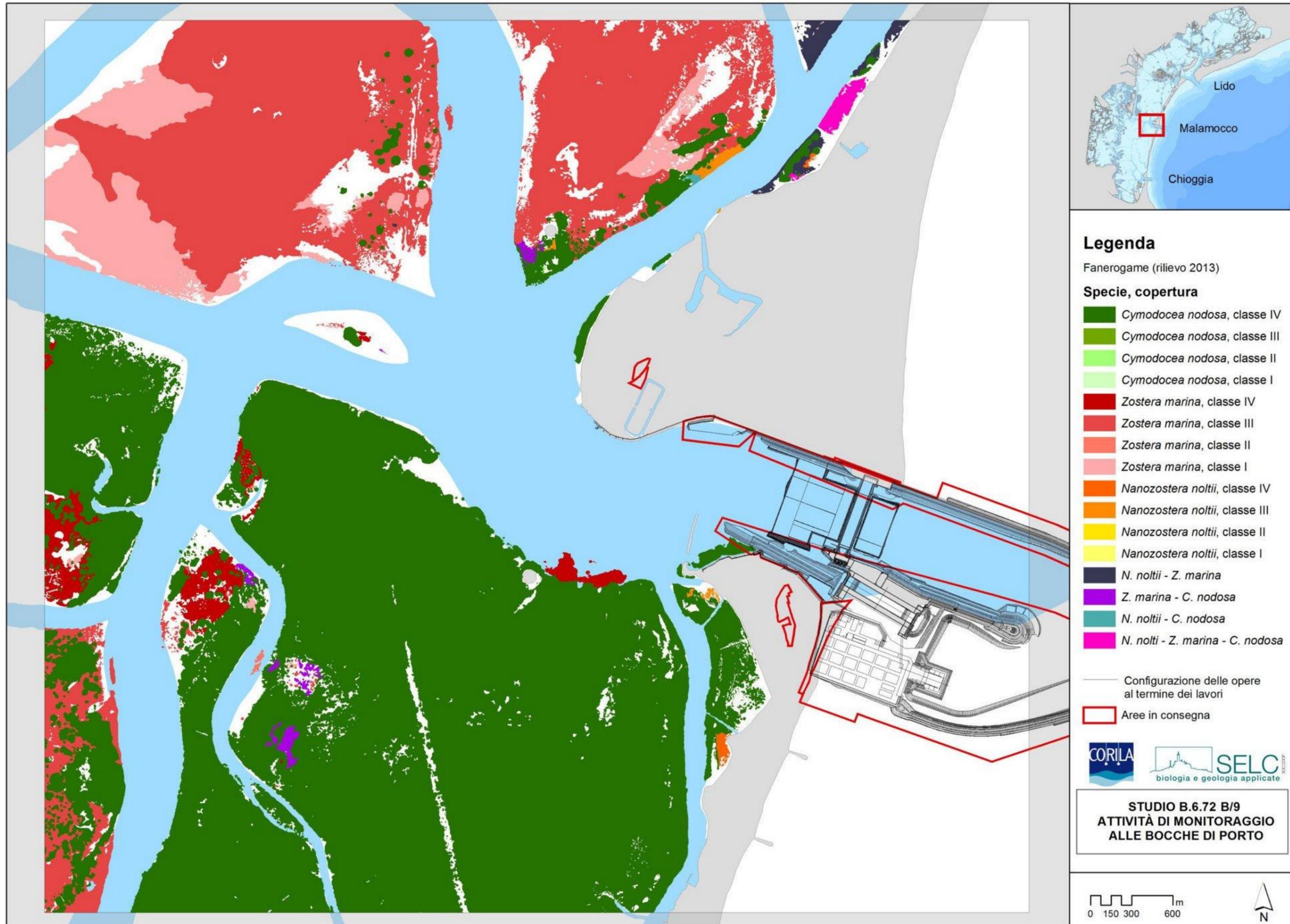


Figura A.17. Mappatura relativa al 2013 della bocca di porto di Malamocco.

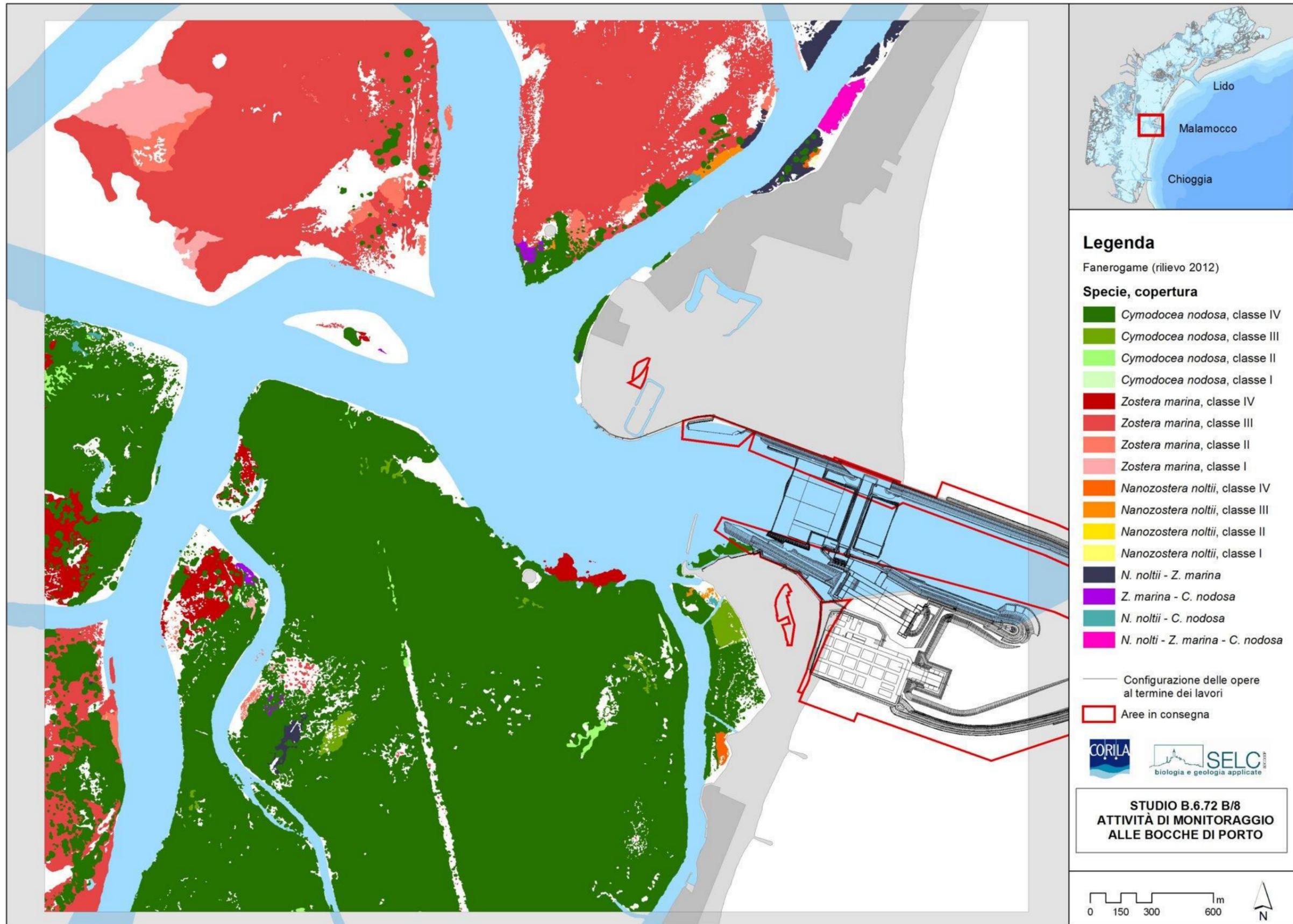


Figura A.18. Mappatura relativa al 2012 della bocca di porto di Malamocco.

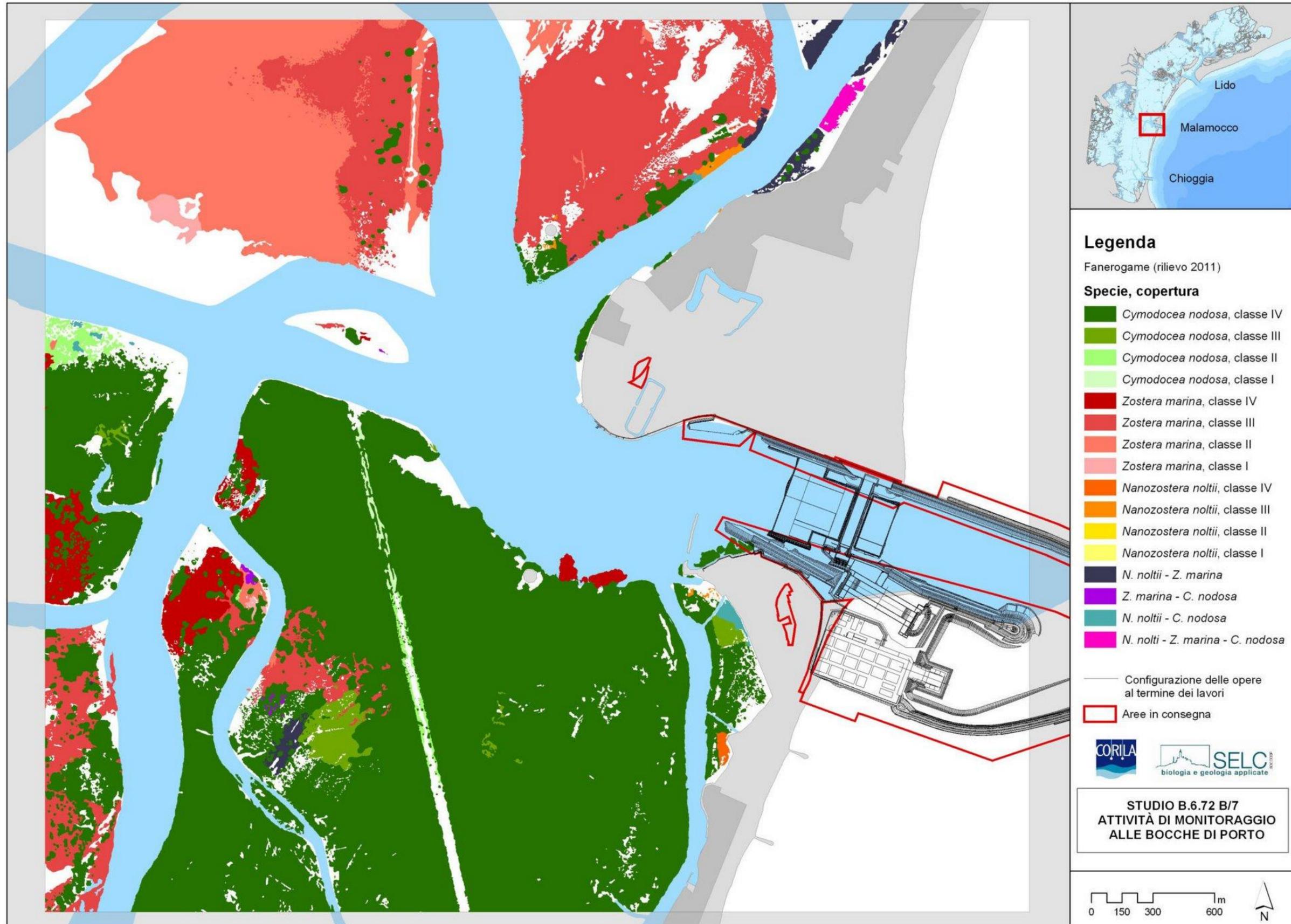


Figura A.19. Mappatura relativa al 2011 della bocca di porto di Malamocco.

