



Università
Ca' Foscari
Venezia

**Scuola Dottorale di Ateneo
Graduate School**

**Dottorato di ricerca
in SCIENZE AMBIENTALI
Ciclo XXVII
Anno di discussione 2015**

Titolo
***Ecologia e tassonomia delle macrofite degli
ambienti marino-costieri e lagunari dell'Ecoregione
Mediterranea***

**SETTORE SCIENTIFICO DISCIPLINARE DI AFFERENZA: BIO/07
Tesi di Dottorato di ALESSANDRO BUOSI, matricola 955935**

Coordinatore del Dottorato

Prof. GABRIELE CAPODAGLIO

Tutore del Dottorando

Prof. ADRIANO SFRISO

INDICE

INTRODUZIONE	1
1.1. STATO DELL'ARTE	2
1.2. ORIGINE ED EVOLUZIONE DELLE MACROFITE	3
1.2.1. Alghe	3
1.2.2. Fanerogame marine	5
1.3. MACROALGHE	6
1.3.1. Phylum Chlorophyta	6
1.3.1.1. Biologia	6
1.3.1.2. Riproduzione	8
1.3.1.3. Diversità e distribuzione	9
1.3.2. Phylum Rhodophyta	9
1.3.2.1. Biologia	9
1.3.2.2. Riproduzione	10
1.3.2.3. Diversità e distribuzione	11
1.3.3. Phylum Ochrophyta, classe Phaeophyceae	11
1.3.3.1. Biologia	11
1.3.3.2. Riproduzione	12
1.3.3.3. Diversità e distribuzione	12
1.4. FANEROGAME MARINE	13
1.4.1. Riproduzione	14
1.4.2. Tassonomia delle specie dell'Adriatico settentrionale	14
1.4.3. Aspetti ecologici	16
1.5. FITOECOLOGIA DELLE MACROFITE	18
1.5.1. Macrofite come bio-indicatori e normativa di riferimento	22
1.6. MARE ADRIATICO	24
1.6.1. Mar Adriatico Settentrionale	26
MATERIALI E METODI	31
2.1 AREA DI STUDIO	32
2.1.1.1 Stazioni di monitoraggio Istituzionali	32
2.1.1.2 Stazione monitoraggio sotto-costa: 2012-2013	33
2.1.1.2.1 Descrizione delle stazioni.	34
2.2 STUDIO DELLE COMUNUTE' MACROFITICA	37
2.2.1 Campionamento macrofite	37
2.2.1.1 <i>Visual census technique</i>	37
2.2.1.2 Raccolta diretta (approccio qualitativo)	38
2.2.1.3 Copertura (approccio quantitativo)	38
2.2.2 Tassonomia e copertura	41
2.2.2.1 Identificazione morfologica	41
2.2.3 Indici applicati	42
2.2.3.1 CARLIT (<i>Cartography of littoral rocky-shore communities</i>)	42
2.2.3.2 EEI (<i>Ecological Evaluation Index</i>)	43
2.3 STUDIO DEI PARAMETRI AMBIENTALI	46
2.3.1 Monitoraggio dei parametri ambientali nell'acqua e nel sedimento	46
2.3.2 Analisi laboratorio	47
2.3.2.1 Analisi parametri acqua di mare	47

2.3.2.1.1	Determinazione del Fosforo Reattivo	47
2.3.2.1.2	Determinazione dello ione Ammonio	48
2.3.2.1.3	Determinazione dei Nitriti	48
2.3.2.1.4	Determinazione dei Nitrati	49
2.3.2.1.5	Determinazione dei Silicati	49
2.3.2.1.6	Determinazione della Clorofilla- <i>a</i> e dei Feo-pigmenti	50
2.3.2.1.7	Determinazione della Salinità	50
2.3.2.1.8	Determinazione della quantità di particolato sospeso	51
2.3.2.2	Analisi parametri sedimento	52
2.3.2.2.1	Granulometria	52
2.3.2.2.2	Determinazione di carbonio, azoto e fosforo	52
2.3.2.3	Metodologie di campionamento e analitiche monitoraggio istituzionale marino-costiere	54
RISULTATI		55
3.1.	ANALISI FLORISTICA	56
3.1.1.	Coperture	63
3.2.	APPLICAZIONE INDICI MACROFITE	67
3.2.1.	Indice EEI " <i>Ecological Evaluation Index</i> "	67
3.2.2.	Indice CARLIT " <i>Cartography of littoral rocky-schore communities</i> "	68
3.3.	PARAMETRI AMBIENTALI	71
3.3.1.	Stazioni di monitoraggio annuali (2011-2013)	71
3.3.1.1.	Parametri dell'acqua	71
3.3.1.2.	Parametri del sedimento	79
3.3.2.	Risultati dei parametri ambientali dell'acqua nell'area marino-costiera del Mare Adriatico Settentrionale (visione d'insieme)	81
3.3.2.1.	Dati Si.Di.Mar.	81
3.3.2.2.	Dettaglio costa Veneta (dati 1991-2012)	89
DISCUSSIONE		102
4.1.	PREMESSA	103
4.1.1.	Caratterizzazione delle quattro stazioni annuali	104
4.1.2.	Studio delle aree di monitoraggio istituzionale	111
4.1.2.1.	<i>Zoom</i> delle condizioni ecologiche nella costa veneta	115
CONCLUSIONE		119
Bibliografia		121
Appendice 1		
Appendice 2		
Appendice 3		
Ringraziamenti		

Introduzione

1.1. STATO DELL'ARTE

Gli ecosistemi acquatici sono sempre più soggetti a continue pressioni di tipo antropico e naturale. Incremento dell'urbanizzazione, dell'agricoltura intensiva e dell'industrializzazione, sono alcuni fattori che contribuiscono alla degradazione delle condizioni ecologiche che portano alla diminuzione del numero di specie, e quindi alla perdita di biodiversità. Inoltre, i possibili cambiamenti climatici, inducono ulteriori effetti sul ciclo dell'acqua e di conseguenza sulla "qualità" e "quantità" della risorsa idrica nel pianeta. Gli ecosistemi marini, sono da tempo studiati e monitorati per le innumerevoli pressioni antropiche a cui sono sottoposti, ovvero inquinamento da metalli pesanti e pesticidi, *input* di nutrienti, pesca intensiva, introduzione di specie aliene ed antropizzazione delle coste.

Come afferma L'UNESCO (*United Nations Educational Scientific and Cultural Organization*), le zone marino-costiere costituiscono un mezzo di sostentamento per ben tre milioni di persone che le utilizzano per la pesca, il turismo, gli scambi commerciali e l'energia. Purtroppo, negligenza, acidificazione delle acque, cambiamenti climatici, inquinamento e sfruttamento eccessivo, stanno avendo effetti devastati su tale ambiente, al punto di essere considerati uno degli ecosistemi maggiormente minacciati nel pianeta terra. Gli organismi animali e vegetali marini, interconnessi ecologicamente tra di loro e con l'ambiente in cui vivono, risentono fortemente di queste minacce. Come affermato dalla *review* di [Danovaro et al., \(2010\)](#), i *trend* temporali, indicato che lo sfruttamento eccessivo e la perdita di *habitat* sono le principali cause dei cambiamenti e della diminuzione nella biodiversità nei mari. Nel conteso mondiale di un generale impoverimento ecosistemico del Mediterraneo, il Mar Adriatico settentrionale s'inserisce pianamente in queste criticità, essendo localizzato in un'area molto antropizzata, fortemente industrializzata e ricca di apporti fluviali. Infatti, nel passato, gli *input* di nutrienti di origine fluviale hanno causato l'incremento del fenomeno dell'eutrofizzazione lungo la costa, con periodici *blooms* di dinoflagellati e ipossie nelle acque profonde ([Sellner & Fonda Umani, 1999](#)).

Risulta evidente quindi, la necessità, sia a livello istituzionale che scientifico, di monitorare e studiare lo "stato di salute" e le pressioni che incidono in questo mare, il quale presenta una grande rilevanza naturalistica, turistica ed economica.

Grazie all'introduzione del concetto di "bio-indicatore" e di "indice biologico", ovvero di organismi o comunità di organismi impiegati per valutare una modificazione degenerativa della qualità dell'ambiente ([Iserentant & De Sloover, 1976](#)), è possibile determinare la qualità ecosistemica andando a studiare le risposte di singoli organismi, o parte di essi, e la composizione e la struttura delle comunità biologiche che colonizzano un determinato ambiente. Le associazioni macrofitiche, definite come l'insieme delle macroalghe e delle fanerogame marine che convivono in un determinato ambiente, sono considerate appunto ottimi indicatori di Stato Ecologico (E.S.) per gli ecosistemi marino-costieri, sia dalla comunità scientifica ([Sfriso et al., 2009, 2014](#); [Sfriso & Facca 2007, 2011](#); [Orfanidis et al., 2001, 2003, 2011](#); [Ballesteros et al., 2007](#); [Guinda et al., 2008](#); [Juanes et al., 2008](#); [Wells, 2008](#); [Wells et al., 2007](#); [Bennett et al., 2011](#)) sia a livello di legislazione europea ([Direttiva 2000/60/CE](#)) ed italiana ([D.Lgl n 152](#)) (**Appendice 1**).

In questo contesto si inserisce lo scopo del progetto di questa tesi, ovvero lo studio della biodiversità macrofitica del Mar Adriatico settentrionale, in relazione ai parametri ambientali dell'acqua e dei sedimenti, per ottenere informazioni integrate relative allo Stato Ecologico di questa area marino-costiera.

1.2. ORIGINE ED EVOLUZIONE DELLE MACROFITE

1.2.1. Alghe

La acque degli oceani, durante i primi 2,5 miliardi di anni della storia della terra, si presentavano esclusivamente in condizioni anossiche e ricche di metalli pesanti. Solo a partire da 541 milioni di anni fa, quando ha avuto inizio il periodo del “Fanerozoico”, esistono testimonianze della loro completa ossigenazione (Rasmussen et al., 2012). Di fatto, le prime forme di vita presenti nella terra, per i primi 2.500 milioni di anni, erano cellule procariote (*Bacteria* e *Archea*) che possedevano un'incredibile adattamento alle condizioni ambientali estreme di quel periodo geologico. Questi organismi ancestrali non utilizzavano l'ossigeno per le loro attività metaboliche, ma ricavano l'energia necessaria dall'ossidazione di sostanze inorganiche semplici (chemio-autotrofi). L'ossigeno nella terra, quindi, è comparso grazie all'evoluzione della fotosintesi clorofiliana negli esseri viventi. Tale processo metabolico permette di convertire l'energia luminosa del sole, captata e assorbita dalla clorofilla e altri pigmenti fotosintetici, in energia chimica (ATP), attraverso assorbimento dell'anidride carbonica e l'acqua e la successiva sintesi del monosaccaride glucosio. Durante queste reazioni biochimiche, sono liberate molecole di ossigeno come prodotto di scarto. Risulta quindi largamente accettato che la produzione di ossigeno attraverso la fotosintesi, assieme a processi geologici, abbia permesso l'ossigenazione dell'atmosfera e degli oceani.

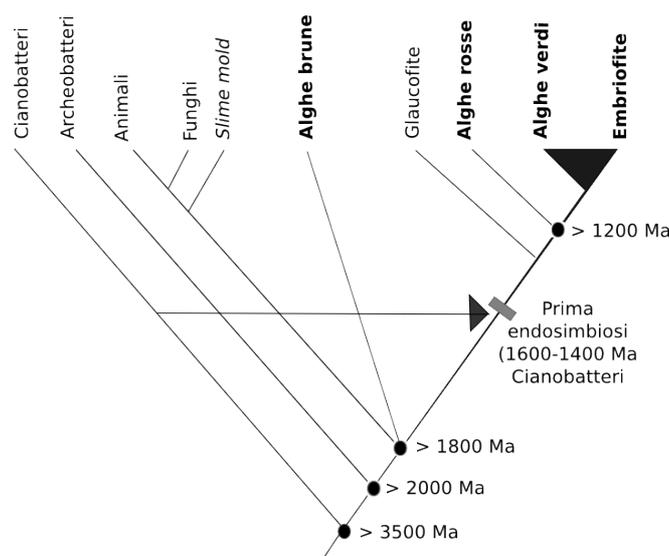


Figura 1.1: rappresentazione schematica dell' albero filogenetico (*tree of life*), in cui è schematizzata l'evoluzione di cianobatteri, archeobatteri, alghe verdi-brune-rosse ed embriofite (Figura modificata da “*The Evolution of the Plants* di Wills & McElwain 2014”).

Tra le molte ipotesi concernenti l'evoluzione della fotosintesi (3.500 miliardi di anni fa), la più plausibile afferma che tale processo metabolico si sia sviluppato parallelamente alla formazione degli stromatoliti (Nisbet & Sleep, 2002), strutture sedimentarie calcaree finemente laminate che rappresentano tracce fossili di antiche comunità procariote (Fig. 1.1). Infatti, negli strati più superficiali delle stromatoliti esposte alla luce, una nuova forma evolutiva di procarioti ha iniziato a utilizzare l'energia solare e gli elettroni dall'acqua per convertire anidride carbonica atmosferica in composti organici (fotosintesi).

Il passaggio evolutivo successivo ai procarioti (Fig. 1.1) è l'origine degli eucarioti (ipotesi fenomeni di endosimbiosi, Margulis, 1970, 1981), datata a circa 2.700 miliardi di anni (Knoll et al., 2006). Tali organismi, rispetto ai procarioti, mostrano una più complessa struttura cellulare con organelli (mitocondri e cloroplasti) e un nucleo centrale contenente il DNA. La loro origine ha garantito l'evoluzione di tutti gli eucarioti pluricellulari (autotrofi e eterotrofi) presenti ad oggi sulla terra. Per quanto riguarda la comparsa degli eucarioti fotosintetici (alghe), sono stati trovati quattro importanti fossili che testimoniano la loro origine: i fossili del primo organismo ritenuto un'alga verde eucariote: *Grypania*, (Fig. 1.2), datata 1870 miliardi di anni (Han e Runnegar, 1992, Schneider et al., 2002), i fossili dell'alga rossa *Bangia* di circa 1200 miliardi di anni fa (Butterfield, 2000, 2001) e infine i fossili del genere di alghe verdi *Cladophora*, risalente tra 800 e 700 miliardi di anni fa (Butterfield et al., 1994).

Le testimonianze fossili di *Grypania*, scoperta in Michigan, U.S.A. (Han & Runnegar, 1992) hanno una forma a spirale cilindrica con 0,5 m di larghezza e 2 mm di diametro (Fig. 1.2).



Figura 1.2: fossile di *Grypania spiralis* dal sito:

<http://www.newark.osu.edu/facultystaff/personal/jstjohn/Documents/Cool-fossils/Grypania-spiralis.htm>

I fossili presentano diverse caratteristiche morfologiche, tra cui un'ampia dimensione e una forma rigida caratteristica, che ricorda l'alga verde *Acetabularia* (Dasycladales) (Runnegar, 1994). Nelle rocce del Canada Artico sono stati invece individuati i fossili di un'alga rossa filamentosa del genere *Bangia* (Butterfield, 2000, 2001). Tali fossili ben conservati hanno permesso di studiare la morfologia dell'alga, la quale è formata da filamenti uniseriati di 15-45 mm di diametro e 2 cm di lunghezza. Mentre, la testimonianza delle prime alghe verdi pluricellulari è stata scoperta da fossili risalenti 800-700 miliardi di anni fa, in depositi di scisto a Spitsbergen (Butterfield et al., 1994). I fossili trovati, suggeriscono la presenza di alghe verdi primordiali, comparabili alle Cladophorales (Ulvophyceae), che fanno parte del *Phylum* delle Chlorophyta, oggi presenti nella terra. La loro morfologia evidenzia talli con estese ramificazioni filamentose (maggiori di 1 cm di altezza) composte da larghe cellule cilindriche

(50-800 mm di diametro) (Butterfield et al., 1988). Le Ulvophyceae sono un primissimo gruppo evolutivo che ha colonizzato il mondo marino. Secondo Moestrup (1991), gli organismi precursori della linea evolutiva delle Chlorophyta, chiamati "*ancestral green flagellates*" (AGF), coincidono con lo sviluppo delle piante terrestri, che fanno parte delle Streptophyta. All'interno di questo clade, studi ultrastrutturali, biochimici e molecolari hanno individuato sei gruppi distinti che fanno parte delle Charophyta (Charophyceae, Coleochaetophyceae, Zygnematophyceae, Klensormidiophyceae, Chlorokybophyceae e Mesostigmatophyceae) (Qiu & Palmer, 1999; McCourt et al., 2004) da cui si sono evolute le piante terrestri (Embriofite, Cormofite). Una linea evolutiva indipendente è da associare alle Phaeophyceae e alle Crysophyceae, le quali si ipotizza si siano originate tra il Siluriano e il Devoniano, anche se i resti fossili non sono molto ricchi e ben conservati. Durante questo periodo geologico sono state trovate strutture a "tronco" costituite da un pseudotessuto (plectenchima) formato da un intreccio di filamenti cellulari tubuliformi e terminanti a ciuffi lobati appiattiti, simili a quelli delle Laminarie, appartenenti probabilmente a questa classe (*Prototaxites*) (Graham et al., 2010)

1.2.2. Fanerogame marine

Come già citato nel capito precedente, l'origine delle piante terrestri è stato un importante evento evolutivo per la storia della terra. La vita vegetale, sviluppata e adattata all'ambiente acquatico, nel periodo "Ordoviciano" (circa 470 Ma) ha colonizzato anche l'ambiente terrestre emerso. Durante questa era geologica alcuni cambiamenti delle condizioni ambientali (formazione del terreno e condizioni climatiche e atmosferiche favorevoli) hanno favorito lo sviluppo delle piante nella terra.