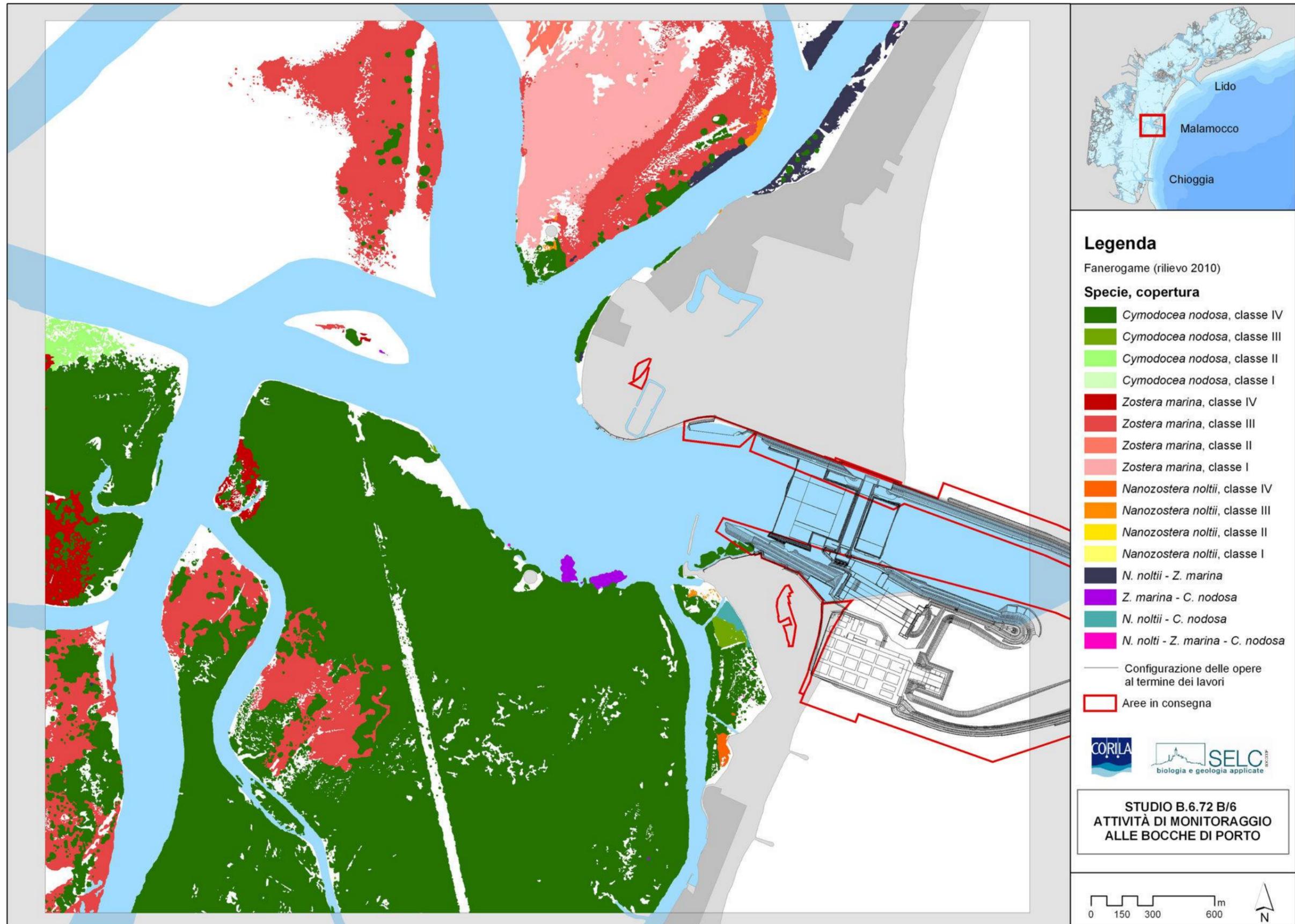


Figura A.20. Mappatura relativa al 2010 della bocca di porto di Malamocco.

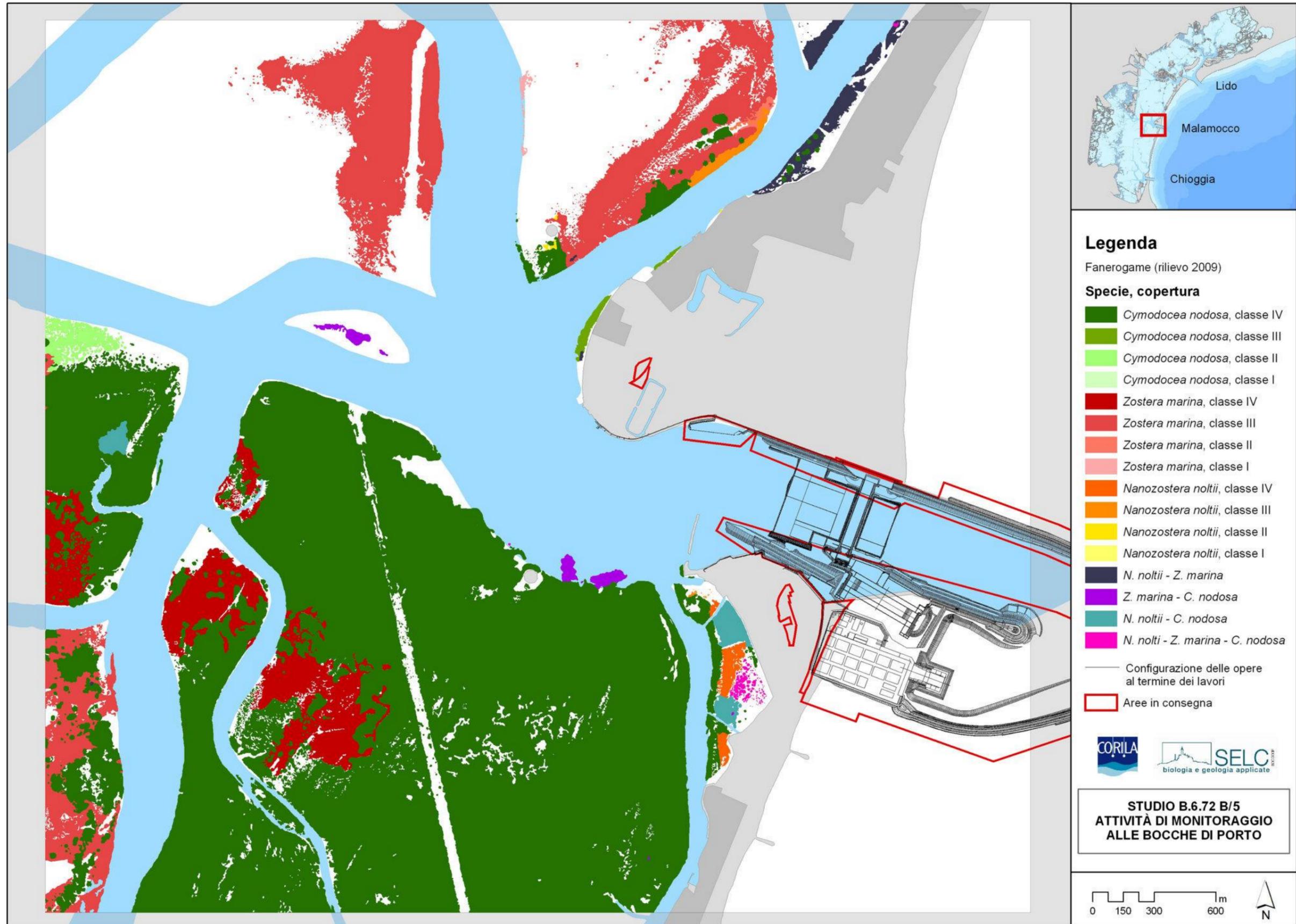


Figura A.21. Mappatura relativa al 2009 della bocca di porto di Malamocco.

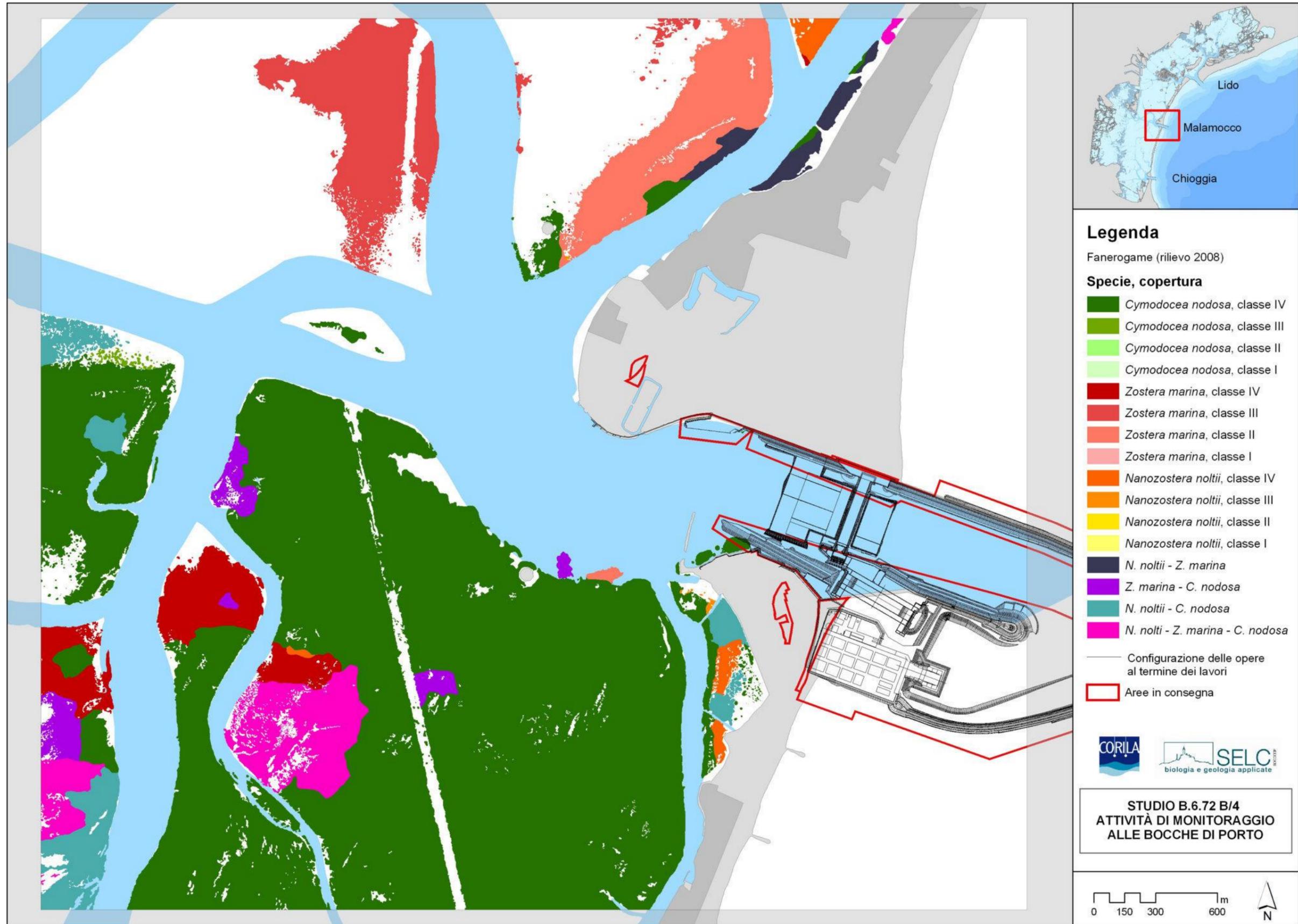


Figura A.22. Mappatura relativa al 2008 della bocca di porto di Malamocco.

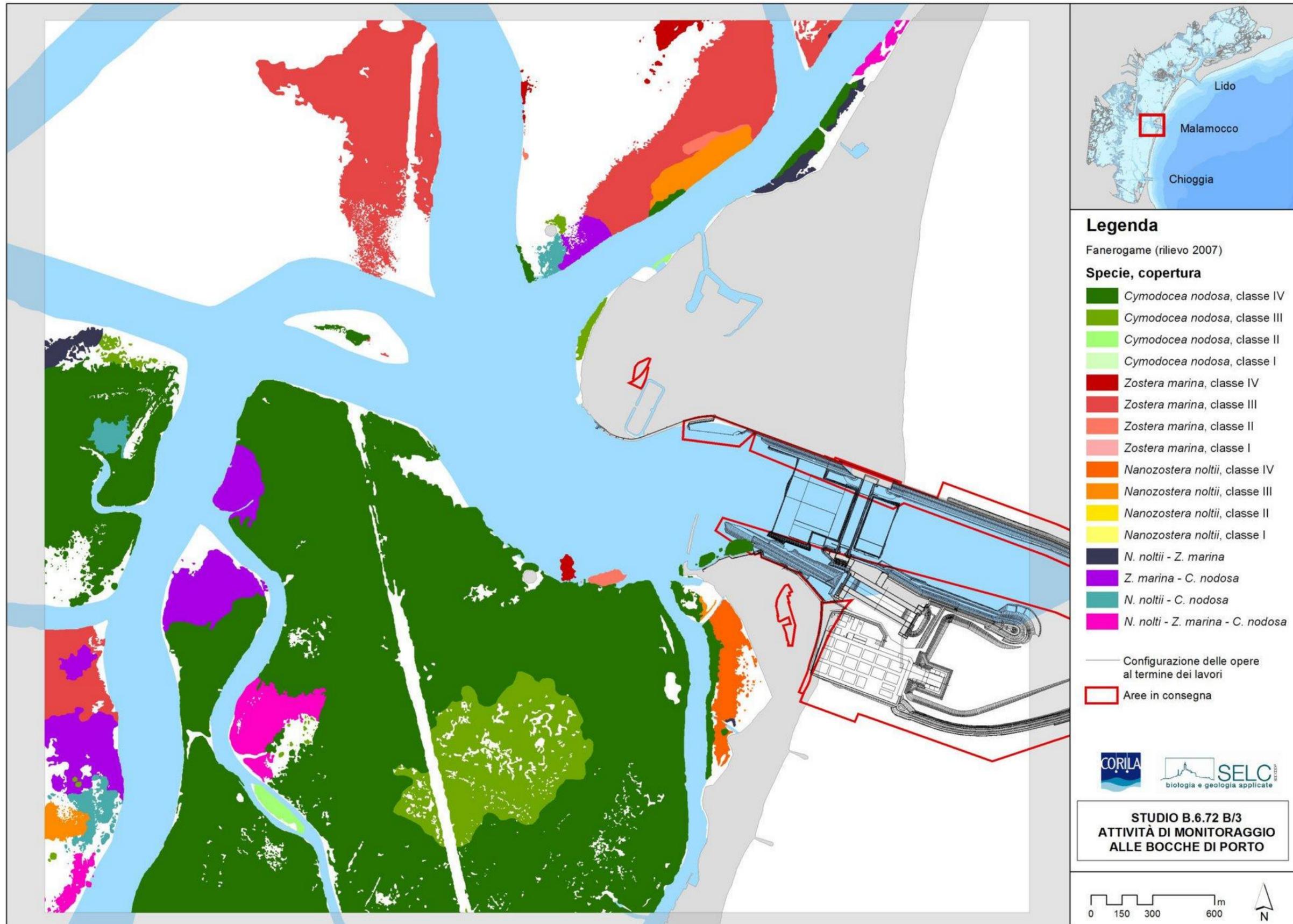


Figura A.23. Mappatura relativa al 2007 della bocca di porto di Malamocco.

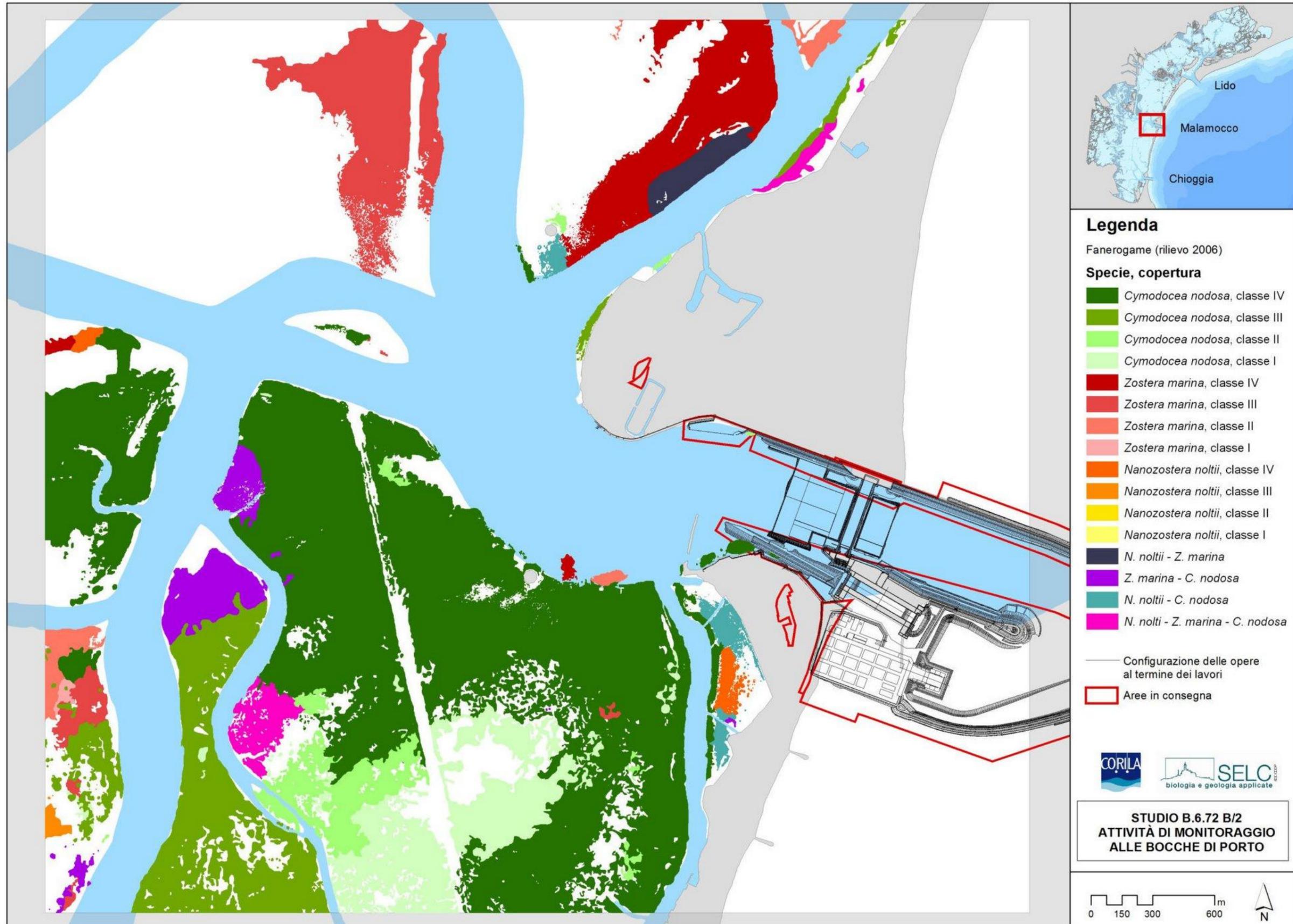


Figura A.24. Mappatura relativa al 2006 della bocca di porto di Malamocco.