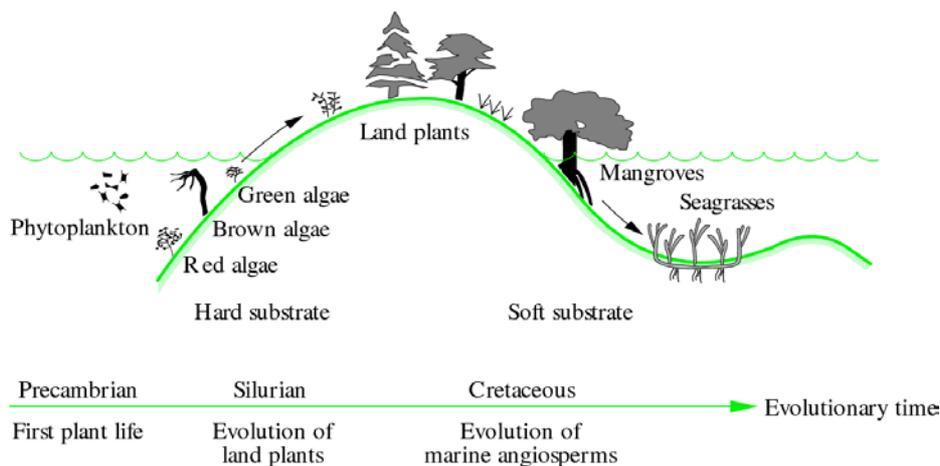


Figura 1.3: rappresentazione schematica dell'evoluzione del regno vegetale e delle fanerogame marine (<http://plantsinaction.science.uq.edu.au/edition1/?q=content/18-2-1-evolution-seagrasses>).

L'adattamento più importante alla vita sulla terra per questi organismi vegetali sono stati la modalità di riproduzione e il ciclo vitale. I quali hanno dovuto, almeno in parte, slegarsi dall'ambiente acquatico (Niklas & Kutschera, 2009). Dalle Byophyta alle Pteridophyta, legate

ancora all'acqua per il loro ciclo vitale, fino alle Gimnosperme e alle Angiosperme, in cui si osserva un primo adattamento alle condizioni di vita completamente emersa, la terra viene interamente colonizzata, con la formazioni di imponenti foreste. Tuttavia durante il Cretaceo (Brasier 1975), alcune specie di Angiosperme monocotiledoni hanno subito un'evoluzione che le ha portate a colonizzare nuovamente gli ambienti sommersi. Tra questi sono comprese le fanerogame marine (*seagrasses*) (Fig. 1.3).

Den Hartog (1970) afferma che queste specie marine si sono evolute da vegetali terrestri xerofitici alotolleranti che si sarebbero adattati all'ambiente marino. Le fanerogame, per questo, sono tra le poche piante che avrebbero compiuto una migrazione inversa verso il mare portando con sé, la loro ereditarietà evuzionistica dell'origine terrestre.

1.3. MACROALGHE

1.3.1. *Phylum Chlorophyta*

1.3.1.1. **Biologia**

Questo *Phylum* comprende talli unicellulari e pluricellulari, con almeno uno stadio flagellato (nelle cellule riproduttive o nelle specie unicellulari). Presentano due o quattro flagelli, sempre di forma e lunghezza simile ma sprovvisti di ciglia tubulari, tranne che per alcune rare specie. I flagelli sono a sferza, privi di mastigonemi e isoconti, annessi a vacuoli contrattili. Studi ultrastrutturali (Van Den Hoek et al., 1995; Graham & Wilcox, 2000; Brodie et al., 2007 e Guiry & Guiry, 2010, 2014) che mostrano le differenze evolutive nella divisione mitotica, nella citodieresi e nel tipo di struttura dei flagelli, permettono di suddividere il *Phylum* in numerose classi. Come descritto da Leliaert et al. (2012) le Chlorophyta si possono distinguere nel gruppo monofiletico delle Chlorophytes e il gruppo parafiletico (Nakayama et al., 1998; Leliaert et al., 2011) delle Prasionophytes. Quest'ultimo gruppo, originariamente comprende organismi unicellulari mobili (Mattox & Stewaet, 1984) che fanno parte del plancton marino. Tali vegetali unicellulari sono considerati strettamente legati alle prime ancestrali alghe verdi flagellate "*ancestral green flagellates*" (AGF). I membri di questo gruppo hanno diverse morfologie cellulari, con 1-8 flagelli inseriti in fosse flagellari e diversi tipi distinti di "*organicscales*" (scaglie), prodotti dall'Apparato del Golgi. La mobilità e la morfologia dei flagelli riflettono la grande varietà di questo gruppo. Alcuni *Taxa* possiedono radici flagellari (microtubuli) con disposizione crociata, mentre in altri sono asimmetriche (Fig. 1.4).



Figura 1.4: Diverse morfologie del tallo del *Phylum Chlorophyta*: da destra i generi *Codium* (a), *Cladophora* (b), *Trebouxia* (c), *Ulva* (d) e *Pediastrum* (e) (immagini internet).

Le Chlorophytes invece, sono un gruppo monofiletico che include alcune famiglie di alghe verdi microscopiche che presentano un grande *range* di morfologie vegetative: unicellulari coccoidi, coloniali, talli semplici appiattiti e rami filiformi uniseriali o ramificati (**Fig. 1.4**). Questo *clade* è caratterizzato da un nuovo modo di divisione cellulare, che è mediata da un ficoplasto (un sistema di microtubuli che si sviluppa al piano di divisione nucleare), il quale è stato in seguito perso nelle Ulvophyceae (Leliaert et al., 2012).

Sono state distinte tre principali classi: Trebouxiophyceae, Chlorophyceae e Ulvophyceae.

La classe delle Trebouxiophyceae, grazie a studi molecolari e morfologici, sono definite da caratteri plesiomorfici (Lewis & McCourt 2004). Esistono svariate forme planctoniche e terrestri, inoltre alcuni di questi *Taxa* partecipano alla simbiosi lichenica (*Trebouxia*) e altre specie possono essere patogeni (*Prototecha*).

Le Chlorophyceae, che comprende molte famiglie di alghe verdi microscopiche, mostra una grande varietà di morfologie vegetative: coccoidi unicellulari, coloniali filamentose e laminari. La classe è caratterizzata da una divisione cellulare con mitosi chiusa (in cui sono limitati gli scambi tra nucleoplasma e citoplasma) e citocinesi sviluppata da un sistema microtubuli (ficoplasti).

Infine, la maggior parte delle Ulvophyceae sono invece di origine marina e includono le specie di macroalghe verdi più comuni che presentano talli con svariate morfologie: talli laminari (come *Ulva*), cespugliosi (come *Codium* e *Caulerpa*), filiformi (come *Cladophora* e *Chaetomorpha*) e con strutture più articolate (come *Acetabularia*).

In generale i talli possono essere, membranosi (mono o distromatici), filamentosi uniseriati, ramificati, sifonali e a forma di tubi compatti. Molte Ulvophyceae marine hanno la superficie del tallo parzialmente o totalmente calcarizzata, come ad esempio la specie *Halimeda tuna*.

Ad un livello ultrastrutturale, le cellule flagellate hanno una struttura di radichette incrociate (X-2-X-2) con scaglie e rizoplasto. Le alghe appartenenti a tale divisione sono caratterizzate da plastidi di colore verde, contenenti numerosi pigmenti: clorofilla-*a*, -*b*, carotenoidi (soprattutto β -carotene, ma anche α - e γ) xantofille varie e un ossi-carotene, ovvero la luteina. Alcune specie (*Haematococcus pluvialis* e *Chlamydomonas nivalis*) sono colorate di rosso per la presenza di astaxantina. L'organello più voluminoso in queste alghe è il cloroplasto, la cui forma è un importante criterio per la classificazione. Esso può essere compatto, oppure parietale, a forma di coppa, nastriforme, assile, bastoncino e spugnoso.

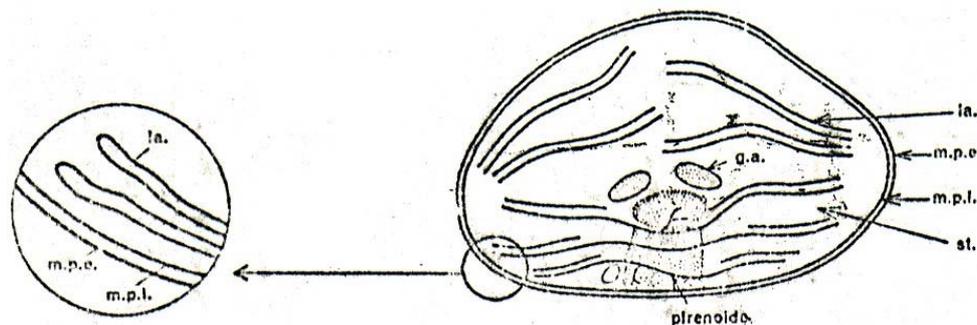


Figura 1.5: morfologia del cloroplasto delle alghe verdi

Presenta una doppia membrana con all'interno una matrice in cui sono contenuti i tilacoidi, che sono sede dei pigmenti fotosintetici, quali clorofilla-*a* e -*b*, caroteni e xantofille. Nella maggior parte delle alghe verdi si trovano bande di 2-6 tilacoidi, mentre soltanto in alcune l'organizzazione è in "grana". La struttura del cloroplasto risulta molto simile a quella delle piante superiori (**Fig. 1.5**).

1.3.1.2. Riproduzione

La riproduzione sessuata è data dalla formazione di gameti flagellati simili a cellule flagellate vegetative. Il ciclo vitale aplofasico è spesso ampliato in un'alternanza di generazione aplo-diplofasica. Nelle Prasinophyceae gli individui si riproducono in maniera quasi asessuata, ma alcune specie presentano un ciclo vitale aplofasico, con individui isogamici che si fondono e formano uno zigote diploide (ipnozigote) il quale, dopo un periodo di dormienza, produce quattro meiospore per la nuova generazione gametofitica aploide.

Per quanto riguarda riproduzione delle Chlorophyceae esiste una notevole diversità all'interno della classe (aplonti "I", aplodiplonti "II" e diplonti "III").

- I) Aplonti (*Ulothrix*): la specie si riproduce formando spore aploidi tetraflagellate, originate per frammentazione del protoplasto divenuto in precedenza plurinucleato. Queste spore, si fissano a un substrato e creano un nuovo filamento aploide. Nella fase sessuata, che si attua solo in condizioni ambientali sfavorevoli, si crea un numero più grande di isogameti biflagellati, che si fondono a due a due nello zigote (tetraflagellato). Esso riassorbe i flagelli e, per ingrossamento della parete diviene, un cistozigote che, dopo uno stadio di quiescenza, sviluppa per meiosi da 4 a 16 meiozoospore aploidi.
- II) Aplodiplonti (*Chladophora*): la riproduzione asessuata avviene tramite zoospore bi-tetraflagellate mentre quella sessuata attraverso un ciclo vitale isomorfo diploaplofasico. I gametofiti aploidi producono gameti biflagellati. Dopo la fusione isogamica o anisogamica dei due gameti, lo zigote cresce nello sporofito diploide; questo sporofito produce meiospore tetraflagellate, che crescono in gametofiti.
- II) Aplodiplonti (*Ulva*): questo ciclo include una generazione di gametofiti aploidi e una di sporofiti diploidi. Tali specie hanno un ciclo vitale isomorfo, diploaplontico, con determinazione sessuata aplogenetica. Nel tallo aploide (gametofito) i gameti biflagellati sono formati nelle cellule marginali per divisione cellulare mitotica. La copulazione può avvenire solamente tra gameti maschili e femminili, prodotti rispettivamente da gametofiti maschili e femminili. I gameti maschili sono più piccoli di quelli femminili e la fusione è perciò anisogamica. Lo zigote diploide germina immediatamente senza periodo di dormienza e le cellule della parete marginale dello sporofito si dividono mitoticamente per dare un numero di meiospore aploidi tetraflagellate. Metà delle meiospore forma gametofiti maschili, l'altra metà genera gametofiti femminili. La determinazione sessuata, aplogenetica, avviene durante la meiosi.
- III) Diplonte (*Acetabularia*): uno stadio macroscopico con gametofita multinucleata, aploide, si alterna con uno stadio di zigote, contenente un nucleo gigante diploide: questo è

l'unico nucleo diploide del ciclo vitale. Lo stadio di zigote si sviluppa vegetativamente in gametofiti; la meiosi, seguita da numerose mitosi, prende parte alla produzione di molti nuclei aploidi. Questi nuclei vanno a formare degli zoogameti biflagellati, raggruppati nelle cisti gametangiali situate nell'ombrello. Dopo la disgregazione dell'ombrello, le cisti si aprono, e gli isogameti biflagellati si uniscono a formare uno zigote tetraflagellato che si svilupperà, perdendo i flagelli, in un nuovo tallo.

1.3.1.3. Diversità e distribuzione

La grande diversità e varietà biologica delle specie che comprende questo *Phylum* garantisce la loro colonizzazione di tutti gli ambienti, anche se la maggior parte delle specie è legata alla vita acquatica, dove costituiscono il plancton e il benthos.

A questo *Phylum*, che include 4135 specie (Guiry & Guiry, 2010, 2014), appartengono le alghe più numerose e diffuse che colonizzano acque dolci e marine, ma anche l'ambiente terrestre. Molte fanno parte del gruppo ecologico delle macroalghe, altre del fitoplancton.

1.3.2. *Phylum Rhodophyta*

1.3.2.1. Biologia

Queste alghe sono tipicamente di colore rosso, ma esistono diverse sfumature che variano dal viola, rosso porpora, rosso cupo, rosa e al bruno-verdastro. Nelle loro cellule sono presenti svariati plastidi che contengono numerosi pigmenti: clorofilla-*a*, vari carotenoidi e due ficobiliproteine (ficoeritrina, sempre presente e ficocianina presente solo in alcune specie). Questi pigmenti accessori, permettono l'assorbimento di una vasta porzione dello spettro del visibile, anche a lunghezza d'onda più corta. Infatti, queste alghe possono popolare i fondali più profondi fino a circa 200 m, al limite della zona fotica. I cloroplasti possono assumere varie forme, da parietali, a disco, ovali, lobati ma mai a coppa (Strasburger, 2007). Nel genere *Ceramium* si trovano cloroplasti sia lobati che parietali (Van Den Hoek et al., 1995). La forma e la disposizione dei cloroplasti può assumere in certi casi valore tassonomico. Ogni cloroplasto è circondato da due membrane di 13 nm; all'interno del cloroplasto si trovano i tilacoidi che non sono né lamellari né riuniti in pile, ma mantengono l'equidistanza tra una membrana e l'altra (Fig. 1.6)

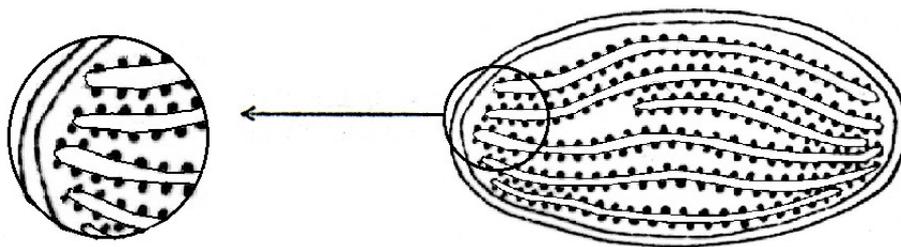


Figura 1.6: cloroplasto con tilacoidi singoli nello stroma e ficobilisomi delle alghe rosse

Ogni tilacoide ha uno spessore di 18-20 nm e, sulla membrana tilacoidale, si trovano organuli di 30-40 nm di diametro che contengono le ficobiliproteine.

Le alghe rosse sono distinte in due classi: quella delle Bangiophyceae e quella delle Florideae. Le Bangiophyceae, suddivise in Bangiales e Cosmopogonales, possono avere un tallo unicellulare, coloniale o con forma (pseudo-) filamentosa o laminare (*Bangia* e *Porphyra*, rispettivamente).

Le Florideae, in generale, presentano una crescita vegetativa nella parte delle cellule meristematiche apicali e le loro cellule possiedono le “*pit-connection*”, connessioni tra il citoplasma di due cellule attigue (*pit-connection* primarie e secondarie). Questa classe è formata da una vasta gamma di modificazioni dell’apparato vegetativo, che permette di raggruppare i diversi ordini a seconda del tipo di tallo (Chadefaud, 1960): senza cladomi (Nemalionales, Gigartinales e Cryptonemiales), a cladomi uniassiali (Nemalionales, Ceramiales e Cryptonemiales), a cladomi mutiassiali (Nemalionales), a cladomi uni-multi assiali (Nemalionales, Cryptonemiales, Rhodymeniales, Gelidiales, Gigartinales, Cryptonemiales e Ceramiales) tallo calcificato (Nemalionales, Corallinales), tallo fucoide (Gigartinales) e infine rodomeleide (Bonnemaisoniales e Ceramiales) (**Fig. 1.7**).

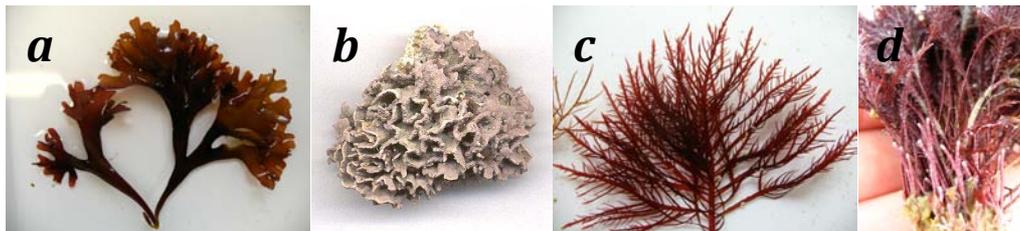


Figura 1.7: Diverse morfologie del tallo delle Rodophyta: *Chondrus* (a), *Lithophyllum* (b), *Gelidium* (c) e *Jania* (d).

Inoltre, nell’ordine delle Corallinales, la parete cellulare è incrostata di “lime” composte da cristalli di calcite e aragonite. La calcificazione è legata alla fissazione dell’anidride carbonica, data dalla reazione chimica: $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{CO}_3^{2+}$.

1.3.2.2. Riproduzione

Le Rhodophyta sono caratterizzate da un’alternanza di una generazione trifasica (ciclo trigenetico), durante la quale alla generazione di un gametofito aploide segue quella di un carposporifito diploide e quella di un tetrasporofito diploide. Il gametofito aploide, forma un gametangio femminile (carpogonio) che termina con un tricogino. Questa struttura serve per captare gli spermatozoi privi di flagello (gameti maschili) trasportati dall’acqua e che prodotto all’interno degli spermatangi (gamentagio maschile). Di seguito alla fecondazione, si genera un tappo di gelatina che separa il tricogino dal carpogonio. Dallo zigote iniziano a proliferare le cellule embrionali, le quali produrranno un ammasso speciale detto gonimoblato, che diventerà un carposporifito.