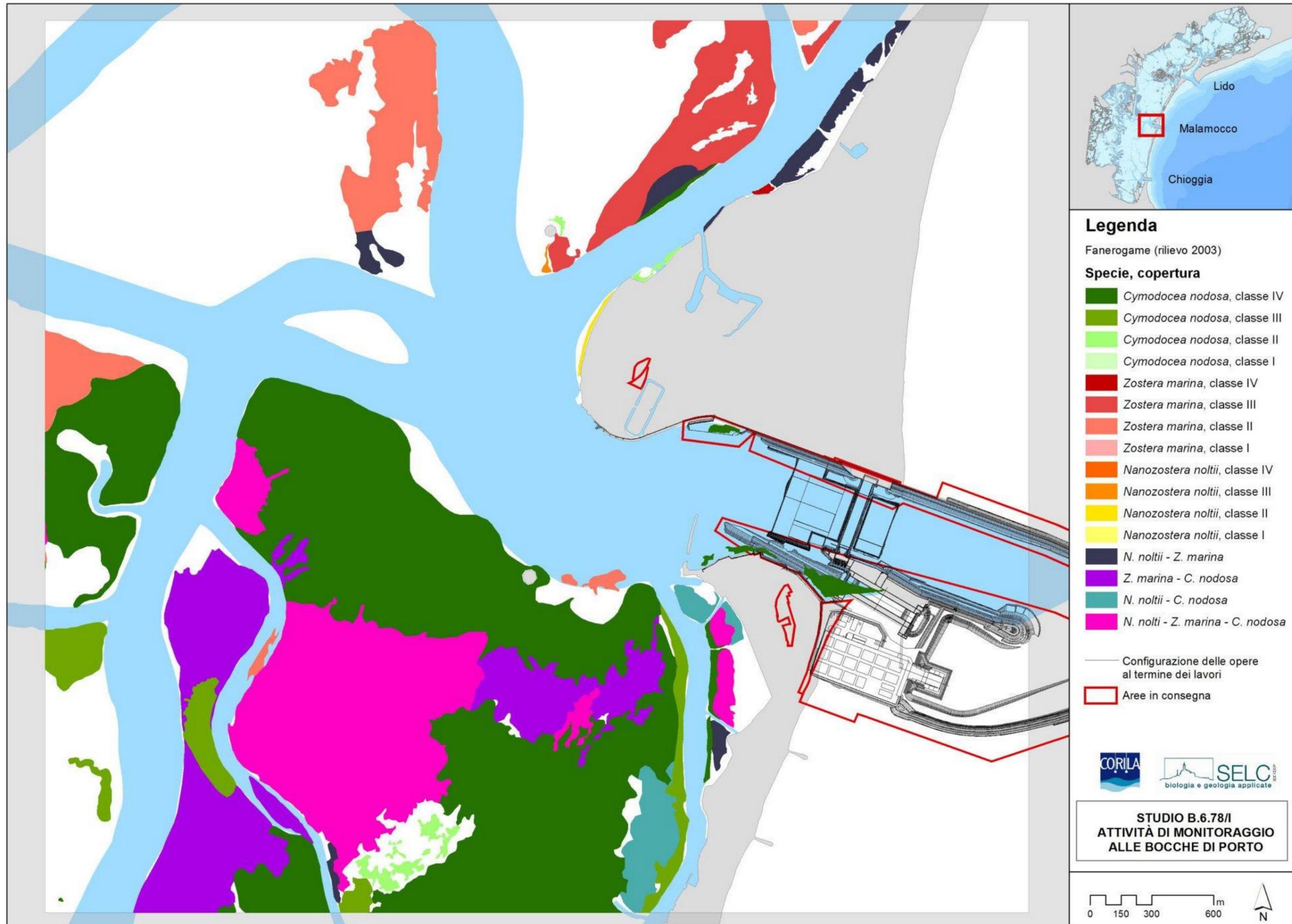


Figura A.25. Mappatura relativa al 2003 della bocca di porto di Malamocco.

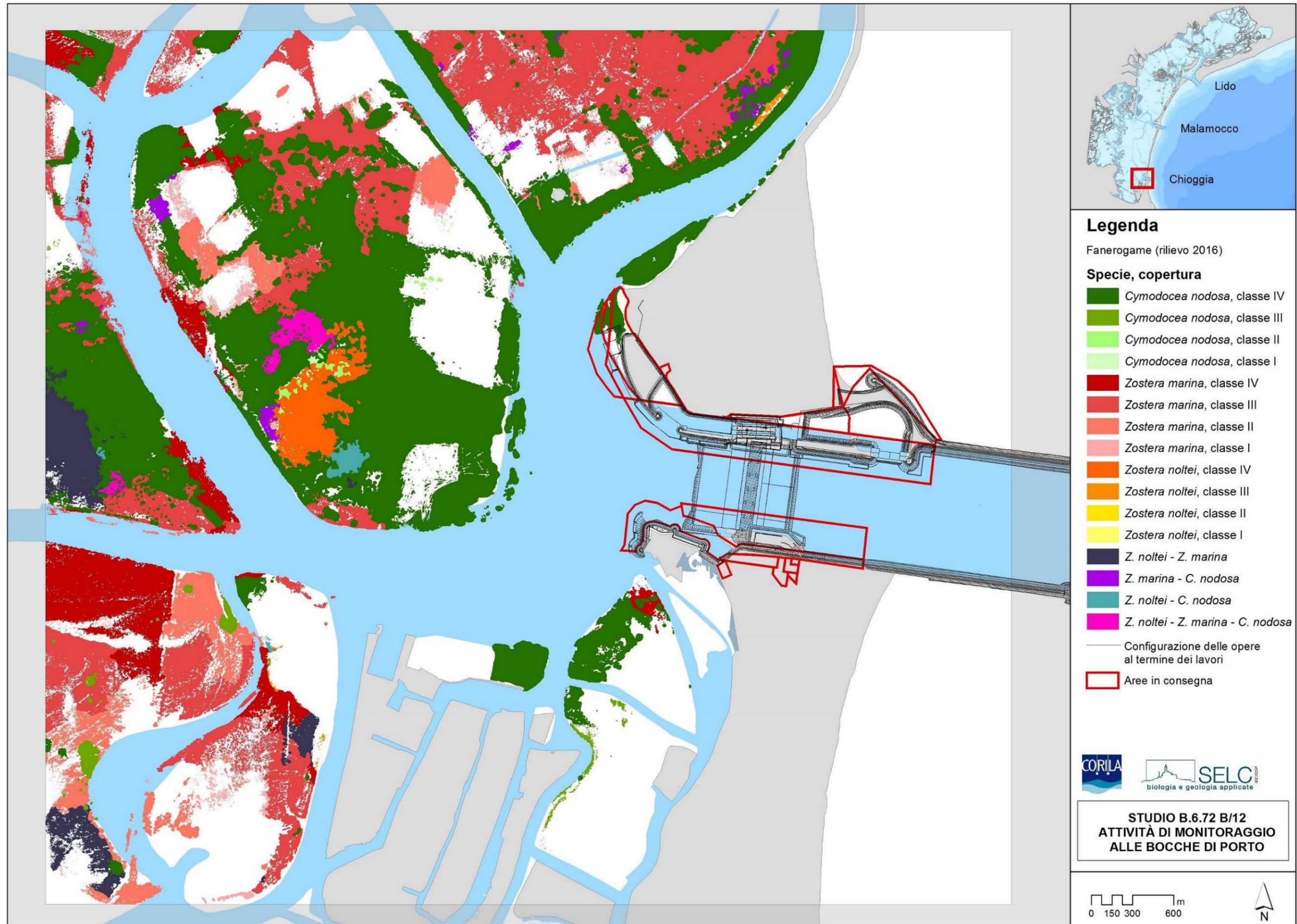


Figura A.26. Mappatura relativa al 2016 della bocca di porto di Chioggia.