Quest'ultimo formerà le carpospore (diploidi) per divisione mitotica, le quali origineranno un nuovo tallo simile al gametofito ma diploide. Infine da esso, per divisione meiotica si genereranno quattro tetrameiospore aploidi che formeranno nuovamente il gametofito.

1.3.2.3. Diversità e distribuzione

Ad oggi sono state descritte 6000 specie circa raggruppate in 500-600 generi (Robba et al., 2006). La diversità specifica risulta però sottostimata a causa della presenza delle specie criptiche e pseudo-criptiche. La maggior parte delle specie vive in ambiente marino-costiere; solo 150 specie si possono trovare nelle acque dolci. La presenza di pigmenti accessori (ficobiliproteine) permette ad alcune specie di colonizzare il fondale fino al limite della zona fotica e di sopravvivere anche in ambienti con forte torbidità. Esistono tra le Rhodophyta anche fenomeni di simbiosi, per esempio nella specie *Porphyridium*, la quale vive come endosimbiote fotosintetico all'interno di foraminiferi tropicali. Inoltre le specie calcaree (Corallinales) sono importanti per le bio-concrezioni sulla roccia, risultato del lento accrescimento e sovrapposizione dei talli calcarei di queste specie. Questo fenomeno ha garantito il ritrovamento di numerosi resti fossili.

1.3.3. Phylum Ochrophyta, classe Phaeophyceae

1.3.3.1. Biologia

Le dimensioni e la struttura del tallo in questa classe sono molto diversificate, da specie microscopiche, formate da filamenti cellulari semplici o poco ramificati, a specie di grande taglia, in alcuni casi anche diverse decine di metri (come nelle specie di *Macrocystis* che può raggiungere i 40-60 metri) con morfologia piuttosto complessa e struttura parenchimatosa (Fig. 1.8). Le specie possiedono nematotalli ramificati o talli a cladomi che non sono mai uni assiali (Chadefaud, 1960). Nei talli più evoluti, il sistema di cladomi forma le fronde, simili alle piante terrestri. Da punto di vista evolutivo è possibile individuare diversi stadi di struttura sempre più complessa. In principio gli elementi morfologici erano esclusivamente filamentosi e atelomici, sviluppati grazie alla divisione di tutte le cellule che formano una struttura non differenziata. In seguito si sviluppano elementi telomici, tricotalli o tricotalomici, con accrescimento intercalare.



Figura 1.8: immagini diverse morfologie del tallo delle Phaeophyceae: *Padina* (a), *Saccorhiza* (b), *Cystoseira* (c), *Hectocarpus* (d) e *Dictyota* (e).

Le cellule uninucleate presentano una parete composta da un sottile strato interno di cellulosa e uno esterno di acidi alginici. I cloroplasti, con o senza pirenoide, possono essere da uno a vari e, oltre alla clorofilla-*a*, possiedono altri pigmenti fotosintetici: le clorofille *c1*, *c2*, *c3*, il carotene, la fucoxantina (un pigmento accessorio che conferisce loro il tipico colore bruno) e la violaxantina. Inoltre sono presenti altri pigmenti in quantità minori: β carotene, anteroxantina, diatoxantina, diadinoxantina, neoxantina e, in misura ancora minore, la zeaxantina (Van Den Hoek, 1995). I tilacoidi sono organizzati in gruppi di quattro (Fig. 1.9)

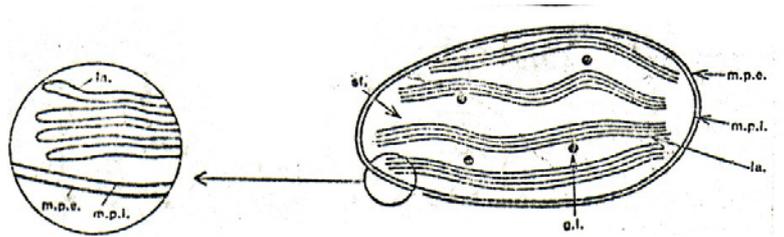


Figura 1.9: Cloroplasto alghe brune con tilacoidi organizzati in gruppi di quattro

Nella crisolaminarina o laminarina, il ϵ 1,3 glucano è la sostanza di riserva più importante ma vengono sintetizzati, anche se in quantità minori, lipidi e mannitolo, i quali giocano un ruolo fondamentale nell'osmoregolazione.

1.3.3.2. Riproduzione

Nella maggior parte delle alghe brune la riproduzione sessuale è formata da un ciclo diplo-aplo-fasico di tipo isomorfo o eteromorfo.

Nel tipo eteromorfo può essere presente o la fase del gametofito aploide o la fase dello sporofito diploide, che risulta ridotto.

I gameti che possono essere isogameti, anisogameti o, come nella maggior parte delle alghe brune oogameti, sono prodotti nel gametangio pluriloculare (da ogni loculo viene prodotto un gamete). Nel genere *Cutleria*, il gametofito è diverso ed è predominante rispetto allo sporofito, mentre nel genere *Dictyota* il ciclo è aplodiplonti isogamici con gametofito e sporofito simili. La situazione è inversa nelle Laminarie, in cui lo sporofito rappresenta il tallo macroscopico rispetto al gametofito microscopico. Infine, nell'ordine delle Fucales la riproduzione avviene per oogamia con meiosi che precede la formazione dei gameti, e lo sporofito diploide è l'unico corpo vegetativo presente in forma di tallo.

1.3.3.3. Diversità e distribuzione

Dalla letteratura scientifica, il numero di specie di Phaeophyceae appare piuttosto variabile: 900 specie secondo Clayton & Wiencke (1990), oltre 1500 secondo Bold & Wynne (1985), e più recentemente 1768 specie secondo Guiry & Guiry, (2010, 2014). La maggior parte vive in ambiente marino, solo cinque generi colonizzano le acque dolci: *Bodanella* W. Zimmermann

1928, *Heribaudiella* Gomont 1896, *Pleurocladia* A. Braun 1855, *Pseudobodanella* Gerloff 1967 e *Porterinema* (A. Porter) Waern 1952.

1.4. FANEROGAME MARINE

Le fanerogame marine fanno parte delle Angiosperme monocotiledoni (una sola foglia embrionale, o cotiledone, nei loro semi) e sono organismi vegetali adattati a vivere in ambiente sommerso. Le specie che vivono esclusivamente in ambiente marino vengono definite secondo Den Hartog (1970) "seagrasses", distinte da quelle chiamate "eelgrasses" che sono quelle che vivono in acque salmastre o dolci.

Da classificazione più recente (Guiry & Guiry, 2014), queste piante si possono attribuire al *Phylum* Tracheophyta Tracheophyta Sinnott ex Cavalier-Smith 1998, alla classe delle Monocots e all'ordine delle Alismatidae Takhtajan, 1967. Contrariamente alle alghe (tallofite) le fanerogame hanno una tipica struttura a cormo, composte da radice, fusto (chiamato rizoma) e foglie (Fig. 1.10). Inoltre, possiedono tessuti conduttori (non fortemente lignificati) per il trasporto di nutrienti, acqua e gas (floema e xilema). Come in altre specie acquatiche si osserva una semplificazione dei tessuti e organi.

Il fiore, organo delle angiosperme per la riproduzione sessuale, è composto da perianzio (calice e corolla) molto ridotto o assente, un gineceo con uno o più carpelli tutti liberi e distinti, un endosperma quasi sempre assente e polline trinucleato.

I rizomi sono fusti generalmente erbacei (tranne che per i generi *Amphibolis* e *Thalassodendron* in cui sono legnosi) e orizzontali (in parte anche verticali) che decorrono solitamente sotto la superficie del substrato ed, assieme alle radici, ancorano la pianta al fondale. Le radici si sviluppano dalla superficie inferiore del rizoma o dalla porzione basale di ciascun di essi. Presentano la cuffia e i peli radicali, con funzione simile alle piante superiori. Le radici hanno la funzione di assorbire nutrienti dal sedimento marino.

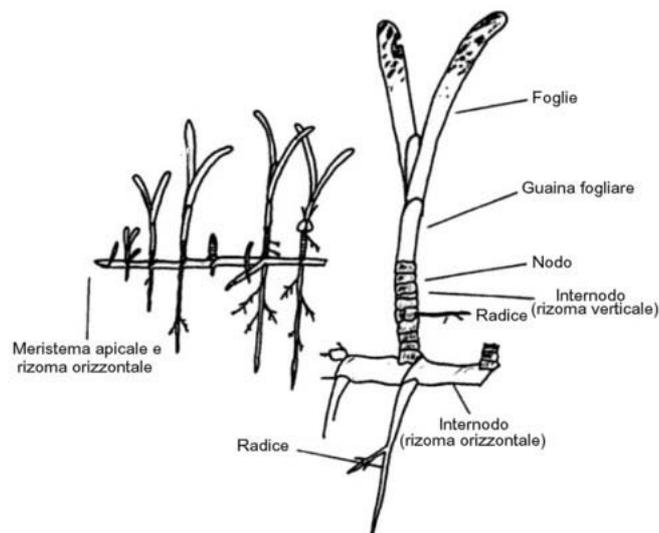


Figura 1.10: rappresentazione schematica di una fanerogama marina (immagine internet)

Le foglie, originate dal rizoma da piccoli rametti con nodi e internodi sono lineari e organizzate a ciuffi (numero variabile a seconda delle specie). All'interno sono presenti fasci di fibre (nervatura) e il loro numero è un importante carattere tassonomico. Inoltre, le foglie sono caratterizzate da una cuticola sottile in cui possono assorbire nutrienti e carbonio. Nell'apice del rizoma si trova un meristema basale in cui si originano le foglie, in particolare da una guaina fogliare che ha la funzione di protezione delle giovani foglie e del tessuto meristemato. All'interno dei tessuti è presente il parenchima aerifero (aerenchima) che forma un sistema continuo tra foglia, rizoma e radice. Le funzioni di questa struttura sono quelle di facilitare gli scambi gassosi tra tutte le parti della pianta, l'ossigenazione della rizosfera e inoltre il galleggiamento delle foglie.

1.4.1. Riproduzione

Queste piante possono riprodursi sia per via vegetativa sia sessualmente, ma la riproduzione vegetativa è il mezzo principale per l'espansione della prateria. Mentre, la produzione di frutti e semi (riproduzione sessuale) risulta la metodologia riproduttiva migliore per la dispersione e la colonizzazione di nuove aree. Come in tutte le Angiosperme, è presente la formazione del fiore (diverso in ogni specie) e la successiva impollinazione sessuale. Tra le fanerogame esistono tre differenti tipi d'impollinazione: idrofila, efidrofila e subaerea. L'impollinazione idrofila è la più comune e consiste nel rilascio del polline sotto forma di filamenti gelatinosi direttamente nell'acqua, dove viene disperso dalla corrente. Nell'impollinazione efidrofila invece, il polline viene rilasciato e disperso sopra la superficie dell'acqua, infine in quella subaerea, caratteristica della sola specie *Enhalus acoroides* (Linnaeus f.) Royle, il polline viene disperso in area ed è il suo rilascio è regolato dai cicli di marea.

1.4.2. Tassonomia delle specie dell'Adriatico settentrionale

- ***Posidonia oceanica*** (Linnaeus) Delile, 1813 (Fig 1.11)
Specie endemica del Mediterraneo che colonizza acque limpide prettamente marine fino ad una profondità di 44 metri. Il rizoma ha un accrescimento sia in senso orizzontale (rizoma plagiotropo) che in senso verticale (rizoma ortotropo). Nella parte apicale del rizoma si originano le foglie organizzate a ciuffi di 6-7 in cui le più vecchie sono nella zona più esterna. I fasci fogliari sono avvolti assieme da una guaina fibrosa, formata da scaglie e residui di foglie caduche. La lunghezza delle foglie varia da 30-100 cm con una larghezza di 0,8-1,2 cm. Sono solcate da numerose nervature (11-13) e all'apice sono leggermente concave con nervatura centrale più



Figura 1.11 *Posidonia oceanica*

grossa. Questa specie ha un ritmo di accrescimento veloce con un'evidente stagionalità. Lo sviluppo della prateria aumenta all'avvicinarsi della primavera e raggiunge il massimo sviluppo in estate. La riproduzione può avvenire per stolonizzazione (riproduzione vegetativa) o, anche se più raramente, sessualmente con la formazione del fiore. La pianta è monoica e i fiori sono portati in infiorescenze verdi, situate in uno stelo, inserito al centro del ciuffo (fioritura in settembre ottobre). Il frutto, chiamato volgarmente "oliva di mare", si sviluppa in tardo autunno e viene trasportato dal mare; quando il pericarpo si apre il seme esce e cade sul fondo dove, in condizioni favorevoli, può avvenire la germinazione.

- ***Cymodocea nodosa*** (Ucria) Asherson, 1870. (Fig. 1.12)

Piante sub-tropicali che colonizzano le acque marine e di transizione ad elevata salinità ed ad un *range* di profondità molto ampio, da un metro a 30-40 metri. Cresce su sedimenti principalmente grossolani, dove i rizomi formano una rete fitta e intricata che può arrivare fino a 30 cm sotto il substrato; per tale ragione è la specie di fanerogama più adatta al consolidamento del sedimento. Classicamente è stata considerata una specie pioniera nella successione prima della fase *climax* a *Posidonia oceanica*, tuttavia può crescere anche in aree dove era presente *P. oceanica*. I rizomi di *Cymodocea* presentano un colore rosso-rossastro e sono caratterizzati da nodi con cicatrici anulari, dove emergono le grosse radici avventizie. Le foglie lineari e leggermente arrotondate si originano a ciuffi di 2-4 dai nodi del rizoma e sono solcate da sette o più nervature. Apicalmente sono leggermente denticolati con una larghezza che varia da tre a cinque mm e una lunghezza che può superare abbondantemente il metro. Da analisi molecolari eseguite su questa specie si è osservata un'elevata variabilità genetica (Alberto et al., 2005). La specie è dioica con impollinazione incrociata e riproduzione eterogame. I fiori maschili hanno un solo stame formato da due sacche polliniche. La riproduzione sessuale è inferiore rispetto all'accrescimento e dispersione dei rizomi.



Figura 1.12 *Cymodocea nodosa*

- ***Zostera marina*** Linnaeus, 1753 (Fig. 1.13)

Pianta di acque salmastre e marine, con una distribuzione in mare estremamente puntiforme e limitata alle zone costiere nell'infra-litorale superiore. Colonizza in modo particolare gli ambienti di transizione come la Laguna di Venezia, dove risulta una specie abbondante e di rilievo ecologico (Sfriso & Facca, 2007). Le caratteristiche di questa fanerogama è di avere foglie di notevoli dimensioni, (larghezza 6-7 mm) portate da getti e con un numero che varia da due a sette. La lunghezza di tali foglie può superare il metro e all'apice presentano un infossamento.

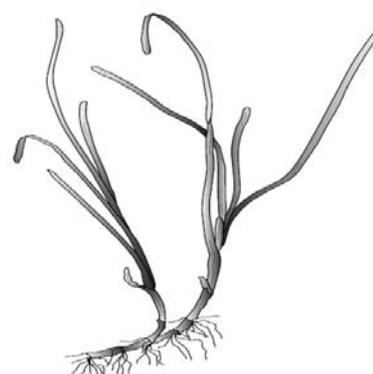


Figura 1.13: *Zostera marina*

Presentano una grossa nervatura centrale e due secondarie verso i lati delle foglie, inoltre internamente hanno numerose lacune aerifere che permettono alla pianta di mantenere una posizione verticale di galleggiamento. I rizomi, di diametro da tre a sei mm, sono di colore verde nella parte più superficiale e giallo-rosato nella parte più interna, con nodi e internodi senza cicatrici fogliari. *Z. marina* è una specie monoica in cui i fiori sono molto ridotti e a forma di spiga, mentre i frutti lunghi 3-5 mm sono ovoido-ellissoidali, schiacciati e coriacei.

- ***Nanozostera noltii*** (Horneman) Tomlindon et Posluzny (**Fig. 1.14**)

Specie molto frequente nelle coste atlantiche europee con fondali a sedimenti fini e in acque poco profonde e protette (lagune). La pianta è molto simile a *Z. marina*, ma con dimensioni inferiori (40-60 cm). Infatti, le foglie, portate in ciuffi di 2-5, hanno un diametro di soli 0,7-1,7 mm e sono solcate da tre nervature. Anch'essa, come *Z. marina*, è una specie monoica con fiori riuniti in uno spadice lineare e frutti con forma ellissoidale schiacciata.

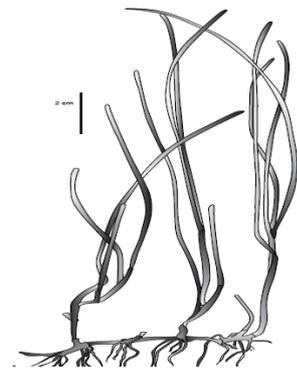


Figura 1.14: *Nanozostera noltii*

- ***Ruppia cirrhosa*** (Petagna) Grande, 1918 e ***R. maritima*** Linnaeus, 1753 (**Fig. 1.15**)

Piante di piccole dimensioni che colonizzano gli ambienti lagunari confinati, caratterizzati da elevate variazioni di salinità, ma più spesso in zone molto influenzate da acque dolci. Sono specie non marine ma comuni negli ambienti di transizione, come laguna di Venezia (Sfriso, 2008), laguna di Marano-Grando (Falace et al., 2009), il lago di Acquatina (Petrocelli et al., 2009), il lago delle Cesine (Basset et al., 2009b). Le foglie sono larghe solamente da 0,6-1 mm con una sola nervatura centrale portante da rizomi molto esili. La riproduzione avviene principalmente per via vegetativa tramite accrescimento e diffusione dei rizomi, oppure sessualmente, in cui le infiorescenze si sviluppano da peduncoli fiorali.

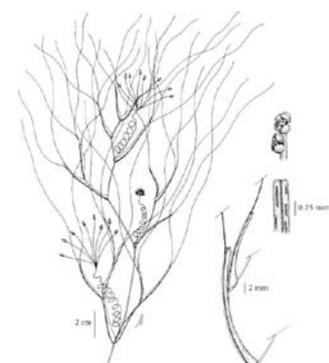


Figura 1.15: *Ruppia cirrhosa*

1.4.3. Aspetti ecologici

Le praterie di fanerogame marine giocano un ruolo ecologico importante nell'ecosistema marino e lagunare. La loro crescita e sviluppo sono legate ai caratteri fisico-chimici sia dell'acqua che del sedimento. Tra i fattori abiotici, la luce, come nelle macroalghe, è uno dei parametri cardine che regola la vita e l'espansione fanerogame. Come descritto da Duarte (1991) queste piante hanno un bisogno minimo di quantità di luce, che si attesta a circa il 10% dell'irradiazione superficiale. Questa stima teorica non è applicabile a tutte le specie di tutti gli ambienti, ma dipende anche da altri fondamentali parametri, come la temperatura e la chimica del sedimento (Nielsen et al., 2002; Krause-Jensen et al., 2000). La chimica e natura del substrato, infatti, influenza fortemente lo sviluppo di queste piante, poiché, a differenza

delle macroalghe in cui il fondale è utilizzato solo per fissazione del tallo, il sedimento diventa, tramite rizoma e radici piano di ancoraggio ma anche fonte di assorbimenti di nutrienti (**Fig. 1.16 a**). Il recupero dei nutrienti (azoto e fosforo), tramite le foglie, avviene anche dall'acqua, ma risulta molto più limitato, rispetto al fitoplancton e alle macroalghe (Hemminga & Duarte 2000). Per questa ragione, la concentrazione di nutrienti in acqua diventa un parametro determinante per la loro colonizzazione e sviluppo degli ecosistemi marino-lagunari, rispetto ad altre specie fotosintetiche opportuniste e tionitrofile (**Fig. 1.16 b**)

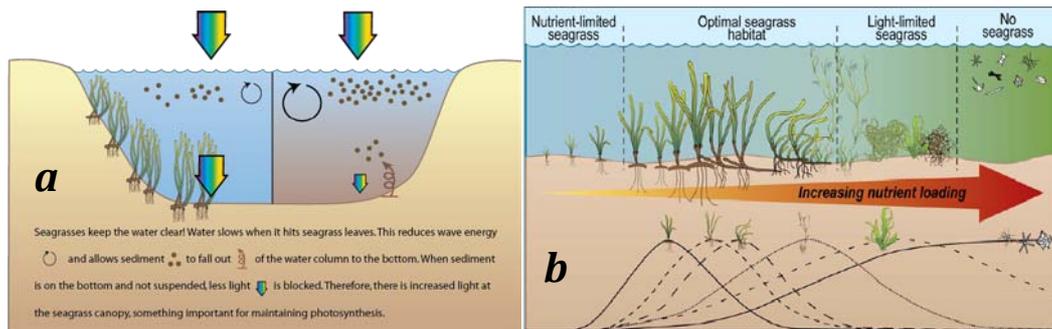


Figura 1.16: a) rappresentazione drenaggio tramite le foglie del particolato sospeso, b) concentrazioni di nutrienti in relazione alla disponibilità delle fanerogame

Altri fattori ambientali che regolano la crescita di queste Angiosperme acquatiche sono l'esposizione al moto ondoso e alle correnti, la saturazione dell'ossigeno e la concentrazione di carbonio (CO_2 , HCO_3^- e CO_3^{2-}) che regola il pH dell'acqua. Oltre ai fattori abiotici, anche la componente biotica determina espansione di queste specie, come il *grazing* da parte degli invertebrati e uccelli acquatici e la competizione tra le stesse specie di fanerogame e con macroalghe e alcuni molluschi bivalvi come *Mytilus edulis* (Valentine 1999).

Negli ambienti marino e lagunari le fanerogame svolgono anche importanti ruoli ecologici negli ecosistemi:

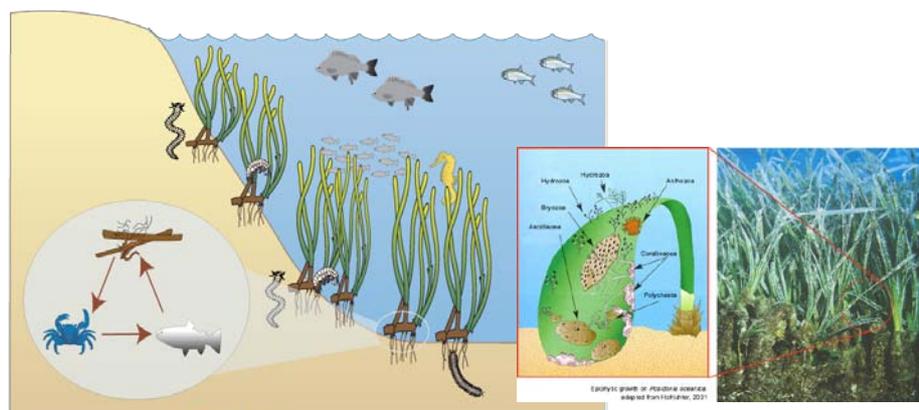


Figura 1.17: rappresentazione di un ecosistema a fanerogame marine

- tramite radici e rizoma stabilizzano il substrato e i sedimenti del fondale limitando così la risospensione e di conseguenza la torbidità dell'acqua (**Fig. 1.16 a**);

- tramite le foglie drenano il particolato sospeso nella colonna d'acqua, favorendo la sedimentazione e quindi la limpidezza dell'acqua (**Fig. 1.16 a**);
- rimuovono nutrienti e favoriscono l'ossigenazione dei sedimenti migliorando la qualità ecologica;
- offrono habitat, *nursery* e cibo per molte specie animali e sono un substrato per molte epifite calcaree (**Fig. 1.17**);
- risultano importanti produttori primari che producono ossigeno e sequestrano la CO₂.

Queste caratteristiche ecologiche inseriscono tali vegetali all'interno dell'insieme delle specie sensibili e prioritarie per la conservazione degli ecosistemi marini. La presenza di praterie garantisce quindi un rilevante valore ecologico.

1.5. FITOEKOLOGIA DELLE MACROFITE

I produttori primari, di cui fanno parte anche le macrofite, sono strettamente legati nella loro distribuzione lungo la colonna d'acqua, alle caratteristiche spettrali della luce (quantità e "qualità"), da cui dipendono per attivare il processo biologico delle fotosintesi.

L'intensità di luce che colpisce la superficie dell'acqua del mare è influenzata da diversi fattori atmosferici, inoltre la componente di luce che penetra in profondità lungo la colonna d'acqua è a sua volta limitata dalle condizioni fisico-chimiche e biologiche dell'acqua.

L'attenuazione della luce via via che si penetra lungo la colonna d'acqua è imputabile a due principali processi fisici:

- L'assorbimento, ad opera di organismi fitoplantici, del particolato sospeso e delle stesse molecole d'acqua, che porta alla conversione dell'energia elettromagnetica in altre forme di energia, come quella termica (calore) e quella chimica (fotosintesi);
- La diffusione, processo che modifica la direzione di propagazione dei fotoni in rapporto alla riflessione data dalle particelle in sospensione.

La "quantità" totale di luce che penetra dalla superficie dell'acqua e arriva ad una profondità Z è espressa dalla equazione di Beer's ([Bricaud et al., 1981](#)):

$$I_z = I_0 e^{-kz}$$

dove I_0 è la radiazione incidente alla superficie e I_z è la radiazione residua dopo la propagazione fino alla profondità "z", "k" è il coefficiente di estinzione in acqua di mare (espresso in m⁻¹) ed "e" è il logaritmo naturale. Il valore di k, varia con la lunghezza d'onda; alto agli estremi dello spettro ed aumenta con la torbidità della colonna d'acqua.

Per gli studi di produzione primaria in mare viene utilizzato il coefficiente di estinzione verticale medio K_d , relativo al campo spettrale del visibile (350-750 nm, P.A.R *Photosynthetically Active Radiation*) ([John & Kirk, 2003](#)).

In relazione all'attenuazione della luce lungo la colonna d'acqua, esiste in mare e negli oceani una distinzione tra il sistema fitale, a sua volta distinto in eufotico e disfotico, e il sistema afitale (afotico), che comprende tre piani batiale, abissale e adale (**Fig. 1.18**). Il sistema afitale è la parte più profonda in cui l'assenza di luce non permette agli organismi fotosintetici di vivere, quindi risulta popolato esclusivamente dalla componente animale e batterica. Per quanto attiene il sistema fitale, che comprende lo strato d'acqua in cui incidono diverse lunghezze d'onda e quindi potenzialmente colonizzato da organismi fotosintetici, si possono distinguere cinque piani definiti "piani bionomici".

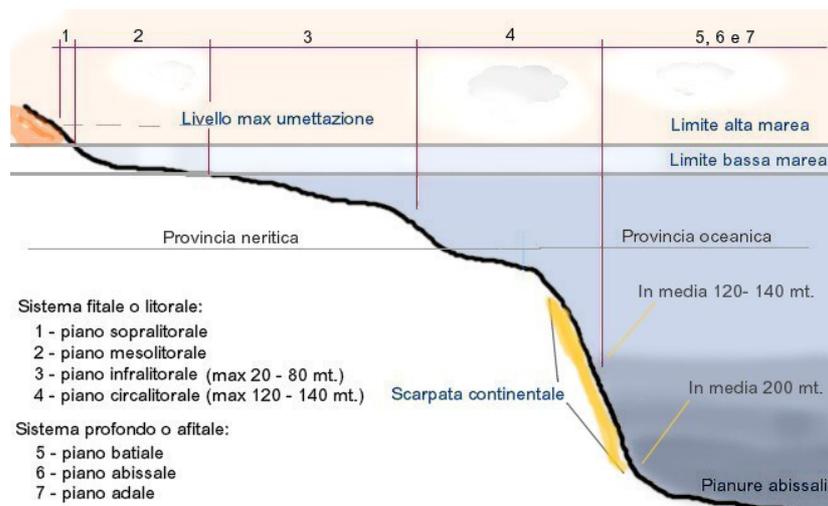


Figura 1.18: La zonazione dell'ambiente marino dal sito: <http://www.biologiamarina.eu/Home.html>

Nell'Eco-regione Mediterraneo, partendo dal piano costantemente emerso ma soggetto a spruzzi d'acqua derivanti dall'idrodinamismo (umettazione), si trova il piano sopralitorale. Nei substrati duri questo piano è caratterizzato da una vegetazione costituita da Cyanophyceae epilittiche, ovvero *Entophysalis deusta* (Meneghini) F. E. Drouet & W. A. Daily, *Calothrix crustaceae* Thuret ex Bornet & Flahault e *Brachytrichia quoyi* Bornet & Flahault, etc., e inoltre da Licheni epilittici, come *Verrucaria maura* (Wedd.) Wahlend. 1803 e *Verrucaria symbalana* (Nyl., 1872).

Il sopralitorale può essere contrassegnato da pozze temporanee o semi-permanenti, alimentate dagli spruzzi d'acqua marina e meteorica (Feldmann 1937). Il piano bionomico sottostante, influenzato da periodici fenomeni di emersione e sommersione, legati alle attività di maree e dal moto ondoso, è chiamato mesolitorale. Secondo Peres & Picard, (1964), nel mediterraneo i limiti dell'orizzonte superiore si trovano da 50 cm a 2.5 m al di sopra del livello medio del mare. La vegetazione che colonizza quest'area è adatta, quindi, a vivere in condizioni cicliche di completa emersione dall'acqua e a forti escursioni diurne e stagionali di temperatura e di salinità. I piani invece che sono sempre completamente sommersi sono "l'infralitorale" e il "circalitorale", rispettivamente uno successivo all'altro.

L'infralitorale corrisponde alle zone megafotica di Molinier, (1936, 1937, 1939) in corrispondenza alla profondità di compensazione delle Angiosperme e delle alghe fotofile. In

Mediterraneo questo piano si estende poco oltre i 35 metri di profondità nel bacino occidentale e leggermente più in profondità in quello orientale.

Si possono distinguere due sotto-piani (superiore e inferiore) diversificati a seconda delle condizioni determinate dalla luminosità, dell'idrodinamismo e dagli alotermoclini. Sotto all'infralitorale inferiore è presente il circolitorale che si estende fino alla profondità massima alla quale le alghe pluricellulari possono compiere la fotosintesi (limite con la zona afotica).

Le caratteristiche strutturali ed ecologiche fondamentali di questo strato sono determinate da un progressivo estinguersi di quei due fattori: la luce e l'idrodinamismo che lo caratterizzano. Le specie dominanti in questo strato fanno parte della biocenosi sciafila costituita principalmente da Rhodophyta, tra cui numerose sono le specie calcaree o incrostanti. Infatti, in questi fondali il fenomeno più rilevante è quello della biocostruzione, ovvero la deposizione di sostanza calcarea ad opera di organismi viventi (animali e vegetali). Questi organismi calcarei permettono l'accrescimento nel tempo di substrato duro nota come "Coralligeno".

La distribuzione dei piani bionomici è associata al fenomeno della zonazione, che evidenzia la distribuzione delle comunità vegetali in piani di vegetazione, definiti dalle associazioni vegetali. L'associazione vegetale per [Braun-Blanquet \(1915\)](#) è un raggruppamento vegetale, relativamente stabile ed in equilibrio con il mezzo ambiente. Essa è caratterizzata da una composizione floristica determinata, all'interno della quale si hanno degli elementi esclusivi, o quasi, e che quindi rilevano, per la loro presenza, un'ecologia particolare ed autonoma.

In seguito [Dauvigneaud \(1947\)](#) definisce l'associazione come la "somma di un certo numero di gruppi ecologici compenetranti con gli altri, in determinate condizioni ambientali, in cui il gruppo dominante costituisce quello caratteristico".

Infine, [Boudouresque, 1971, 1974, Boudouresque & Luck, 1972, Cinelli et al. 1977](#), hanno creato un concetto generale per il fitobenthos marino, descritto come: "un gruppo ecologico è un insieme iterativo di specie statisticamente legate tra loro ed a diverse forme di biotopi in un settore geografico ben definito".

Se si osserva la distribuzione delle macrofite, registrando le quote massime e minime di presenza di una determinata specie in un dato sito biogeografico, si intuisce che al di là dei piani bionomici, esiste un *continuum* di distribuzione lungo la batimetria, con maggiore e minore densità di specie. Infatti, la zonazione della vegetazione marina è ben definita quando le condizioni ambientali sono molto influenti, come nel mesolitorale, mentre diventano di più difficile distinzione tra i passaggi nelle diverse popolazioni dei piani bionomici, quando risultano molto strutturate e stratificate. I popolamenti algali quindi possono presentarsi con un'organizzazione strutturale nello spazio, che implica una stratificazione verticale delle associazioni, determinata dalla diversa morfologia/ecologia delle varie specie.

La stratificazione verticale delle comunità viene comunemente suddivisa nei tre livelli: il sotto-strato, in cui vivono le specie crostose o incrostanti o di piccola taglia (come Corallinaceae, *Flabellia*, *Halimeda* e *Peyssonnelia*) che sono adattate a vivere con minor intensità di luce, il mesostrato costituito da specie di media taglia (come *Dictyopteris* e *Dictyota*) che possono crescere al di sotto dello strato più elevato, chiamato epistrato. Le alghe che compongono quest'ultimo strato sono generalmente di taglia cospicua per cui sovrastano le altre comunità algali (come molte Phaeophyceae del genere *Sargassum* e *Cystoseira*). Inoltre è importante ricordare la presenza delle specie epifitiche e epilittiche che vivono,

rispettivamente, attaccare ad altri talli di altre alghe ed al substrato duro. Un altro importante adattamento delle macroalghe è dato dalla forma biologica pleustofitica, alghe in grado di vivere fluttuanti nella colonna d'acqua. Questo fenomeno è caratteristico soprattutto nell'ambiente lagunare, dove ci sono condizioni di acque calme e la quasi completa assenza di substrati duri dove ancorare i talli macroalgali.

Nel passato, numerosi studi ([Otmanns, 1905](#); [Funk 1927](#); [Gislen, 1930](#)) hanno tentato di dare una classificazione ecologica delle specie algali in relazione all'aspetto esteriore, quindi alla loro forma, dimensione e consistenza. In seguito, [Feldmann \(1937\)](#) propose una distinzione simile a quella di [Raunkier \(1903\)](#) per le piante terrestri, sulla base della durata della vita delle alghe e della strategia da esse adottate per fronteggiare la stagione avversa. La prima distinzione viene fatta tra le specie annuali e le specie perenni. Come descritto da [Mac Arthur & Wilson \(1967\)](#) le specie annuali sono prevalentemente quelle a strategia "r", mentre quelle perenni hanno una strategia "K". Le alghe a strategia r, fanno parte prevalentemente di quelle considerate opportuniste e tionitrofile, con veloce tasso di crescita e ciclo vitale breve, tra cui possiamo annoverare le Ulvaceae e le Gracilariaceae ([Sfriso & Facca 2007](#)). Al contrario le alghe a strategia K sono *Taxa* definiti "sensibili" alle condizioni di stress ambientali, che presentano una crescita lenta e un ciclo vitale lungo ([Orfanidis et al., 2001](#)). Un esempio che è possibile citare, sono le piccole specie calcaree (Corallinales), le quali non riescono a tollerare variazioni chimiche dell'acqua, come il pH, proprio per la struttura del tallo costituito da carbonato di calcio. Certamente non tutti gli organismi sono completamente a strategia-r o strategia-K, ma esistono dei compromessi tra i due estremi (strategia r-K) ([Pianka, 1970](#)). Studi successivi ([Littler & Littler, 1980](#); [Littler et al., 1983](#); [Padilla & Allen, 2000](#)) propongono uno schema di classificazione che considera diverse variabili eco-fisiologiche combinate: assorbimento di nutrienti, fotosintesi, tasso di crescita, morfologia del tallo e strategia di ciclo vitale.