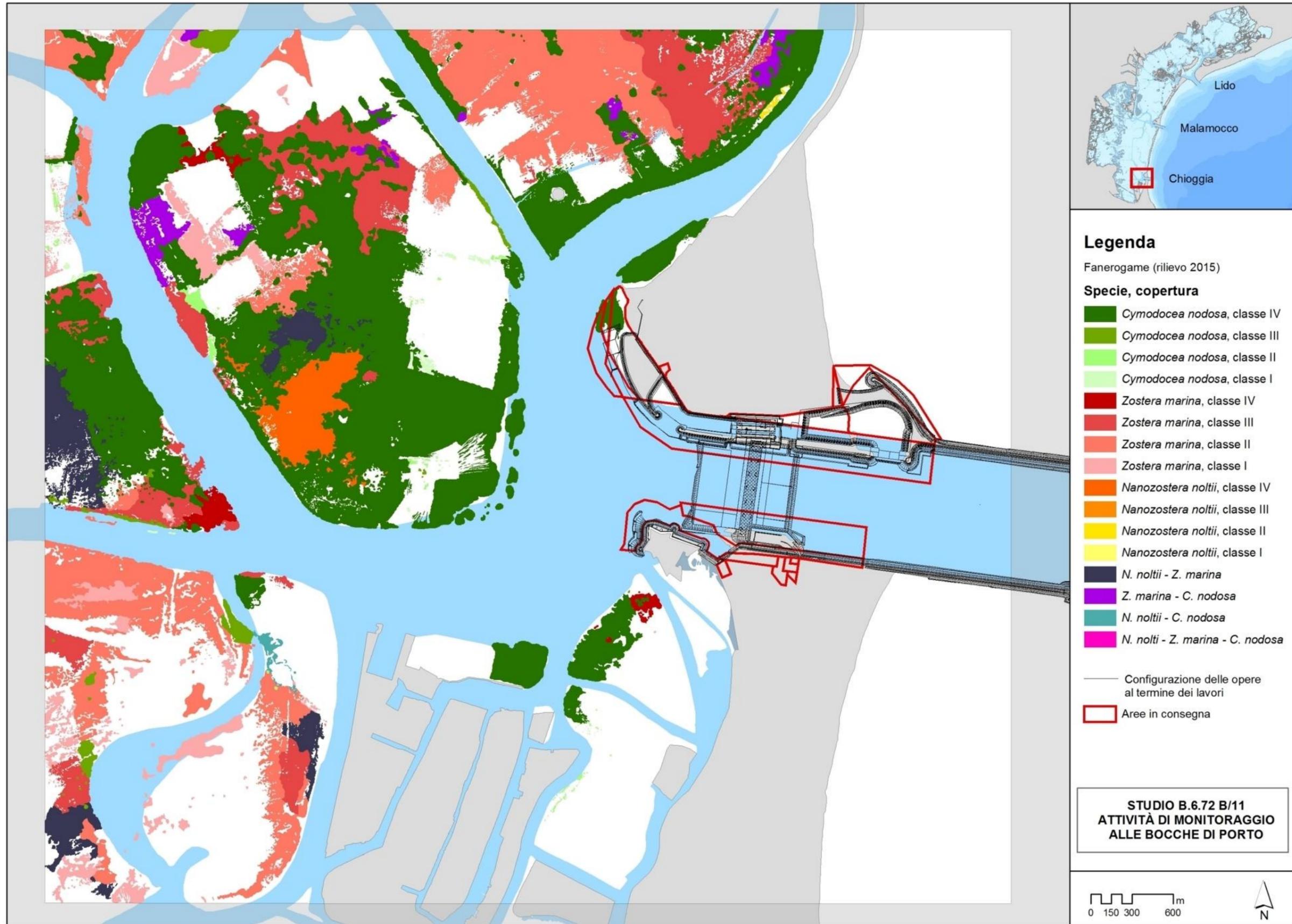


Figura A.27. Mappatura relativa al 2015 della bocca di porto di Chioggia.

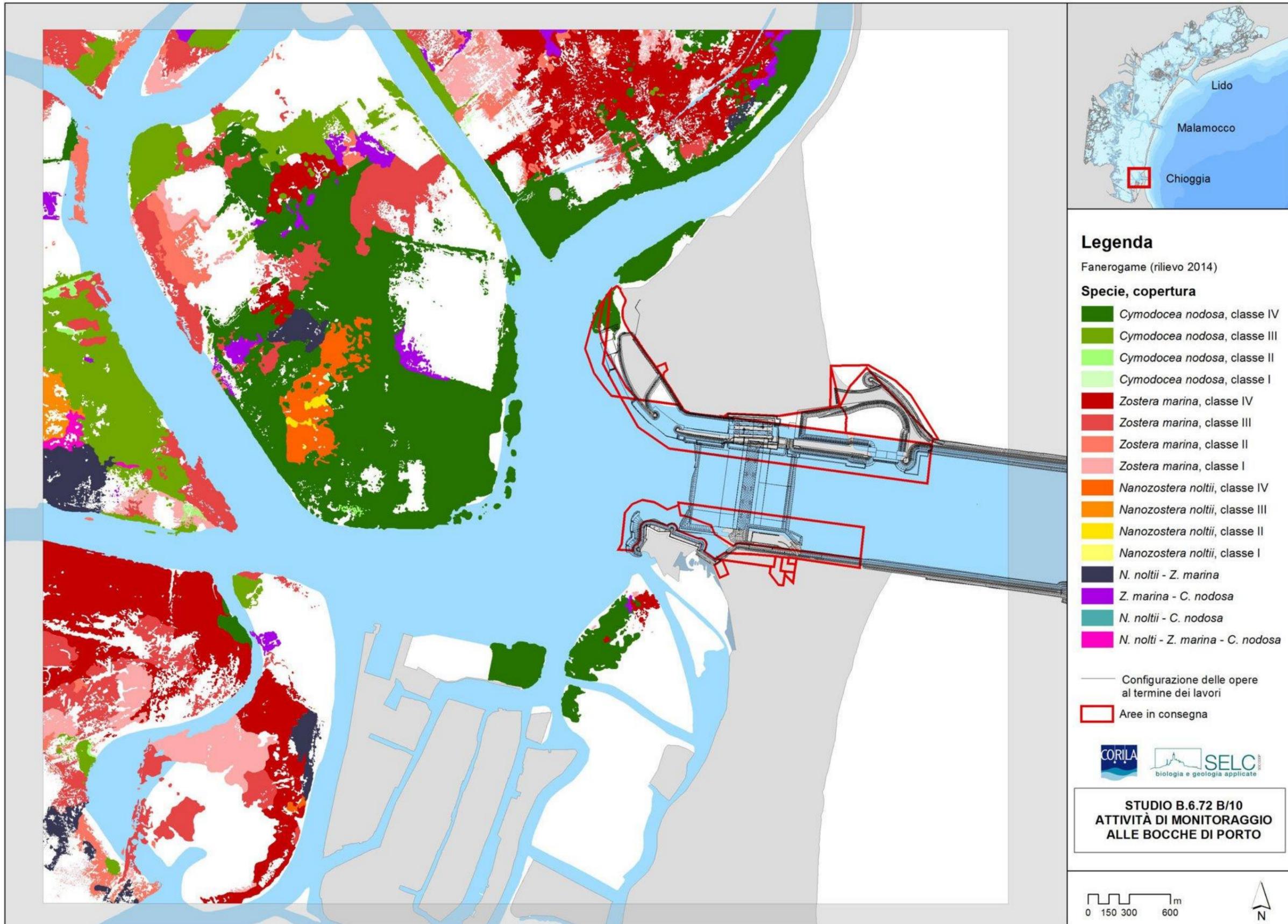


Figura A.28. Mappatura relativa al 2014 della bocca di porto di Chioggia.

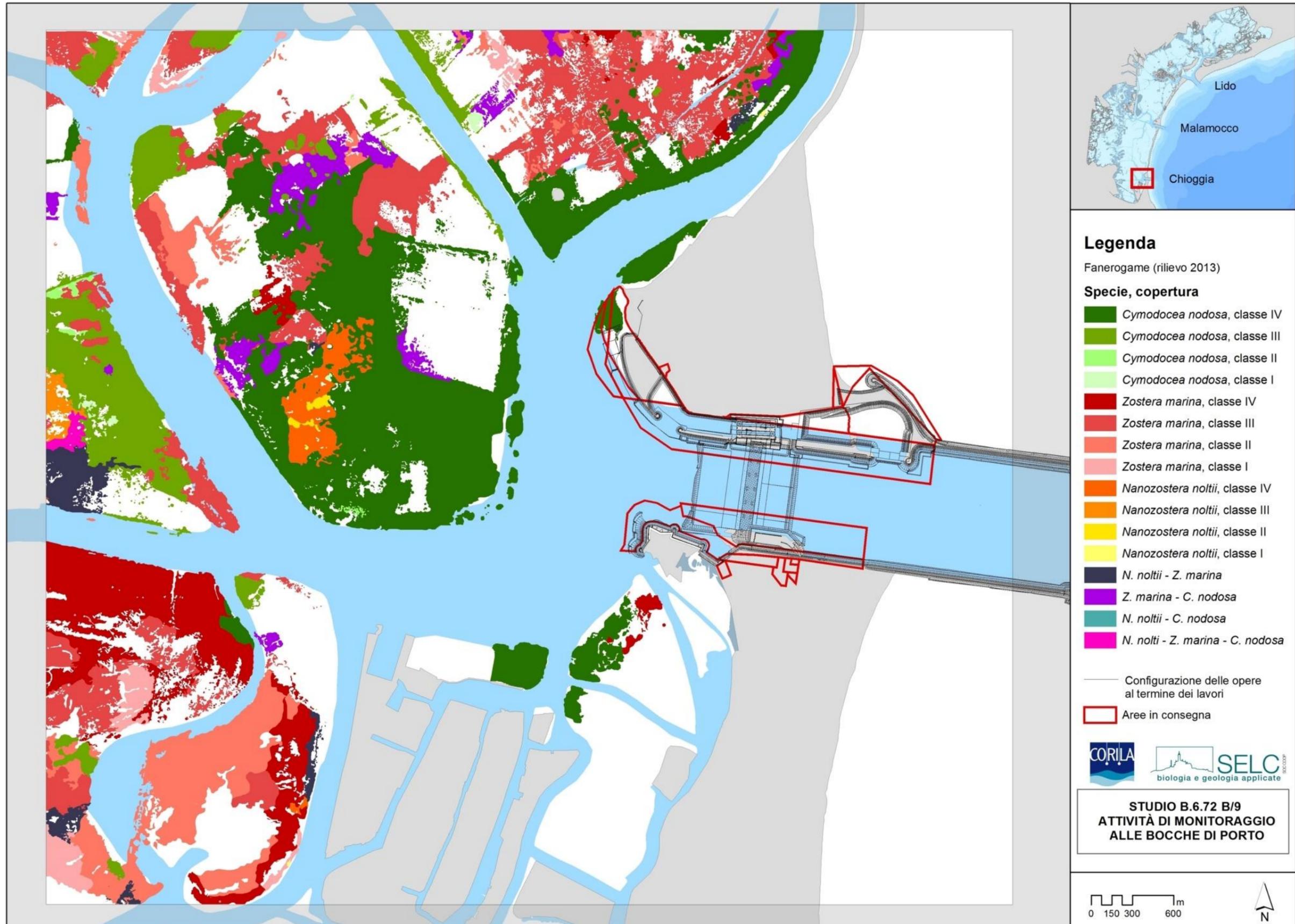


Figura A.29. Mappatura relativa al 2013 della bocca di porto di Chioggia.

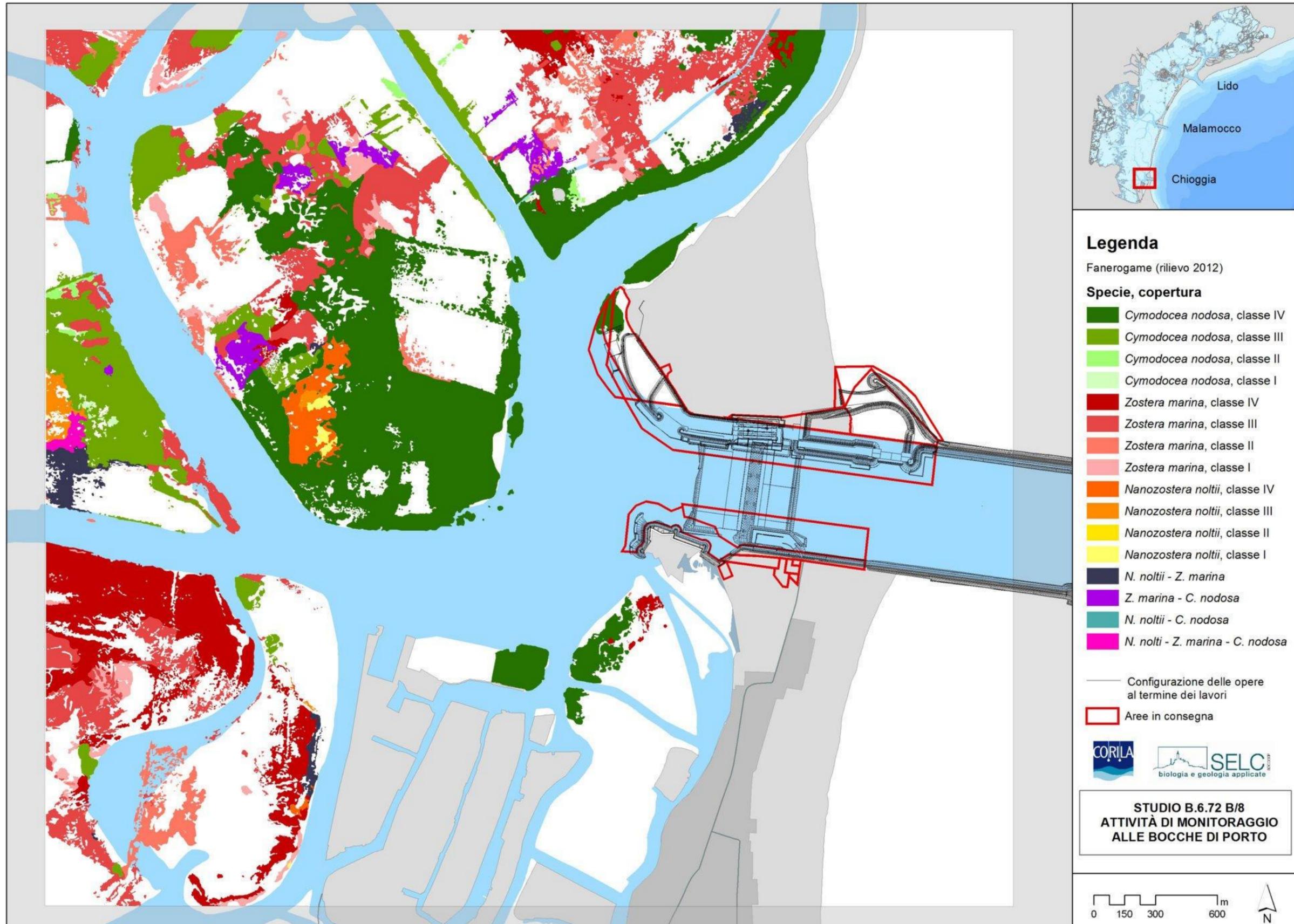


Figura A.30. Mappatura relativa al 2012 della bocca di porto di Chioggia.

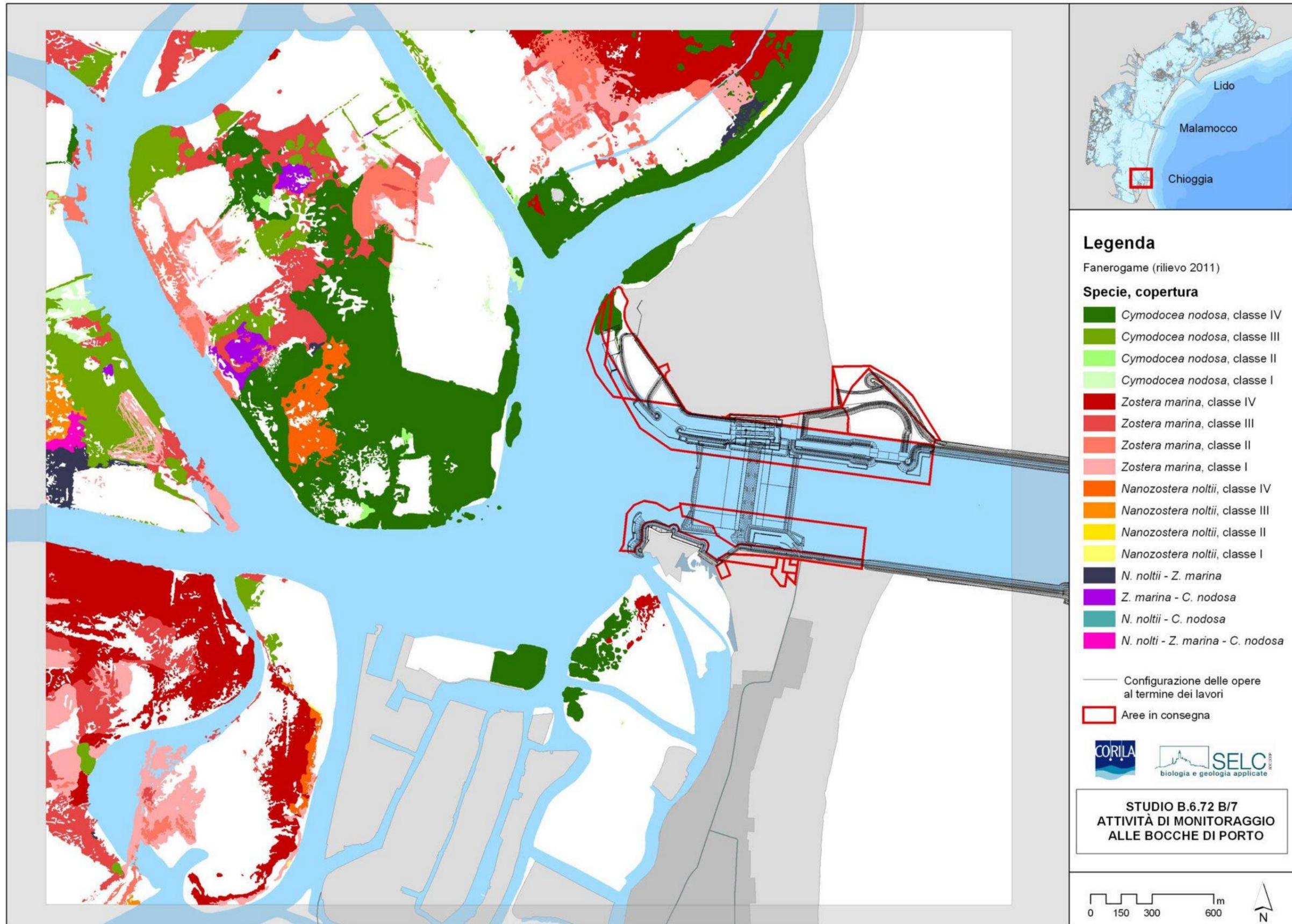


Figura A.31. Mappatura relativa al 2011 della bocca di porto di Chioggia.

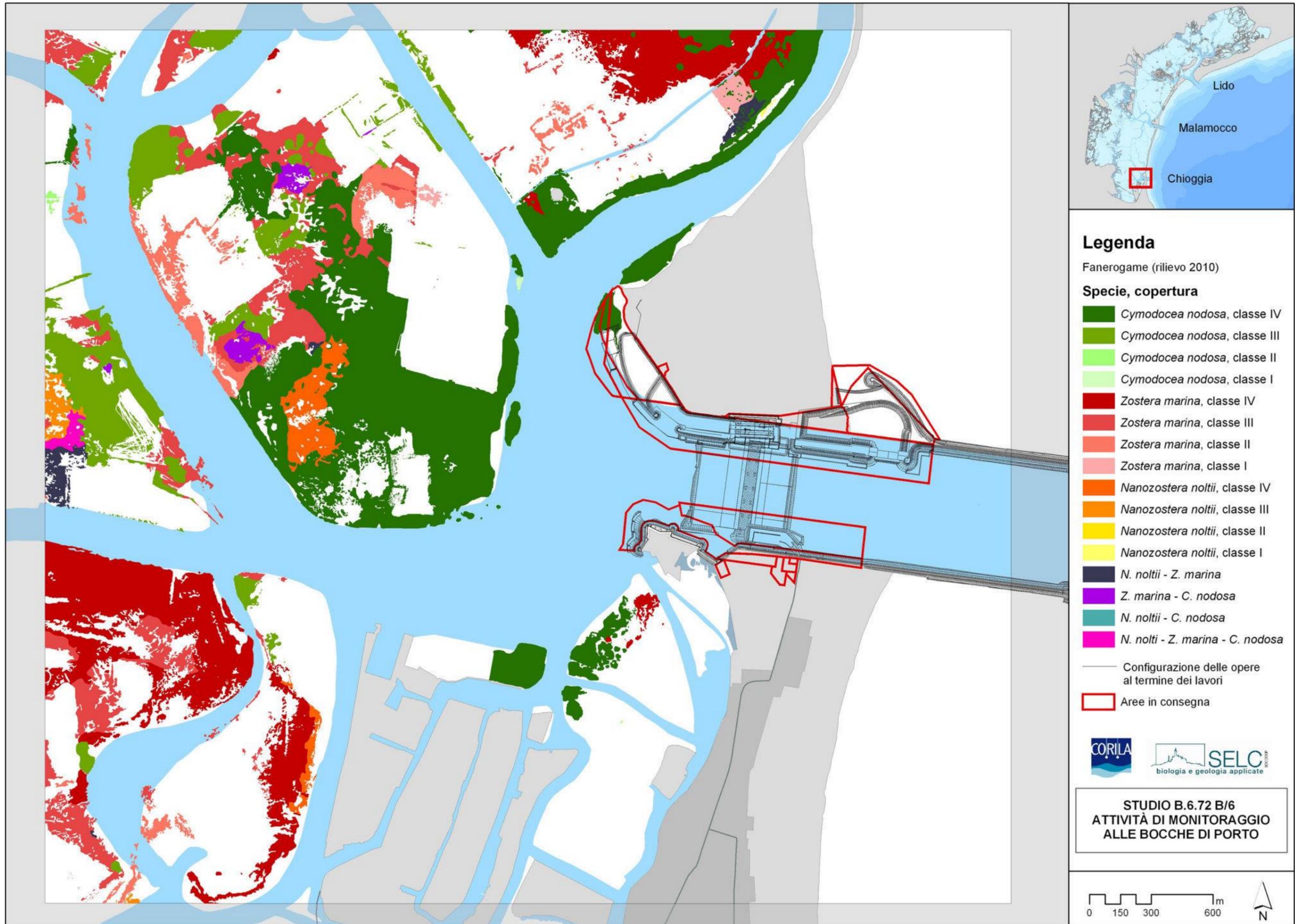


Figura A.32. Mappatura relativa al 2010 della bocca di porto di Chioggia.