Un altro aspetto importante per lo studio delle comunità macrofitiche è la fitogeografia, la quale, secondo [Giaccone & Geraci \(1989\)](#) si articola classicamente in tre branche separate della biologia vegetale: Ecologia, Corologia e Fisiologia. La corologia è la scienza degli areali, definita come area di distribuzione di una specie, ossia l'insieme dei punti geografici in cui si trovano le popolazioni di una specie. Esistono specie a distribuzione localizzata, chiamate "endemiche" oppure quelle "cosmopolite", ovvero distribuite in gran parte del mondo. Ovviamente la distribuzione delle specie è molto legata, non solo alle caratteristiche ecologiche dell'ambiente ma anche alla storia geologica della terra. Secondo [Cormaci et al., 1982](#), gli elementi fitogeografici di classificazione delle specie algali sono distinte in: Atlantico (A), Atlantico-boreale (Ab), Atlantico boreo-tropicale (Abt), Atlanto-Pacífico (AP), Atlanto-Pacífico tropicale (Apt), Atlanto-Pacífico temperato freddo (APtf), Atlantico-tropicale (At), Cosmopolita (C) Circumaustriale (CA), Circumboreale (CB), Circumboreo-australe (CBA) Indo-Atlantico (IA), Indo-Atlantico tropicale (IAt), Indo-Atlantico temperato-freddo (IAtf), Indo-Pacífico (IP), Mediterraneo (M), Circumtropicale (CT) e Sub-cosmopolita (SC).

La flora marina bentonica italiana come descritto da [Furnari et al., \(2010\)](#) è caratterizzata da un'alta incidenza dell'elemento Atlantico (41.9%), seguito dall'elemento Mediterraneo

(25.7%) e da quello Cosmopolita (21.5%). Una bassa incidenza è invece rappresentata dagli elementi Indo-Pacifico (5.06%), Circumtropicale (4.03%) e Circumboreale (1.79%).

Per lo studio della distribuzione geografica delle macroalghe bentoniche, [Feldmann \(1937\)](#) ha proposto un indice biogeografico di tipo tassonomico basato sul rapporto tra il numero totale di specie di Rhodophyceae e il numero totale di specie di Phaeophyceae presenti lungo la colonna d'acqua di una regione. Il rapporto tra R/P è stato indicato come valore relativamente costante per una data regione: questo valore tende ad aumentare dalle regioni boreali, dove assume valori prossimi ad 1, alle regioni tropicali dove può passare al valore 4 (decrese dall'equatore ai poli) ([Feldmann, 1937](#)). Successivamente, questo indice verrà utilizzato per valutare la qualità ambientale di un determinato ecosistema marino mentre negli ambienti lagunari non dà risultati apprezzabili. Viceversa in questi ambienti è utilizzato il rapporto R/C (Rhodophyceae/Chlorophyceae, [Sfriso et al., 2002, 2006](#); [Sfriso & La Rocca 2005](#)) (vedi capitolo Macrofite come bio-indicatori e normativa di riferimento) che si basa sull'incremento del numero di Chlorophyceae negli ambienti più eutrofizzati con relativa riduzione delle Rhodophyceae. Questo indice dà ottimi risultati anche negli ambienti marini purché il numero di *taxa* sia elevato.

In questo contesto, un fenomeno molto discusso nell'ambito della distribuzione delle specie è comparsa e lo sviluppo in un determinato ambiente di specie alloctone o come vengono comunemente chiamate "*alien species* o *non-indigenous specie* (NIS)". L'introduzione e la diffusione di NIS è da considerate una delle maggiori minacce per la biodiversità degli ecosistemi marini ([Bax et al., 2003](#); [Molnar et al., 2008](#)). La diffusione di queste specie aliene è dovuta a fattori soprattutto di origine antropica, come pesca, acquacultura, importazione nei mercati ittici, acque di zavorra ma anche al "*global warming*" ([CIESM, 2008](#)). In bibliografia ([Cormaci et al., 2004](#); [CIESM, 2002 2008](#), [Zenetos et al., 2002, 2005, 2008, 2012](#)) esistono innumerevoli lavori che descrivono la distribuzione delle specie aliene nel Mar Mediterraneo. Un aggiornamento del 2014 per le coste italiane proposto da [Sfriso & Marchini \(2014\)](#) riporta la presenza di 52 specie aliene "validate" e 10 circa da confermare.

1.5.1. Macrofite come bio-indicatori e normativa di riferimento

In accordo con la Direttiva Europea 2000/60/CE (*Water Framework Directive, WFD*), recepita nell'ordinamento nazionale Italiano tramite il D.Lgs 152/2006 che istituisce un quadro di riferimento per l'azione comunitaria in materia di acque ai fini della tutela e gestione delle risorse idriche, (comprendenti gli ambienti marino-costieri e lagunari), le condizioni di stato ecologico possono essere valutate sulla base del monitoraggio e studio dei differenti Elementi di Qualità Biologica (EQB) e supportate da caratteristiche idromorfologiche e fisico-chimiche dell'ambiente. La normativa vigente definisce lo 'Stato Ecologico' (ES) come espressione della qualità della struttura e del funzionamento degli ecosistemi acquatici e introduce 5 classi di Stato Ecologico, ossia "elevato", "buono", "moderato", "povero", "cattivo" (**Appendice 1**).

I risultati ottenuti da questo studio, in accordo con la *WFD*, sono espressi come rapporto tra la valutazione degli elementi biologici osservati in una zona, e un'uguale analisi in un sito con minore o assenza di disturbi da parte della attività umana (Ballesteros et al., 2007). La stessa direttiva inserisce tra gli EQB le macroalghe, le fanerogame marine, il fitoplancton, lo zoobenthos e l'ittiofauna (quest'ultima solo per gli ambienti di transizione), sia per le acque marine costiere che per le acque di transizione. Le macrofite vengono considerate come l'insieme delle specie di macroalghe e fanerogame acquatiche e inserite quindi all'interno dell'insieme degli EQB.

Inquinamento, alterazione degli habitat, introduzione di specie aliene (Walzer & Kendrick 1998), torbidità e variazioni distrofiche sono generalmente importanti minacce che influenzano la diversità macrofitica. Questi vegetali vengono considerati come dei buoni indicatori della qualità delle acque (Dìez et al., 1999), poiché la loro condizione sedimentaria, integra gli effetti di esposizioni a lungo-termine di nutrienti e/o a inquinanti, generando una diminuzione o scomparsa di molte specie sensibili e la sostituzione con specie opportuniste o tionitrofile, ad alta resistenza. Il concetto si articola quindi sul monitoraggio e studio delle diverse associazioni di macrofite, in termini di *species diversity* e di *species richness*, che colonizzano una determinata area. Come già citato, il rapporto tra Rhodophyta/Chlorophyta (R/C) viene impiegato come indice per valutare la qualità ecologica (Sfriso et al., 2002, 2006 Sfriso & La Rocca 2005). Tale indice si basa su una fondamentale differenza ecologica tra le Rhodophyta e le Chlorophyta; infatti molti *Taxa* di alghe verdi, specialmente Ulvales e Cladophorales sono fortemente adattate ad ambienti con condizioni di alta trofia e alti livelli di contaminazione, contrariamente molte alghe rosse risultano sensibili ai fattori di stress ambientali e antropici (Sfriso et al. 2007, 2009). Il valore, quindi, aumenta da situazioni di qualità ecologica compromessa verso situazioni di qualità ecologiche più alte (da 0 a > 8). In relazione a questo, e alle esigenze legislative di ottenere un valore di Stato Ecologico negli ecosistemi marini e lagunari, molti autori hanno proposto alcuni indici che utilizzano le macrofite come indicatori ambientali; *Macrophyte Quality Index* (MaQI) (Sfriso et al., 2007, 2009, 2014); *Ecological Evaluation Index* (EEI) (Orfanidis et al., 2001, 2003, 2011), *Cartography of littoral and upper-sublittoral rocky shore communities* (CARLIT) (Ballesteros et al., 2007 e Sfriso & Facca 2011 per le coste sabbiose), *Quality of Rocky Bottoms index* (C.F.R.) (Guinda et al., 2008; Juanes et al., 2008), *Reduced Species List* (R.S.L.) (Wells, 2008; Wells et al., 2007), *Posidonia oceanica multivariate index* (POMI) (Bennett et al., 2011).

Nel 2008 la Direttiva Europea 2008/56/CE (*Marine Strategy Framework Directive*), successivamente recepita in Italia con il D.Lgs. n. 190 del 13 ottobre 2010, che si basa su un approccio integrato di più fattori, pone come obiettivo agli Stati membri di raggiungere entro il 2020 il buono stato ambientale per le proprie acque marine in base a 11 descrittori. Vengono operate diverse strategie che contano in una "fase di preparazione" e di un "programma di misure".

Anche in questa direttiva la componente fitobentonica, interconnessa a tutte le altre caratteristiche dell'ecosistema marino, gioca un ruolo determinante per la valutazione delle condizioni ambientali ma anche per la conservazione e la "restoration" ecosistemica.

1.6. MARE ADRIATICO

L'etimologia del nome "Mare Adriatico", secondo alcuni storici (Paul the Deacon, 1974), deriva dagli antichi geografi greci, i quali lo ripresero dalla città di Adria, situata in provincia di Rovigo nell'area in prossimità del Delta del fiume Po. In effetti, per questa popolazione la città era considerata l'estremità settentrionale dell'Adriatico, e quindi il nome significherebbe "mare che termina ad Adria".

Il Mar Adriatico è uno dei sotto-bacini principali del Mar Mediterraneo (**Fig. 1.19**) localizzato nella parte più settentrionale, sino alla latitudine di $45^{\circ}47'$ nord. Dal punto di vista climatico è considerato un mare temperato caldo. Orientato da nord-ovest a sud-est, si estende per circa 800 Km e possiede una larghezza media di circa 180 Km. Le nazioni che presentano coste bagnate dalle sue acque sono: Italia (parte ovest e centro-nord) Slovenia, Croazia, Bosnia ed Erzegovina, Montenegro e Albania (parte est e sud est).



Figura 1.19: Carta geografica del Mar Mediterraneo

L'Adriatico è connesso al Mar Ionio dallo stretto di Otranto che presenta una larghezza di 74 Km (Russo & Artegiani, 1996). Questo Stretto, localizzato nella parte meridionale, con profondità minima di 780 m e massima di 1.100 m, gioca un ruolo importante nel determinare le caratteristiche idrologiche e idrodinamiche di questa parte di mare.

Il bacino Adriatico, situato fra i Balcani e la penisola italiana, è di tipo semichiuso con un'area di circa 138.600 km^2 e un volume di circa 35.000 km^3 . La sua profondità massima, localizzata nel fondale dell'area meridionale, lungo la direttrice tra Bari e le Bocche di Cattaro, è pari a 1299 m. Tale mare è sottoposto all'azione continua degli agenti atmosferici caratterizzati da un ampio *range* di variabilità, che influenzano la circolazione e la distribuzione delle masse d'acqua. I regimi di vento più rilevanti sono quelli di Bora, forte flusso di aria continentale polare da nord-est che s'immette delle Alpi Dinariche verso il Golfo di Trieste, con velocità che possono superare i 100 km/h e di Scirocco, un vento umido proveniente dall'Africa settentrionale ed Arabia (sud-est), che raccoglie umidità durante il suo passaggio sopra il Mediterraneo Orientale, e che soffia fino a 100 km/h (Orlic et al., 1994 Artegiani et al., 1997 a/b; Boldrin et al., 2009). In modo minore e con meno impatto, incidono anche i venti di

Maestrale (nord-ovest), tramontana (da nord), Levante (est) e Libeccio (da sud-ovest). L'azione di tali venti genera, inoltre, ampie fluttuazioni nello scambio di calore tra l'aria atmosferica e la superficie dell'acqua (Franco & Michelato, 1992).

Per quanto concerne idrodinamica, le correnti marine spostano le masse d'acqua con un andamento in senso antiorario (ciclonico) da sud-est verso nord-ovest in prossimità della costa (Book et al., 2005). Sono presenti inoltre numerosi *gyres*, vortici a scala di bacino, ciclonici che variano d'intensità in relazione alla stagionalità.

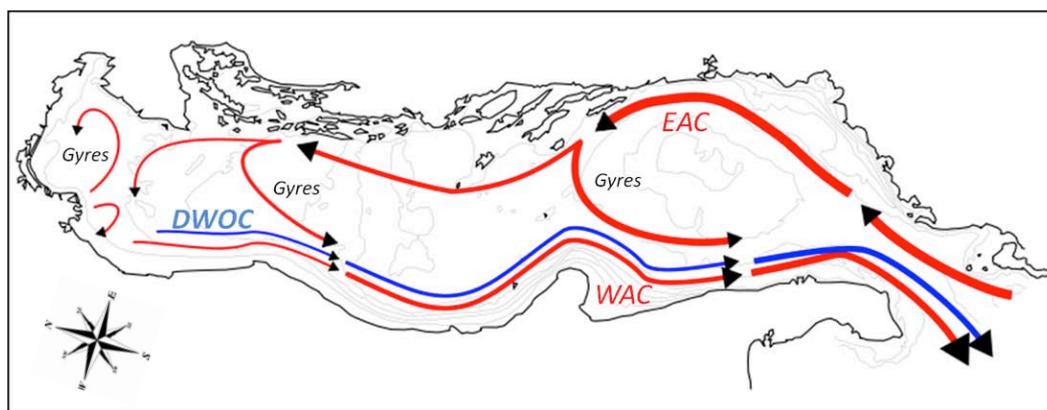


Figura 1.20: Mappa del Mar Adriatico, con riproduzione schematica delle correnti marine.

Come rappresentano in Fig. 1.20, i diversi *gyres* sono collegati dalle due correnti dominanti; la corrente orientale (*East Adriatic Current – EAC*) che trasporta verso nord acque Levantine e Ioniche all'interno del bacino Adriatico e la corrente occidentale (*West Adriatic Current – WAC*). Quest'ultima fluisce verso sud, parallelamente alla costa occidentale per tutta la lunghezza del bacino, dalla foce del fiume Po sino allo Stretto di Otranto, spingendo anche l'acqua più densa che riemerge dallo strato più profondo (*Deep Water Outflow Current – DWOC*). La WAC è fortemente condizionata dai numerosi apporti fluviali localizzati nella parte nord dell'Adriatico. Inoltre l'intera circolazione è strettamente legata ai venti dominanti, con significative differenze stagionali nel regime delle correnti (Russo & Artegiani, 1996). I maggiori scambi idrici, con velocità d'acqua più elevata, si manifestano in estate e in inverno quando i gradienti di densità sono più rilevanti (Colantoni et al., 1985).

Come descritto da Kamburska & Fonda (2009), le differenze morfologiche dell'intero bacino permettono di individuare tre sub-bacini, distinti in relazione alla loro relativa "omogeneità verticale della colonna d'acqua", in termini di proprietà chimico-fisiche. I tre sub-bacini sono: settentrionale, centrale e meridionale. Il sotto-bacino settentrionale, compreso tra la linea di costa di Venezia e Trieste, è caratterizzato da una profondità media molto bassa (circa 30 m) con un debole gradiente batimetrico lungo l'asse maggiore. Mentre il sotto-bacino centrale ha una profondità media maggiore (intorno ai 140 m) ed è caratterizzato dalla presenza di due depressioni all'estremità settentrionale, una chiamata "fosse di Pomo", che raggiungono un massimo di 270 m, e l'altra è una montagna sottomarina al centro del sottobacino. Il sub-bacino meridionale, che include la Fossa del sud Adriatico, si estende sino allo Stretto di Otranto. Quest'area marina è formata da una piattaforma continentale molto stretta (20-30 km), ed una scarpata continentale assai ripida che arriva fino a 1000 m. Quest'ultimo comprende circa l'80% del volume totale dell'Adriatico e occupa circa il 55% della sua area.

Considerando la posizione geografica, il Mar Adriatico presenta un'ampiezza di marea abbastanza contenuta, con un'escursione media di 30 cm al sud e non oltre i 90 cm nella parte settentrionale. Inoltre le fluttuazioni di marea sono influenzate dalle sesse, movimento periodico delle masse acqua all'interno di un bacino semichiuso, dovuto all'improvviso abbassamento della pressione atmosferica. In casi eccezionali, in cui onde di sessa e venti di scirocco (che soffia verso nord), coincidono si possono formare condizioni di maree eccezionali, con notevole innalzamento del livello del mare sotto-costa. Infatti, nelle coste settentrionali del Veneto e dell'Emilia Romagna sono state poste numerose dighe frangiflutto verticali e orizzontali alla costa, a protezione delle spiagge sabbiose.

1.6.1. Mar Adriatico Settentrionale

L'area settentrionale del Mar Adriatico, oggetto di studio in questa tesi, è compresa a nord dalla congiungente Ancona-Isola di Pag, ed è caratterizzata da fondali bassi a debole pendenza verso Sud-Est.

L'elevata latitudine, rispetto al resto del Mediterraneo, la scarsa profondità e l'influenza di cospicue masse continentali fanno sì che le acque di questo bacino marino siano caratterizzate da un marcato gradiente termico stagionale (5°C in inverno, 27° C in estate), più elevato di tutto il Mare Mediterraneo. Infatti, questo sottobacino viene classificato, dal punto di vista climatico, come temperato sub-continentale (classificazione di [Köppen-Geiger 1928](#)), con inverni freddi e nebbiosi, ed estati calde e afose. Le condizioni climatiche giocano quindi un ruolo importante, assieme ad altri fattori, nel regime idro-climatico.

Come descritto da [Giani et al., \(2011\)](#), la circolazione ciclonica è influenzata da diversi fattori: combinazione di venti dominati, apporti fluviali, flussi di acqua superficiale e morfologia della costa. Numerosi fiumi apportano acqua dolce in questa parte dell'Adriatico, influenzando le proprietà oceanografiche di questo bacino (**Fig. 1.21a**).

L'acqua relativamente fredda e ossigenata (Corrente Istriana) risale la costa dell'Istria per suddividersi, nell'area marina di fronte Punta Salvore, in più rami, che generano una circolazione secondaria all'interno del Golfo di Trieste. L'acqua, infatti, è spinta verso il Vallone di Muggia, dove viene in parte deviata verso il golfo di Trieste e in seguito verso nord, seguendo la costa lungo Miramare e Sistiana. In questa zona marina, la corrente incontra il contributo di acqua dolce dei Fiumi Timavo e Isonzo, generando anche un flusso secondario d'acqua circolare di fronte alla costa tra Miramare a Sistiana-Duino (**Fig 1.21b**).

La corrente marina principale, continua lungo la costa in senso anticiclonico verso il litorale veneto(**Fig. 1.21c**), dove sfociano numerosi fiumi. Il flusso d'acqua marina, avanzando verso ovest, raggiunge il Delta del fiume Po, il quale contribuisce a spingere in modo marcato la corrente verso sud, parallelamente alla costa italiana. Come già descritto, le caratteristiche chimico-fisiche e biologiche del Mar Adriatico settentrionale sono strettamente correlate con la presenza dei numerosi fiumi che apportano acqua dolce.

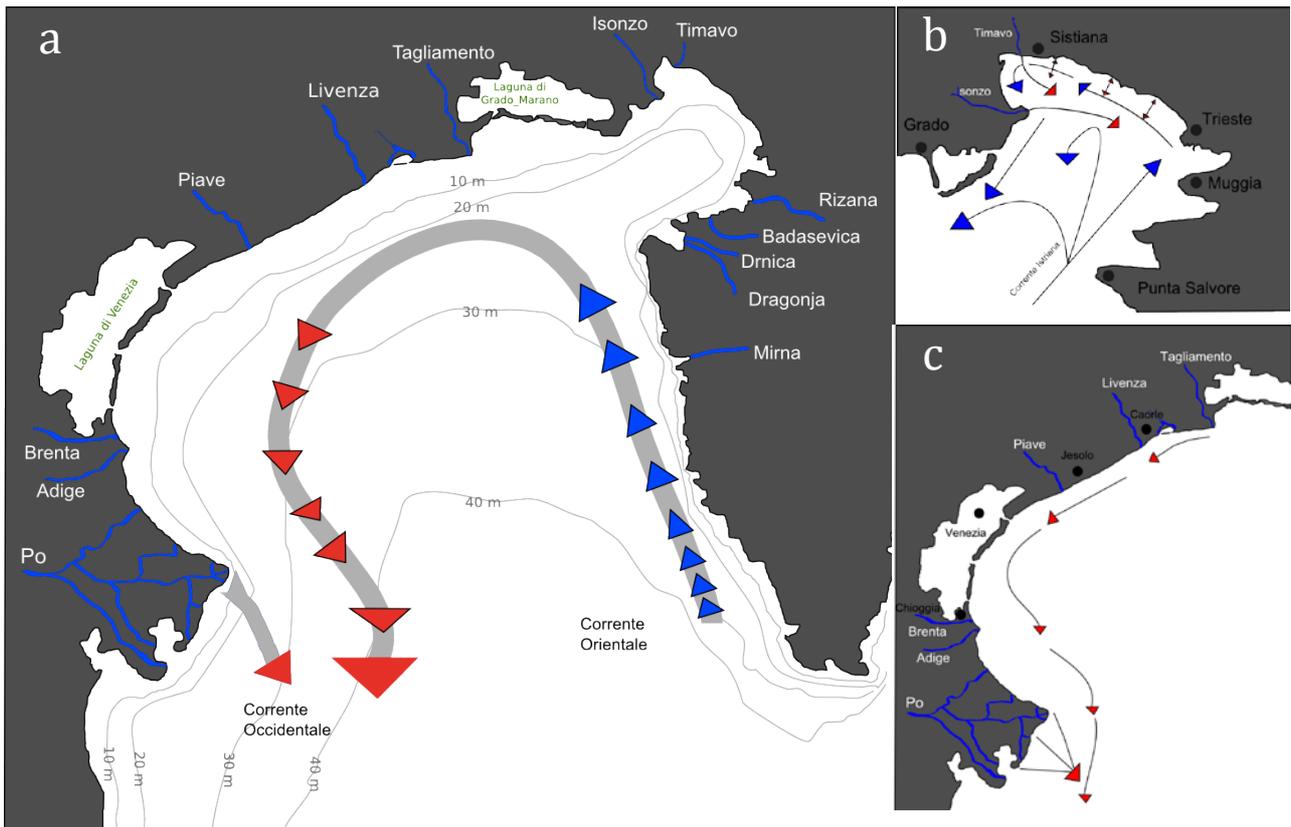


Figura 1.21: Mappe con i fiumi e correnti del Mar Adriatico settentrionale; a sinistra mappa generale dell' Adriatico settentrionale (a), in alto a destra dettaglio della parte orientale (b) e in basso a destra dettaglio della parte occidentale (c).

Nell'area adest dell'Alto Adriatico (costa slovena e croata) sfociano i fiumi Mirna, Dragonja, Drnica, Badasevica e Rižana. Nella parte centrale, invece, sono localizzati i fiumi Timavo, Isonzo, Tagliamento Livenza, Piave e Sile mentre i fiumi Brenta, Adige e Po sono circoscritti nella costa ovest. Questi ultimi corsi d'acqua dolce, situati nella zona centrale e occidentale dell'Adriatico, nel loro insieme rappresentano il reticolo drenante del Bacino Padano; vasta pianura compresa tra Alpi a nord e la Catena Appenninica a sud.

Come riportato nell'istogramma in **Fig. 1.22**, dati ricavati da [Cozzi & Giani \(2011\)](#) (medie di portata negli anni 2004-2007) le portate dei fiumi che sfociano in Adriatico settentrionale risultano molto diverse, con *input* fluviali maggiori da parte dei fiumi presenti a sud-ovest (Po, Adige e Brenta). In particolare, Il fiume Po è caratterizzato da importanti apporti fluviali (media di 67,7 Km³ annui) rispetto a tutti gli altri contributi di acqua dolce, mentre i fiumi Adige e Brenta, localizzati a nord del fiume Po, presentano medie inferiori, pari a 9,85 e 6,07 Km³ l'anno, rispettivamente.

La portante media di tutti i fiumi che sfociano nell'area costiera centrale del Nord Adriatico (Piave, Sile, Livenza Tagliamento Isonzo e Timavo) si attesta sui 9,50 Km³ l'anno, con un maggiore contributo di acqua dolce da parte del fiume Livenza (5,73 Km³ l'anno) (**Fig. 1.22**).

Infine, l'apporto di acqua dolce meno rilevante è dato dei fiumi Sloveni e Croati (Rižana, Badasevica, Drnica, Dragonja e Mirna) i quali hanno una portata media totale di 0,08 Km³ l'anno, molto inferiore ai già citati fiumi dell'Adriatico Settentrionale (**Fig. 1.22**).

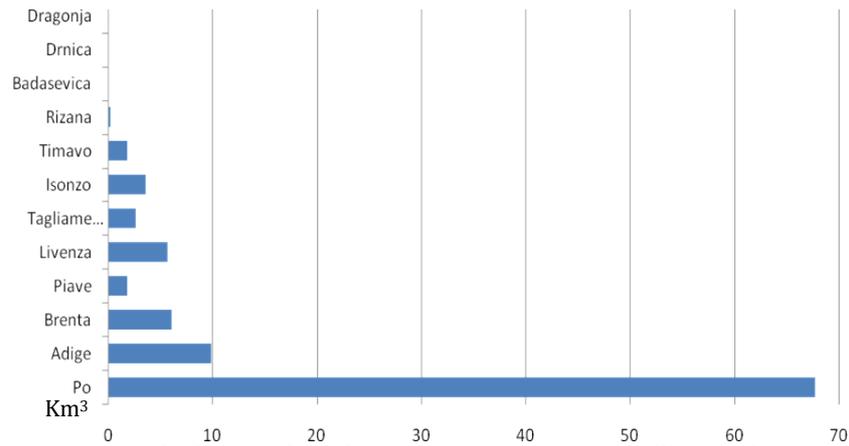


Figura 1.22: Istogramma degli *input* fluviali (medie 2004-2007 Km³ all'anno, da Cozzi & Giani 2011) dell'Adriatico settentrionale

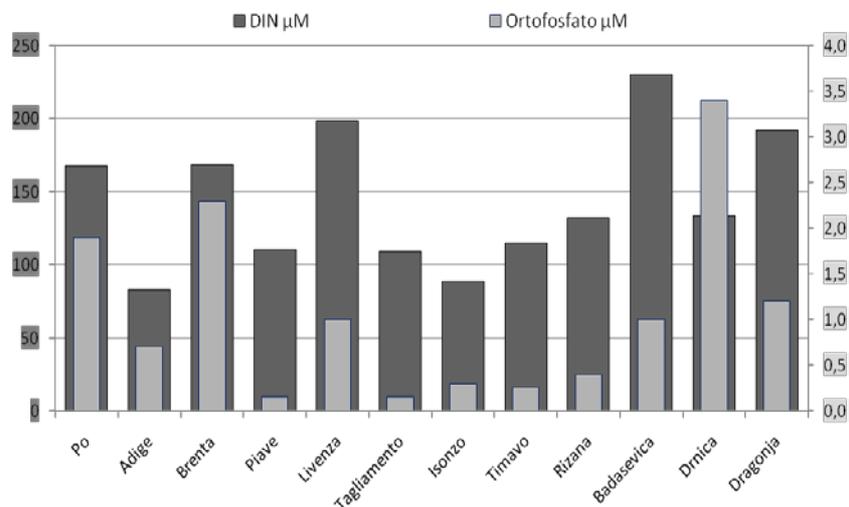


Figura 1.23: Istogramma della concentrazione (µM) (medie 2004-2007 Km³ all'anno, da Cozzi & Giani, 2011) del DIN e dell' RP nell'acqua dolce dei fiumi del Mar Adriatico

Per quanto concerne le concentrazioni medie di nutrienti trasportate, ovvero *DIN* (azoto inorganico disciolto) ed *RP* (fosforo reattivo), relativi a tali fiumi (Cozzi & Giani, 2011) (Fig. 1.23), queste mostrano una situazione trofica molto variabile. Le medie più alte di *DIN* superano i 150 µM e sono state misurate nei fiumi Badasevica (230 µM), Livenza (198 µM), Bragonia (191 µM), Brenta (168.5 µM) e Po (167.9 µM). I rimanenti fiumi sono caratterizzati da concentrazioni inferiori, con medie più basse nel fiume Isonzo (88.7 µM) e Adige (82.7 µM). Per quanto riguarda le concentrazioni di fosforo reattivo, i valori medi maggiori sono da attribuirsi ai fiumi Drnica (3.4 µM), Brenta (2.3 µM), Po (1.9 µM), Dragonia (1.2 µM), Livenza (1.0 µM) e Badasevica (1.0 µM), mentre le concentrazioni più basse sono presenti nel fiume Piave e Tagliamento (0.15 µM).

L'Adriatico settentrionale, grazie alla sua evoluzione geomorfologica, comprende un sistema complesso di lagune, che scambiano giornalmente, attraverso i flussi di marea, importanti quantità d'acqua con il mare. Le tre principali e maggiori lagune sono: da ovest verso est: lagune del Delta del Po, laguna di Venezia, e laguna di Grado-Marano.

- **Le lagune del Delta del Po** (Veneto ed Emilia Romagna) localizzate a sud-ovest dell'Alto Adriatico, ricoprono un'ampia area di acqua salmastra (ca. 400 km² su un'estensione di costa di ca. 25 km) (Simeoni & Corbau, 2007). Il fiume Po, motore portante per la formazione di questo Delta, si suddivide in numerosi rami e trasporta acqua sia all'interno dei vari bacini lagunari sia direttamente verso il mare. Le acque trasportate dal fiume Po influenzano fortemente le caratteristiche chimico-fisiche ed ecologiche di questi ambienti lagunari. Come descritto da Sfriso et al.,(2014) lo Stato Ecologico delle sue acque, determinato attraverso l'indice MaQI, che utilizza le Macrofite come Elemento di Qualità Biologica (Sfriso et al., 2009) risulta molto compromesso in tutti i bacini lagunari. Le cattive condizioni di Stato Ecologico (*Poor-Bad*), rilevate nell'intero Delta, sono causate dai cospicui apporti di nutrienti, inquinanti e particolato sospeso veicolati dal fiume Po (Sfriso et al., 2014).
- **La Laguna di Venezia** (Veneto), situata a nord-ovest dell'Adriatico settentrionale è un ampio bacino d'acqua salmastra con una superficie totale di ca. 549 km² e una profondità media di 1.2 m (Sfriso et al.,2002, 2006). La comunicazione con il mare avviene tramite tre larghe (400-900 m) e profonde (12-15, fino ad oltre 50m) bocche di porto, le quali dividono la laguna in tre bacini idrologici (Sfriso & Facca, 2007). Questa laguna è stata abbondantemente monitorata durante gli anni, sia dalle attività istituzionali (ARPAV e Magistrato alle Acque) sia dal mondo scientifico, per la sua importanza ecologica, economica e sociale. Nel passato, in seguito ai fenomeni di eutrofizzazione degli anni '60-'80, dovuti a grandi concentrazioni di fosforo e azoto di origine antropica e a sconvolgimenti idraulici, lo stato Italiano ha emanato una normativa che imponeva la limitazione degli scarichi di nutrienti (D.P.R. n. 250 del 5 aprile 1989). Quest'azione legislativa ha permesso la diminuzione dei livelli trofici, soprattutto per ammonio e fosforo (Facca et al., 2011). Tale fenomeno ha determinato un visibile miglioramento delle condizioni ecologiche in gran parte della laguna. La laguna di Venezia, infatti, dal punto di vista della vegetazione sommersa, risulta riccamente popolata sia da macroalghe ad alta valenza ecologica che da fanerogame acquatiche (*Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson 1970, *Nanozostera noltii* (Hornemann) , 1832, *Zostera marina* Linnaeus, 1753, *Ruppia Cirrhosa* Petagna Grande, 1918 e *Ruppia maritima* Linnaeus, 1753) (Sfriso & Facca, 2007).
- **Laguna di Grado Marano** (Friuli Venezia Giulia) si trova nella parte centrale del Nord Adriatico e presenta una superficie di 160 km² con un'estensione costiera di 32 km. Numerosi corsi d'acqua alimentano questo bacino lagunare: lo Stella, il Corno, l'Ausa e altri secondari, fra cui lo Zellina e il Cormor. L'afflusso medio di acqua dolce è di circa 78.0 m³ s⁻¹ e 20.5 m³ s⁻¹ nei bacini di Marano e Grado, rispettivamente (Marocco 1995). Come descritto da Falace et al. (2009) le condizioni ecologiche sono molto diversificate, con aree situate vicino ai deflussi fluviali, caratterizzate da basso valore ecologico, mentre a Nord del Ponte di Marano la condizioni ecologiche migliorano con zone colonizzate da Angiosperme acquatiche (*Cymodocea nodosa* e *Zostera marina*).

Per quanto concerne la struttura morfologica delle coste di questa parte dell'Adriatico, si osserva una distinta differenza: bassa e sabbiosa ad occidente , mentre la parte orientale, in

particolare partendo dalla zona costiera di Duino (Friuli Venezia-Giulia) in poi, si ha una costa alta, frangiata e rocciosa, che diminuisce in altezza verso la Croazia (costa rocciosa bassa). La distribuzione granulometrica del sedimento del fondale è fortemente influenzata dalla storia geologica dell'area, dall'idrodinamica locale (trasporto e deposito), dalla profondità, dalla distanza dalla costa e all'influenza di apporti terrigeni costieri di origine fluviale (Frascari et al., 1988 e Vdovic & Juracic 1993).

Come mostrato in Fig. 1.24, il sedimento dell'area costiera a sud-ovest (zona del Delta del Po) secondo la classificazione di Kruit (Nota, 1958) è di natura sabbiosa nei primo 500 metri circa dalla costa, spostandosi verso il largo diventa pelitico-sabbiosa e pelitica.

Nell'area costiera centrale (dalla laguna di Venezia alla laguna di Grado-Marano) la granulometria è prettamente di natura sabbiosa, con alcuni tratti in corrispondenza dei principali fiumi, in cui risulta pelitica. Mentre la parte ad est (da Sistiana fino alla costa Croata) presenta una granulometria di sabbie pelitiche con due zone (all'argo di Duino-Sistiana e del Golfo di Trieste) in cui il sedimento è più fino (pelite).

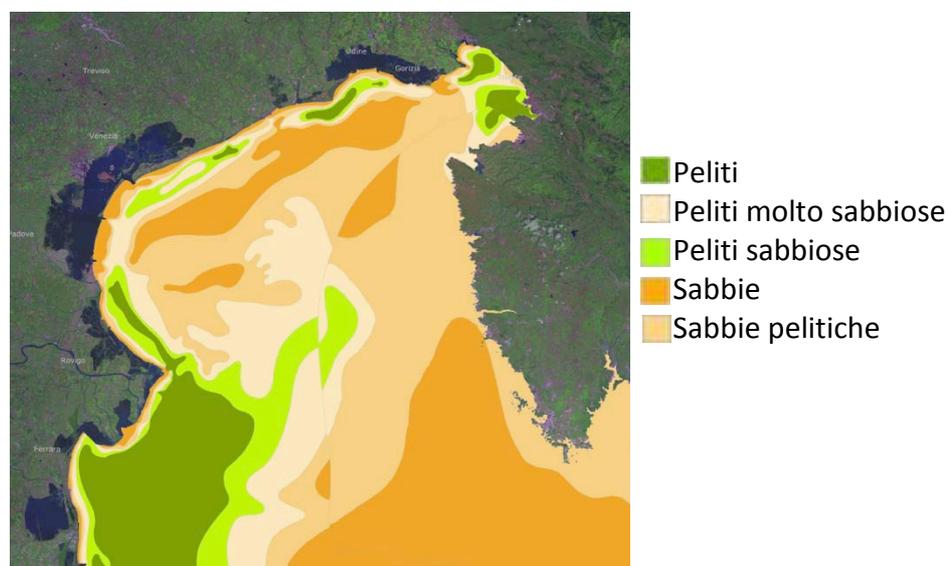


Figura 1.24: mappa delle distribuzioni granulometriche dei sedimenti dell' Adriatico settentrionale, ricavata dal sito Adri.Blu (<http://mapserver.arpa.fvg.it/adriblu/map.phtml>), dell'ARPA VFG.