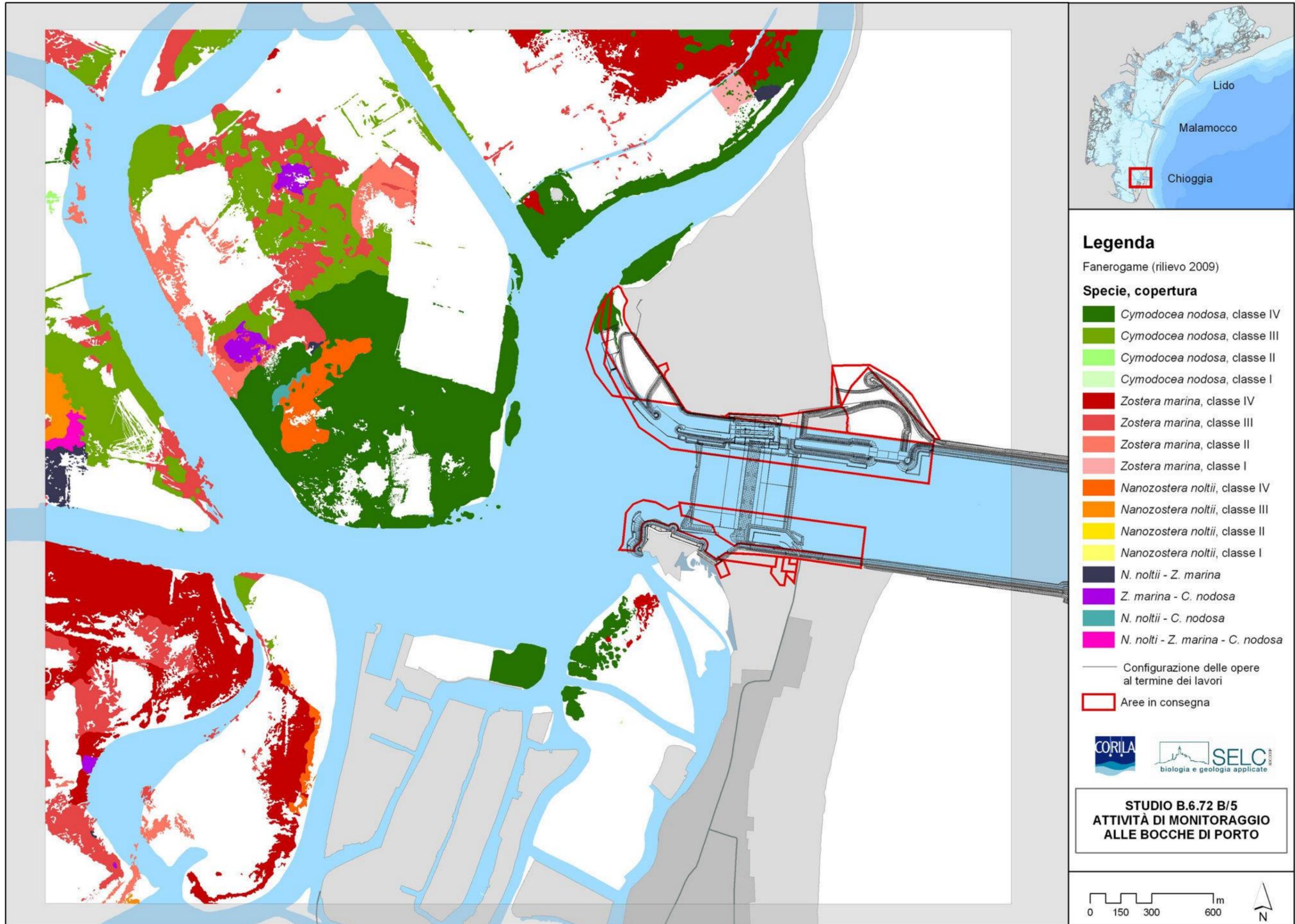


Figura A.33. Mappatura relativa al 2009 della bocca di porto di Chioggia.

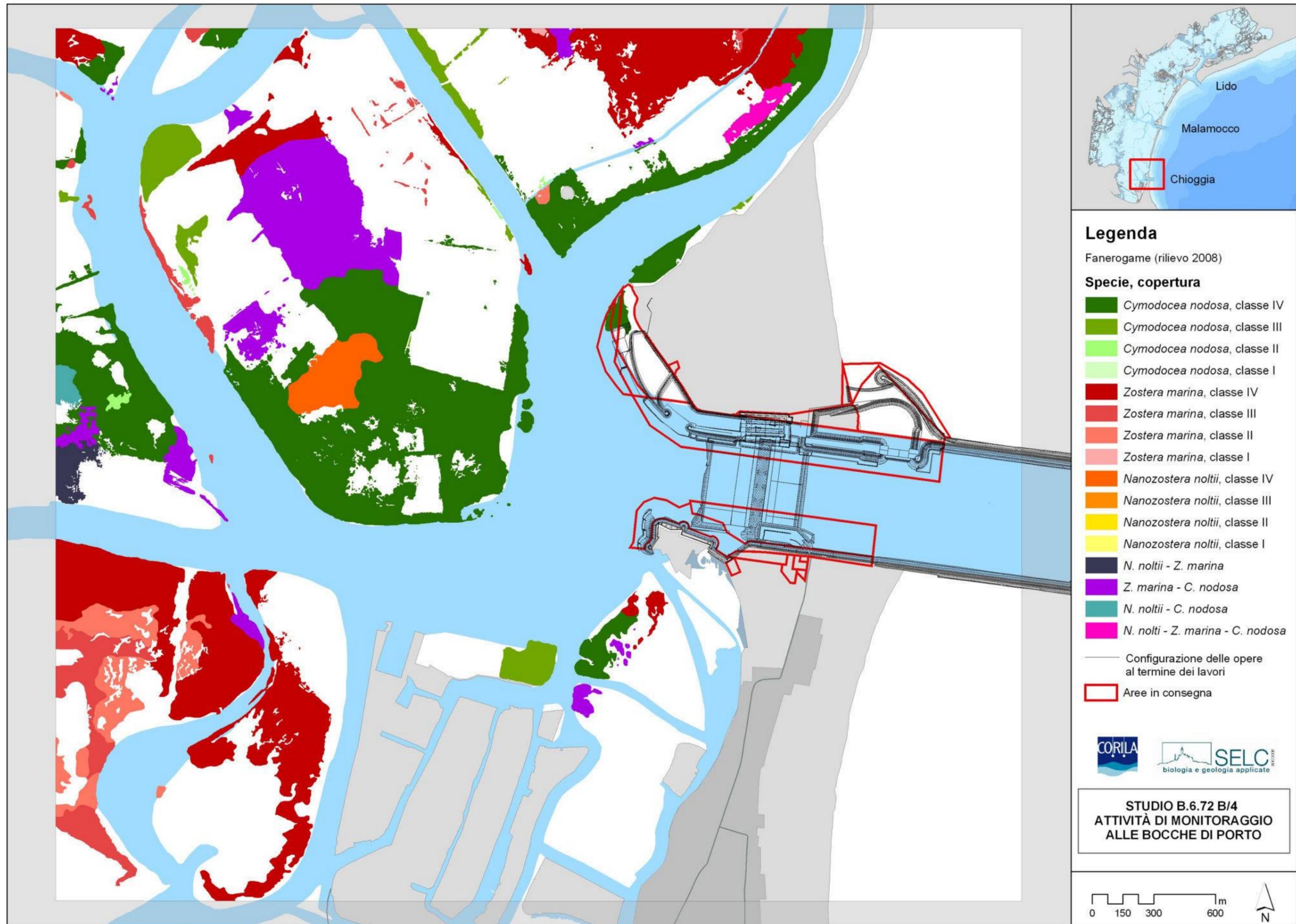


Figura A.34. Mappatura relativa al 2008 della bocca di porto di Chioggia.