Il fondale prettamente sabbioso e limoso dell'area marino-costiera veneta è caratterizzato anche dalla presenza di affioramenti rocciosi chiamati *tegnue* (nome che deriva dalla traduzione dialettale di tenere o trattenere). La loro origine sembra infatti avvenuta in tre diversi modi: consolidamento di sabbie in substrati duri, processi innescati dalla reazione tra gas metano e acqua marina e processi dovuti alla sovrapposizione continua delle parti calcaree di organismi marini animali e vegetali. Nel corso degli ultimi 3-4.000 anni queste tre modalità in alcuni casi si sono susseguite più e più volte, in altri sono avvenute in contemporanea e in altri ancora hanno caratterizzato le rocce in modo univoco. Tali affioramenti costituiscono delle vere e proprie oasi dal punto di vista biologico e naturalistico, che favoriscono un notevole aumento della diversità specifica e favoriscono l'insediamento di specie esclusive di substrati rocciosi (gasteropodi, molluschi bivalvi, crostacei poriferi, ascidie e cnidari (AA.VV., 2006).

Materiali e metodi

2.1 AREA DI STUDIO

2.1.1.1 Stazioni di monitoraggio Istituzionali

Il Ministero dell'Ambiente e della tutela del Territorio e del Mare, attraverso le Agenzie regionali per l'Ambiente (APAT) opera un monitoraggio istituzionale mensile in tutti i mari Italiani ai sensi della legge vigente (Normativa di riferimento: Appendice 1). In questo contesto, per ottenere una migliore e più completa valutazione dello studio delle acque del Mar Adriatico sono stati utilizzati ed elaborati statisticamente i dati ottenuti durante i monitoraggi delle Agenzie Regionali del Friuli Venezia-Giulia, Veneto ed Emilia-Romagna (**Fig. 2.1**). In particolare sono stati scaricati liberamente dal sito Si.Di.Mar. (<http://www.sidimar.tutelamare.it/>) dati di monitoraggi delle acque, che si riferiscono a transetti composti di due stazioni, la prima a 500 m (staz.1) e la seconda a 3704 m (staz. 3) dalla costa, eseguiti durante gli anni dal 2002 al 2009. I transetti considerati sono quelli di: Muggia, Miramare, Sistiana, Porto Buso (Friuli-Venezia Giulia), Caorle, Jesolo, Punta Sabbioni, Lido-Pellestrina, Albarella (Veneto) e Porto Garibaldi (Emilia-Romagna). Inoltre grazie alla collaborazione con ARPA Veneto, sono stati elaborati dati di monitoraggi mensili dell'acqua, raccolti durante gli anni dal 1991 al 2012 nei transetti istituzionali Veneti.

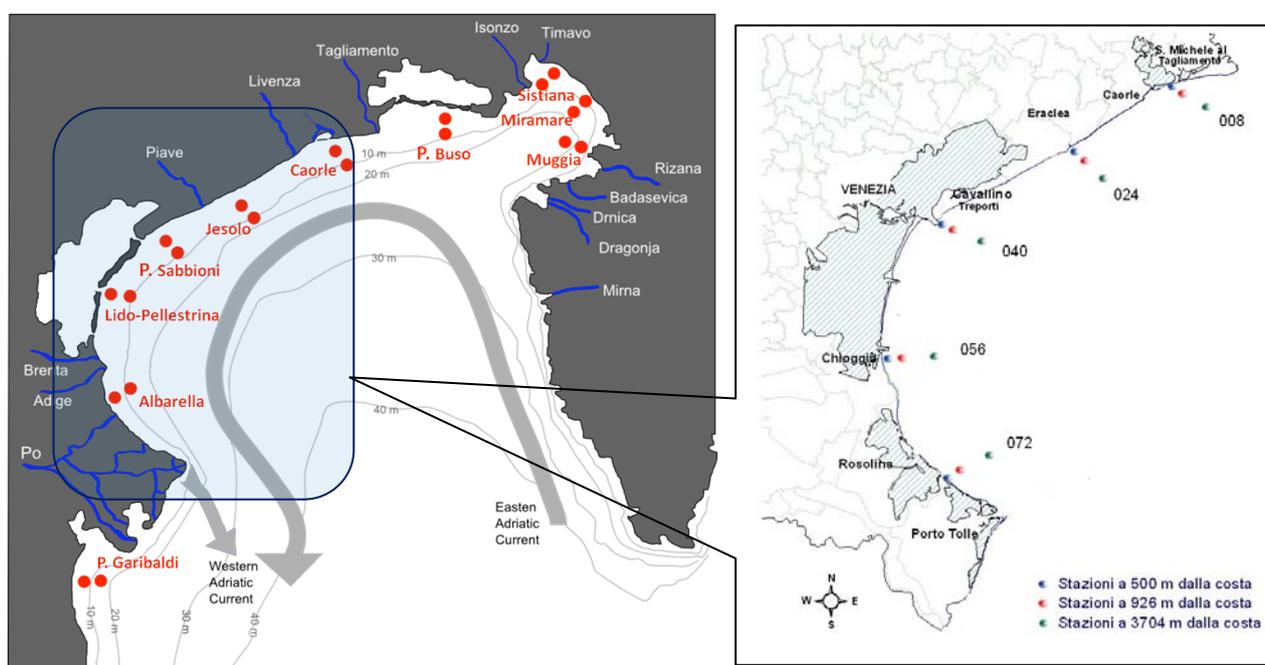


Figura 2.1: Mappa delle stazioni di monitoraggio istituzionale delle Agenzie Regionali per l'Ambiente (Si.Di.Mar. e dettaglio Regione Veneto)

I transetti, composti in questo caso da tre stazioni poste a 500 m (staz. 1), 926 m (staz. 2) e 3704 m (staz. 3) dalla costa, sono: Caorle, Jesolo, Punta Sabbioni, Lido-Pellestrina e Albarella. Tali zone marine istituzionali (SIDIMAR e ARPAV) considerati, situati a diverse coordinate geografiche, come indicato in **Tab. 2.1**, hanno permesso di analizzare un perimetro marino-

costiero di monitoraggio pari a ca. 1000 km². Inoltre, in ogni transetto, le due stazioni, quella sotto costa (500 metri) e quella più al largo (3704,) hanno consentito di osservare i cambiamenti fisico-chimici dell'acqua in relazione alla distanza dalla costa.

Tabella 2.1: Coordinate delle stazioni di monitoraggio istituzionale

Ragione	Stazione	Coordinate geografiche sessagesimali		
		Staz.1: 500 metri	Staz. 2: 926 metri	Staz. 3: 3704 metri
Emilia-Romagna	P Garibaldi	44 39 46 N - 12 15 27 E	/	44 39 47 N - 12 16 01 E
	Albarella	45 05 13 N - 12 20 52 E	45 05 25 N - 12 21 45 E	45 05 24 N - 12 23 34 E
Veneto	Lido-Pellestrina	45 17 29 N - 12 18 53 E	45 14 38 N - 12 18 52 E	45 17 22 N - 12 21 20 E
	P. Sabbioni	45 26 05 N - 12 27 04 E	45 25 95 N - 12 27 48 E	45 25 19 N - 12 29 27 E
	Jesolo	45 31 03 N - 12 41 30 E	45 30 70 N - 12 41 82 E	45 29 19 N - 12 42 42 E
	Caorle	45 36 58 N - 12 56 32 E	45 36 57 N - 12 56 85 E	45 35 18 N - 12 57 39 E
Friuli Venezia-Giulia	P.Busso	45 42 37 N - 13 15 00 E	/	45 41 15 N - 13 15 06 E
	Sistiana	45 46 11 N - 13 35 48 E	/	45 45 18 N - 13 34 33 E
	Miramare	45 42 03 N - 13 42 36 E	/	45 41 30 N - 13 40 36 E
	Muggia	45 36 31 N - 13 43 32 E	/	45 37 24 N - 13 41 48 E

2.1.1.2 Stazione monitoraggio sotto-costa: 2012-2013

Durante il periodo maggio 2012 - maggio 2013 sono state monitorate e studiate con cadenza mensile, quattro stazioni, localizzate sotto-costa nei primi 300 m lungo l'Alto Adriatico. Partendo da ovest le stazioni sono: Lido-Malamocco, Porto Santa Margherita, Sistiana e Punta Salvore (Savudrija - Croazia) (**Fig. 2.2**). Le aree di studio sono state scelte in relazione a conoscenze scientifiche di *background*, alle loro diverse caratteristiche geografiche, ambientali, geomorfologiche e inoltre alla loro variabilità biologica.

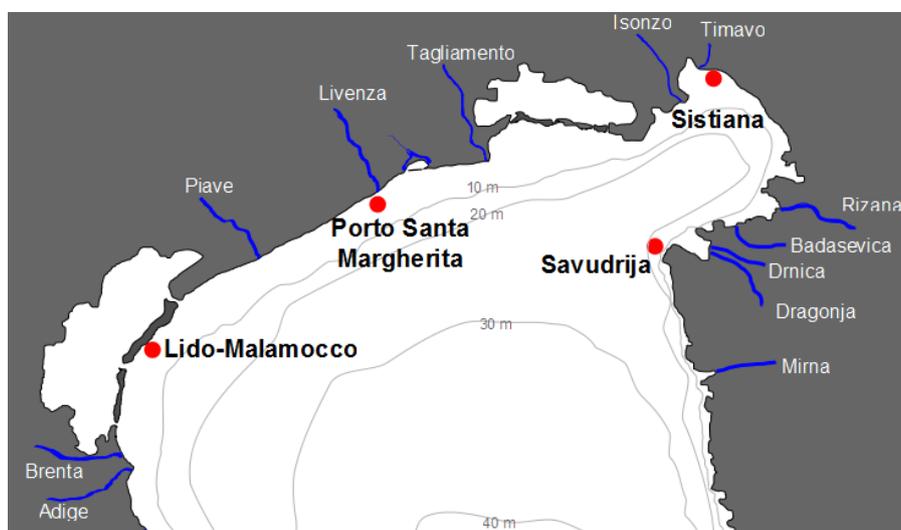


Figura 2.2: Mappa delle stazioni di monitoraggio 2012-2013

2.1.1.2.1 Descrizione delle stazioni.

- **Lido-Malamocco** 45° 22' 14.91" Nord; 12° 20' 13.05" Est (**Fig. 2.3**).

La stazione è localizzata nella regione Veneto, in particolare nella costa del Lido di Venezia in prossimità della spiaggia nella località di Malamocco. Il Lido di Venezia è un'isola sabbiosa sottile lunga circa 12 km, posizionata tra la laguna di Venezia e il Mar Adriatico, limitata dalle bocche di porto di San Nicolò e Malamocco, comprendenti da due dighe artificiali che si estendono oltre la linea di spiaggia per ca. 2500 m (diga a Nord, San Nicolò) e 1000 m (diga a Sud, Malamocco). Lungo il Lido, i sedimenti dei fondali più prossimi alla costa è di tipo prettamente sabbioso. Inoltre, per catturare le sabbie, sotto-costa sono presenti numerose dighe frangi-flutto artificiali disposte in senso sia perpendicolare al litorale (pennelli) che orizzontalmente (Murazzi). I pennelli sono collegati a delle strutture artificiali sommerse parallele e distanti dalla costa circa 300 metri (Soffolte). Queste opere in pietra d'Istria sono state posizionate nella fascia costiera a protezione della spiaggia. Il sito di monitoraggio in esame è posto a circa metà del Lido, in prossimità di due dighe frangiflutti perpendicolari alla costa con lunghezze diverse (150 e 60 metri) distanti tra loro ca. 70 metri. La profondità massima è di circa 3.5 metri, con un'inclinazione del fondale molto lieve. L'orientamento verso sud-est della linea costiera permette una forte influenza dei venti di Scirocco e Bora, che causano moto ondoso rilevante, soprattutto nei periodi invernali (mareggiare) che muovono grandi quantità di sedimento sabbioso.

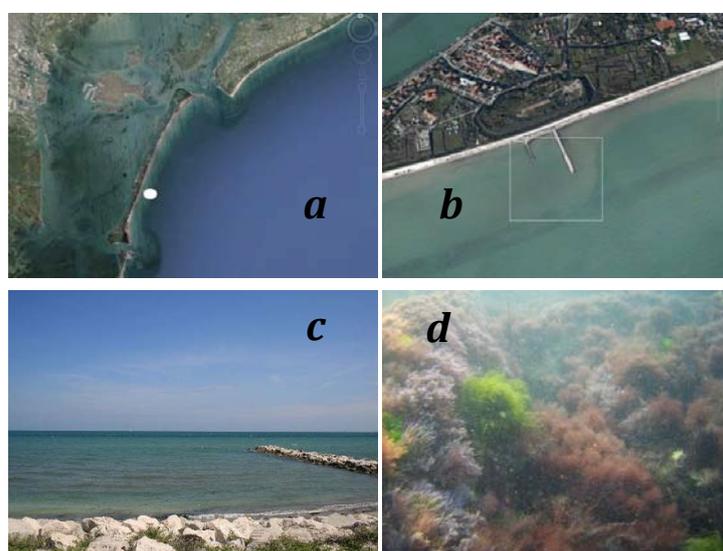


Figura 2.3: mappe (a-b) e foto (c-d) della stazione di Lido-Malamocco

- **Porto Santa Margherira (P.S.M.)** 45° 35' 00.87" Nord; 12° 51' 12.00" Est (**Fig. 2.4**).

La stazione è posta nella costa Veneta nell'area centrale del Nord Adriatico ad una distanza di circa 1 km verso ovest dalla foce del fiume Livenza. La zona costiera, orientata verso sud, è caratterizzata da sedimento sabbioso e dalla presenza, anche in questo caso, di dighe frangi-flutto artificiali perpendicolari alla costa lunghe ca. 30 metri e distanti tra loro ca. 100 metri.

La profondità media della stazione è di circa 2.5 metri, con inclinazione verso il largo molto lieve. Quest'area costiera è molto antropizzata, con la presenza di numerosi insediamenti turistici in prossimità della spiaggia. I venti dominati che soffiano verso la costa sono lo Scirocco e, in direzione obliqua, anche il vento di Bora. Il moto ondoso risulta perpendicolare alla costa, di intensità media, con onde più alte nei periodo invernali. La spiaggia è sottoposta annualmente da attività di ripascimento (apporto di sabbie), per la continua erosione del sedimento della spiaggia, da parte del mare.

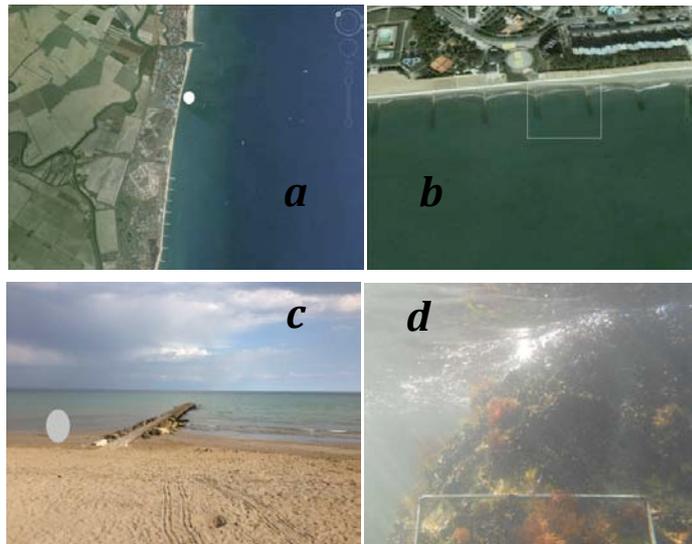


Figura 2.4: mappe (a-b) e foto (c-d) della stazione di Porto Santa Margherita

- **Sistiana** 45° 46' 08.88" Nord; 13° 37' 18.94" Est (**Fig. 2.5**).

La stazione si trova nell'area costiera a nord-est dell'Adriatico settentrionale nella regione Friuli Venezia-Giulia nella parte settentrionale della baia di Sistiana. Ad una distanza di circa 4 e 6 km rispettivamente, lungo la costa verso nord-ovest, sono presenti le foci dei fiumi Timavo e Isonzo. La costa di natura rocciosa è caratterizzata da alte falesie calcaree, le quali scendono verticalmente fino a una profondità di ca. 8 metri.

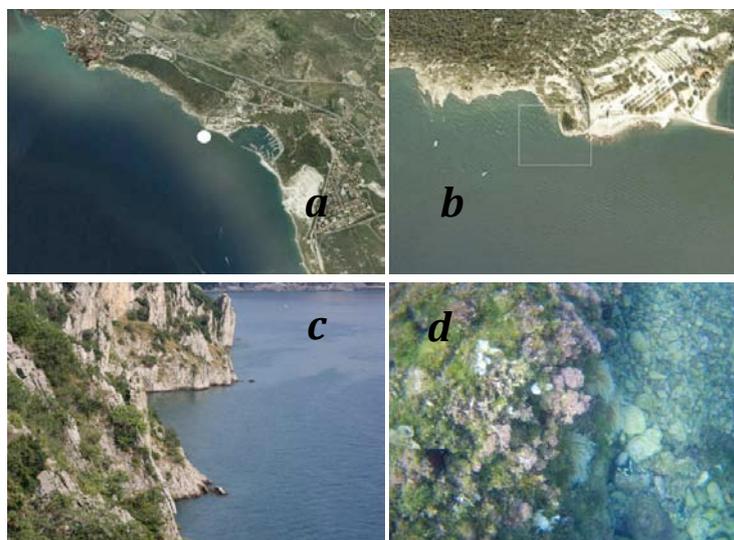


Figura 2.5: mappe (a-b) e foto (c-d) della stazione di Sistiana

La natura carsica di queste falesie e dell'intera zona, giustifica la presenza a varie profondità di falde di acqua dolce e fredda provenienti dal fiume Timavo. Il fondale è roccioso sottocosta ma diventa pelitico-sabbioso verso il largo. Nelle prossimità della stazione sono presenti un piccolo porto turistico e delle cave per l'estrazione della pietra, ora dismesse. Considerando l'orientamento verso sud-ovest, il vento di Bora soffia dall'entroterra verso il mare mentre il vento di Scirocco, che spira dal mare verso l'entroterra, genera il moto ondoso predominante.

- **Savudrija - Punta Salvore** 45° 29' 34.41" Nord; 13° 29' 56,64" Est (**Fig. 2.6**)

La stazione è situata nella costa croata nella parte più a nord dell'Istria, con un orientamento verso ovest. Tale zona è localizzata in una punta rocciosa che si protrae verso il mare. Il moto ondoso presente risulta quindi influenzato fortemente sia dal vento di Bora, che spinge verso sud, sia dal vento di Scirocco che invece soffia verso nord. Le onde, generate da questi due venti, arrivano verso la scosta generalmente con orientamento obliquo. Al largo della costa, come descritto in precedenza, avviene la diramazione della corrente che risale l'Istria, che porta con se le acque risalenti da sud.