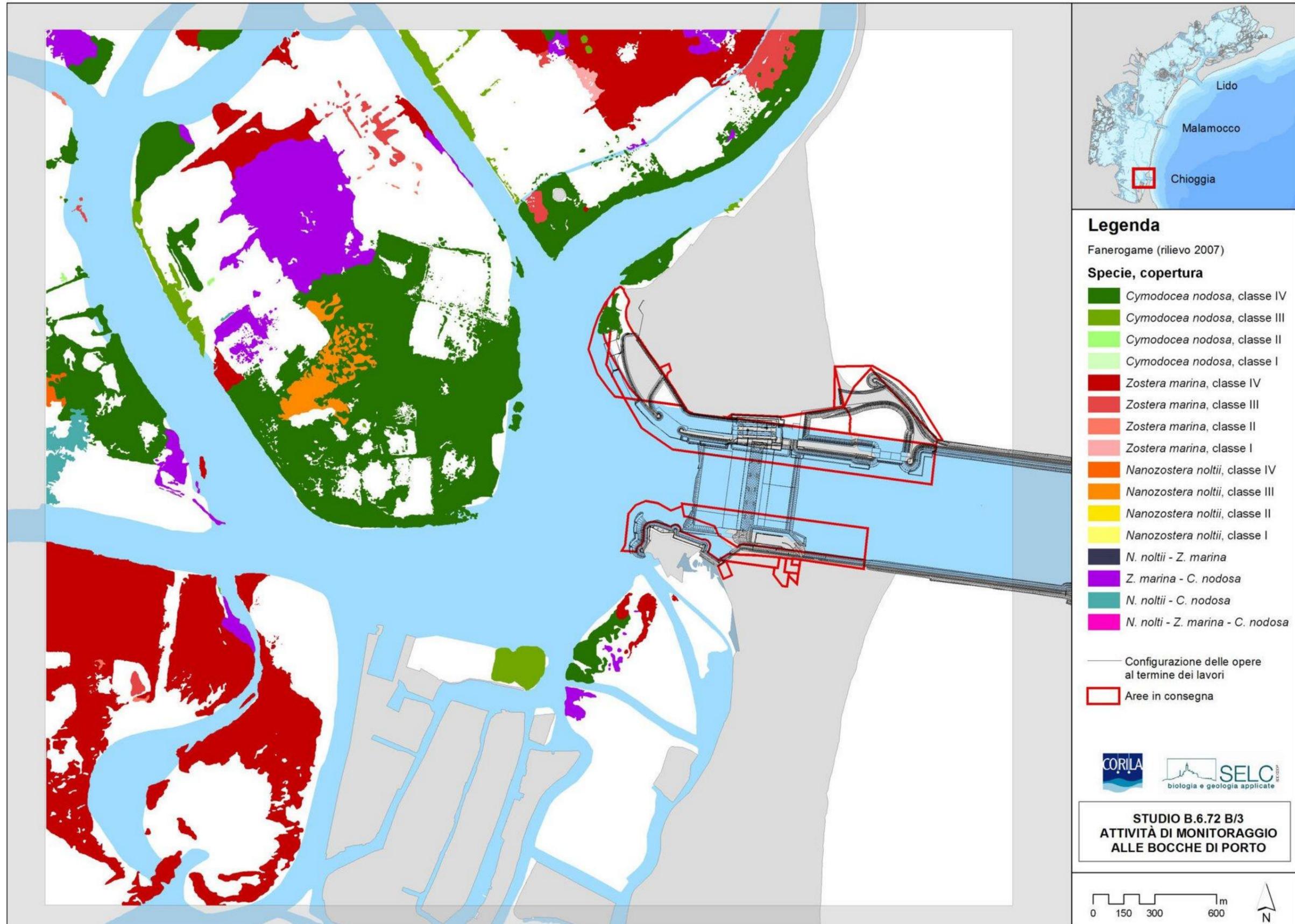


Figura A.35. Mappatura relativa al 2007 della bocca di porto di Chioggia.

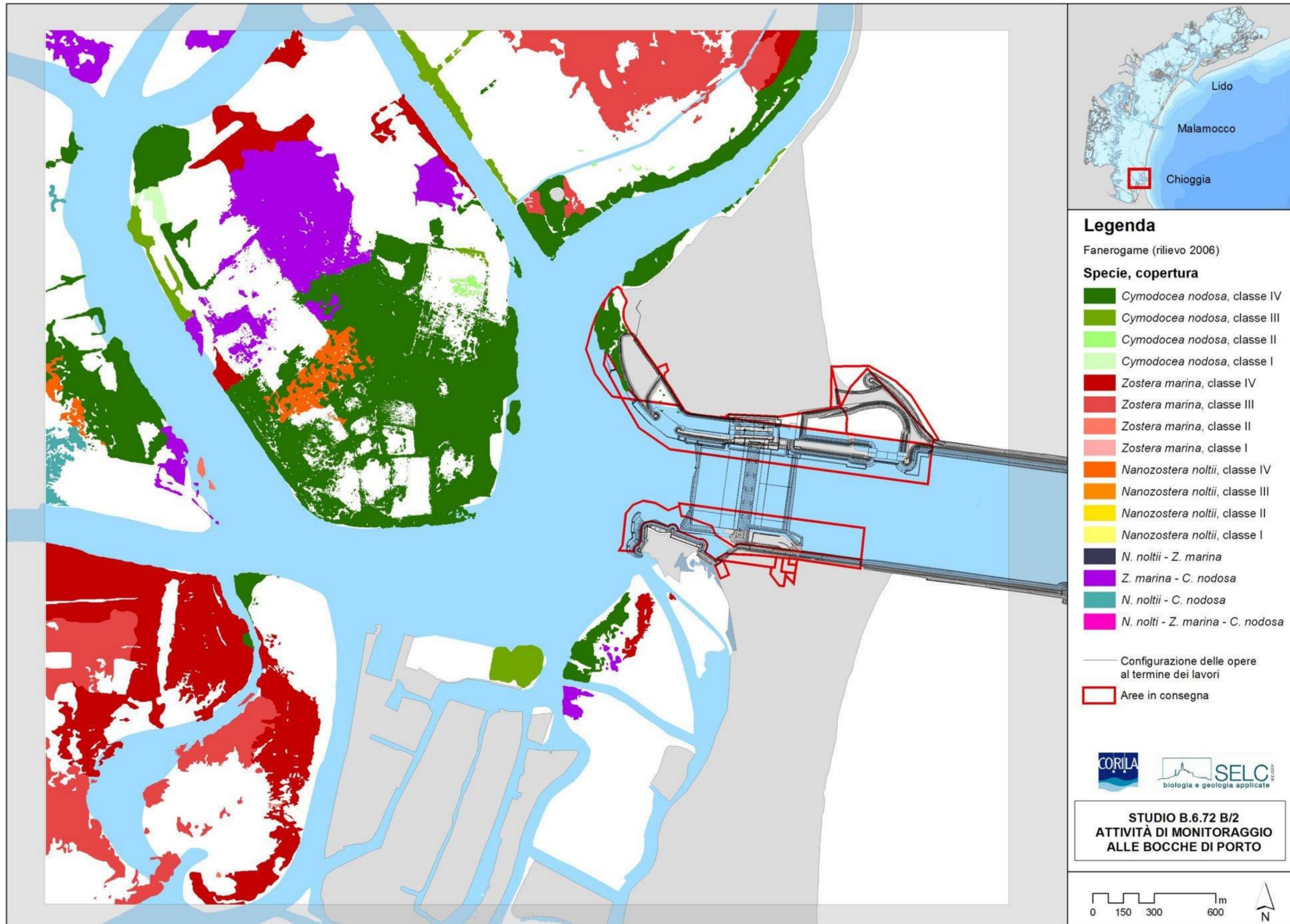


Figura A.36. Mappatura relativa al 2006 della bocca di porto di Chioggia.

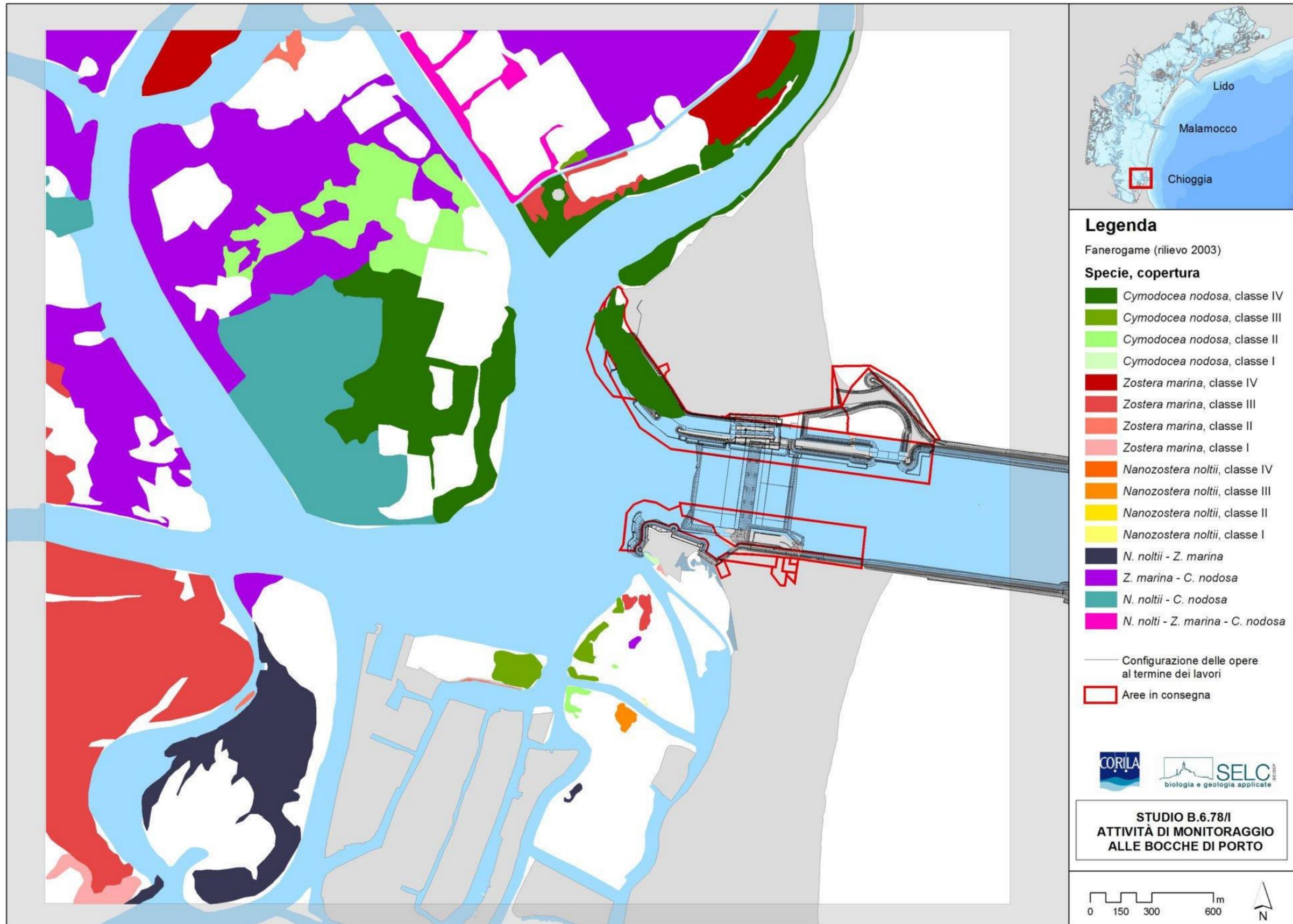


Figura A.37. Mappatura relativa al 2003 della bocca di porto di Chioggia.