La costa, formata da rocce basse di natura calcarea che si spingono fino in profondità, si protrae verso il mare con un'inclinazione moderata (30° circa). La profondità media dell'area di studio è di circa 8 metri ed il fondale si presenta molto eterogeneo, con pianie sabbiose e numerosi piccoli *canyon* rocciosi e rocce affioranti. La morfologia della costa e la natura calcarea delle rocce presenti hanno permesso la formazioni di numerose pozze di marea, che per le particolari condizioni ecologiche, sono popolate da una tipica diversità biologica.

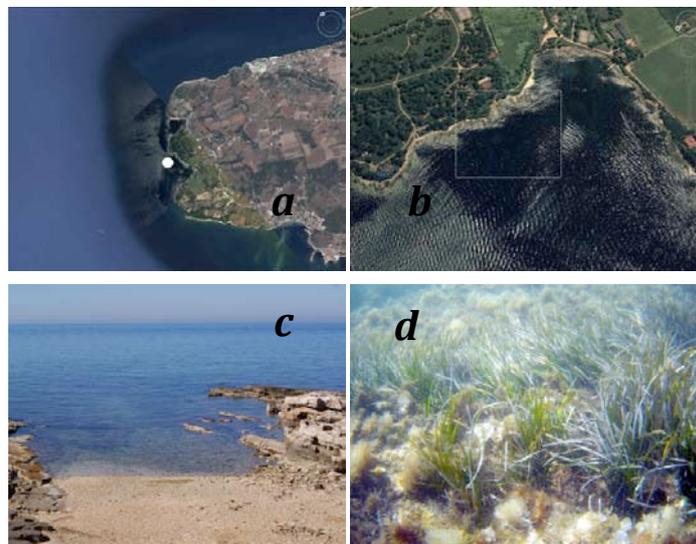


Figura 2.6: mappe (a-b) e foto(c-d) della Stazione di Punta Salvore

2.2 STUDIO COMUNUTA' MACROFITICA

2.2.1 **Campionamento macrofite**

Lo studio delle comunità macrofitiche è stato condotto attraverso campionamenti e monitoraggi mediante immersioni in apnea o auto-respirazione ad aria (ARA). Tutti i rilievi floristici sono stati eseguiti nella fascia marino-costiera (primi 300 metri dalla battigia) nelle diverse aree di studio del Mar Adriatico Settentrionale. In ogni zona sono stati eseguiti i campionamenti e i monitoraggi in un' estensione di costa pari a circa 100 m lineari fino ad una profondità massima di 8 metri, in prossimità di substrati duri (naturali o artificiali) e/o molli, in relazione alle caratteristiche della costa.

Considerando le informazioni delle caratteristiche (locazione, geomorfologia, idrodinamismo, fattori antropici e diversità degli *habitat*) della fascia costiera in esame, ottenute durante i preliminari sopralluoghi, si è ipotizzato che l'area di circa 100 m lineari di costa potesse fornire un numero sufficiente di microambienti

2.2.1.1 *Visual census technique*

Il monitoraggio attraverso la tecnica scientifica del *visual census* è un metodo di campionamento non distruttivo, efficace e di successo per lo studio "preliminare" della biodiversità marina o per le applicazioni di "indici biologici" che non necessitano di una lista tassonomica dettagliata e precisa. Questa tecnica, che prevede una conoscenza dell'area di studio e della comunità biologica in esame, è utilizzata principalmente da operatori esperti. L'invenzione del metodo è da riferirsi a Brock (1954) che per primo definì il protocollo, mutuandolo dai sistemi per osservazioni ornitologiche. In Mediterraneo la prima applicazione è stata eseguita da Harmelin & Harmelin (1975), che lo utilizzarono per valutare gli effetti dovuti all'istituzione dell'Area Marina Protetta di Port Cros (isole di Hyères, Francia). In seguito, negli anni '70 - '80 e '90 la tecnica è stata sempre più utilizzata come metodo di censimento e monitoraggio soprattutto delle Aree Marine Protette.

La *visul census technique* può essere suddivisa in due principali categorie d'indagine: 1) un transetto, in cui viene eseguita un'osservazione lungo un percorso definito; 2) un quadrato dove invece esiste un punto di campionamento in una specifica e ben definita area di riferimento .

In questa ricerca, la tecnica è stata utilizzata inizialmente per una preliminare indagine delle aree di studio e in seguito per l'applicazione dell'indice CARLIT (Ballesteros et al., 2007). Questo indice biologico richiede un'osservazione descrittiva della diversità floristica della fascia del medio e infra-litorale, senza la necessità della raccolta dei campioni, anche da imbarcazione. Per una più approfondita analisi delle comunità floristiche, si è scelto di utilizzare la tecnica del *visul census*, attraverso un'indagine in immersione lungo più transetti con andamento da riva verso il largo. Durante l'immersione, venivano appuntati i dati delle osservazioni in una lavagna subacquea e scattate fotografie rappresentative dell'ambiente sommerso.

2.2.1.2 Raccolta diretta (approccio qualitativo)

Per lo studio della biodiversità macrofitica, caratteristica di ogni area marina, è necessario ottenere una *check-list* completa delle specie presenti. Lo studio tassonomico delle macrofite, incluse anche le piccole specie epifite, impone osservazioni dettagliate della morfologia del tallo e dei tessuti di ogni specie campionata, utilizzando il microscopio ottico e lo stereoscopio.

Per tale ragione è stato eseguito anche un campionamento tramite raccolta diretta dei campioni destinati allo studio tassonomico in laboratorio. L'obiettivo prefissato è stato quello di determinare il maggior numero di specie che compongono le associazioni vegetali delle singole aree marino-costiere. All'interno dell'area di 100 m lineari, percorrendo diversi transetti, con andamento dalla riva verso il lago (tenendo in considerazione i piani bionomici e la morfologia del fondale), sono state osservate e individuate tutte le diverse associazioni macrofite che caratterizzano la zona. Per questo tipo di campionamenti, non sono stati utilizzati quadrati di riferimento (area minima qualitativa e quantitativa), approccio comunque affiancato a tale studio (capitolo successivo), ma la raccolta è stata eseguita indagando, ripetutamente e nelle diverse stagioni, tutta l'area di 100 m lineari di costa in ogni stazione.

La raccolta diretta è stata condotta in apnea o auto-respirazione ad aria (ARA) tramite erborizzazione e grattaggi integrali. Durante il prelievo si è posta attenzione all'integrità della struttura del tallo, in particolare alla presenza della parte basale, o callo o rizoidi, poiché spesso sono determinanti per il riconoscimento dell'alga o della fanerogama. Il materiale raccolto è stato posto all'interno di appositi barattoli da 1 litro, precedentemente riempiti d'acqua, per consentire la discesa in profondità. I barattoli durante l'immersione sono stati tenuti in una apposita rete agganciata al G.A.V o alla cintura dei pesi del subacqueo per una migliore gestione dei movimenti sott'acqua. Il materiale raccolto è stato conservato in acqua di mare e formalina al 4% con 1/3 di biomassa e 2/3 di acqua e stoccato all'interno di camere fredde al buio a 4°C, per il successivo studio in laboratorio.

2.2.1.3 Copertura (approccio quantitativo)

La "copertura" è definita come la porzione di substrato che le singole specie occupano ([Boudouresque, 1971](#)), e può essere espressa come una misura di superficie (m²) ma più comunemente come percentuale di copertura (%). Il limite di questo concetto è che considera la percentuale di substrato occupato dalla proiezione delle specie, ma non evidenzia il loro sviluppo nelle tre dimensioni. Questo problema può essere in parte risolto dal superamento del 100% della copertura totale, come per esempio per la presenza di epifiti ([Boudouresque, 1971; 1974](#)).

Il rilievo viene effettuato all'interno di un popolamento elementare abbastanza esteso definito "Area Minima Qualitativa" (AMQ), così che si possa aumentare la superficie del rilevamento fino a raggiungere l'estensione minima, che consente di avere una serie completa di dati per descrivere validamente le comunità. Nel momento in cui all'aumentare della superficie di

campionamento non si ha più aumento del numero di specie inventariate si potrà definire quella superficie come area minima del popolamento, ossia la minima superficie di substrato in cui si riscontra il numero massimo di specie del popolamento in esame.

Studi condotti sull'AMQ di alcune comunità fitobetoniche hanno evidenziato che la dimensione varia in relazione alle diverse zone costiere e alle comunità presenti (Boudouresque, 1974; Boudouresque & Belsher 1979; Cinelli et al., 1977; Pizzuto et al., 1995; Curiel et al., 2000). In assenza di studi preliminari per le comunità del Mar Mediterraneo, Cormaci et al., (2005) propongono diverse aree di AMQ, in relazione ai piani bionomici e al tipo di comunità floristica (Tab. 2.2)

Tabella 2.2: Dimensione dell'AMQ a seconda della sua collocazione bionomica o di tipo di popolamento (Cormaci et al., 1982; Cormaci et al., 2005)

Collocazione bionomica del rilevamento o tipo di popolamento	Dimensione in cm ²	Cm
Mediolitorale superiore	400	20x20
Mediolitorale inferiore	400	20x20
Frangia infralitorale	1600	40x40
Frangia infralitorale	2500	50x50
Infralitorale inferiore	3600	60x60
Infralitorale di ambienti portuali	1600	40x40
Circalitorale (Popolamenti a <i>Cystoseira</i> spp.)	3600	60x60
Circalitorale (Popolamenti senza <i>Cystoseira</i> spp.)	1600	40x40
Popolamenti ad Angiosperme	3600	60x60
Popolamenti a <i>Caulerpa</i> spp.	3600	60x60

Dalla tabella, si può notare come l'estensione dell'AMQ varia in funzione sia della complessità dei popolamenti che della profondità che ad essa è correlata.

Oltre a considerare l'AMQ è importante valutare anche l'area minima quantitativa (AMq) sufficientemente rappresentativa della superficie scelta. L'AMq rappresenta l'area in cui sono presenti il maggior numero d'individui di una certa specie (densità). E' opportuno sottolineare che, se le due aree (area minima qualitativa AMQ e area minima quantitativa AMq) vengono fatte coincidere sulla stessa superficie, la maggiore delle due condizionerà l'ampiezza del rilievo dell'altra in modo tale che una delle due risulterà sovradimensionata. Tenendo in considerazione la tipica compressione dei piani bionomici dell'Adriatico settentrionale, le caratteristiche delle aree indagate e la profondità di campionamento (massimo 8 metri) si è scelto di far coincidere l'AMQ e AMq ad un superficie pari a 1600 cm², rappresentata da un quadrato in PVC di 40x40 (Fig. 2.7).

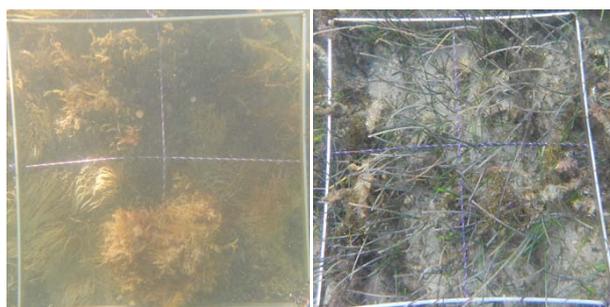


Figura 2.7: foto subacquee campionamento tramite quadrati (40X40)

Questa superficie AMQ rappresenta l'area di campionamento ideale per la frangia dell'infralitorale (**Tab. 2.2**).

Con tale metodologia di campionamento floristico sono stati svolti due rilievi annui in quattro stazioni lungo la costa del Mar Adriatico settentrionale: Salvore, Sistiana, P.S.M. e Lido-Pellestrina. Per ogni stazione sono state eseguite sei repliche (6 quadrati di 1600 cm²).

I campioni raccolti, conservati in barattoli da un litro con acqua di mare e formaldeide al 4%, sono stati portati in laboratorio per la determinazione delle specie e il calcolo della copertura tramite la "risospensione", ovvero, all'interno di un recipiente delle stesse dimensioni del quadrato di campionamento (40x40) riempito di acqua di mare è stata effettuata una risospensione per ogni specie determinata, così da individuare la loro copertura relativa (**Fig. 2.8**). In particolare, per ogni replica (barattolo), dopo un'accurata determinazione e suddivisione delle specie, ogni tallo o rizoma della stessa specie è stato risospeso all'interno del recipiente riempito di acqua di mare e calcolata la sua copertura.

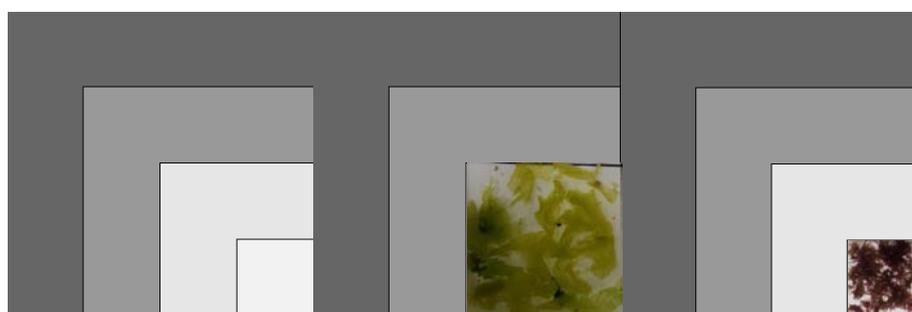


Figura 2.8: Rappresentazione della metodologia della ri-sospensione per misurare la copertura in ogni specie

Per facilitare la valutazione della copertura, nel recipiente sono stati segnati nel fondo le aree di 5 quadrati proporzionalmente più piccoli, fino al quadrato di 16 cm² pari al 1% del totale. Le specie che presentavano una copertura < 1% (16 cm²) sono state considerate con una percentuale pari al 0,5%.

Tabella 2.3: valore della copertura effettiva totale della stazione relativa alla percentuale di copertura macrofitica

0 - 0,2	0 - 20%
0,2 - 0,4	20% - 40%
0,4 - 0,6	40% - 60%
0,6 - 0,8	60% - 80%
0,8 - 1	80% - 100%

Una valutazione successiva sulla copertura totale effettiva della stazione viene eseguita considerando, attraverso la *tecnica del Visual Census*, la copertura totale macrofitica dell'area di studio, espressa attraverso un valore che rappresenta la percentuale di copertura, come indicato in **Tab. 2.3**. Questo fattore, da 0 a 1 verrà moltiplicando per la coperture medie di tutte le macroalghe determinate nei due periodi di campionamento. Questo calcolo permette di considerare non solo la copertura relativa delle specie, che risulta spesso sovradimensionata, ma anche la copertura mostrata dall'intera zona di studio.

2.2.2 Tassonomia e copertura

2.2.2.1 Identificazione morfologica

Il riconoscimento tassonomico delle specie macrofite necessita per la maggior parte degli individui di un'attenta osservazione dei caratteri morfologici (anatomia/citologia), anche a livello cellulare. I caratteri indicativi per il riconoscimento di una specie dipendono dalla tipologia della macrofita in esame. Esistono specie di riconoscimento immediato, grazie all'osservazione dei caratteri morfologici del tallo visibili senza l'utilizzo di microscopi. Per esempio la determinazione delle diverse specie di fanerogame marine, in linea generale può avvenire attraverso l'osservazione dei caratteri, quali la dimensione delle foglie, il numero di nervature poste su di essa e le caratteristiche morfologiche del rizoma. Anche se nelle macroalghe quest'affermazione risulta meno realistica, sono presenti numerose specie in cui un'osservazione macroscopica del tallo consente il riconoscimento a livello di specie. Queste affermazioni risultano comunque spesso inappropriate nella maggior parte delle macroalghe, per cui è necessario un'osservazione dei caratteri microscopici, che richiedono l'utilizzo di uno stereoscopio e di un microscopio ottico, e talvolta anche di uno studio eco-fisiologico. Oltre alla morfologia e colore del tallo, caratteri non sempre utili alla determinazione per la presenza all'interno della specie dimorfotipi e fenotipi differenti, le peculiarità che risultano spesso significative possono essere: ramificazione e dimensione delle braccia del tallo, sezione trasversale di un ramo (dimensione e struttura delle cellule), disposizione e abbondanza del numero di cellule corticali e degli organi riproduttivi (gametofito-sporofito). Un approccio particolare viene adottato per le specie calcaree (ordine Corallinales), le quali presentano una struttura superficiale di carbonato di calcio. In questo caso l'osservazione della citologia interna è chiaramente limitata. Il primo passo necessario per lo studio di queste specie è la decalcificazione, utilizzando acidi che intacchino il carbonato di calcio e lo scompongano nei singoli costituenti, tra cui l'anidride carbonica (Bressan, 1974; Athanasiadis, 1999). Le soluzioni maggiormente impiegate sono: la soluzione di Perenyi (2/3 di acido nitrico al 10%, 1/3 di etanolo al 90% e 1/3 di acido cromico 0,5%), l'acido nitrico al 6-10% o acido acetico al 45% e la soluzione di Tellyesniczky (5 ml di acido cristallizzato con acque distillata) (Bressan & Babbini, 2003). In seguito si opera una disidratazione del materiale attraverso l'etanolo a concentrazioni sempre maggiori e infine la chiarificazione dei campioni per mezzo di agenti diafanizzanti (xilolo). Per sezionare il campione è importante includere il tallo in mezzi come la paraffina per operare la sezione nella parte anatomica scelta. Lo studio tassonomico delle specie campionate e fissate con formalina al 4% è stato condotto attraverso l'utilizzo di un microscopio ottico e uno stereoscopio con relativo software che ha permesso di misurare e fotografare le specie e i caratteri significativi.

2.2.3 Indici applicati

2.2.3.1 CARLIT (*Cartography of littoral rocky-shore communities*)

L'indice CARLIT, proposto da [Ballesteros et al. \(2007\)](#), permette di stimare lo Stato Ecologico (ES) di un dato corpo idrico marino-costiero, grazie allo studio cartografico delle principali comunità macrofittiche del litorale e sopralitorale lungo la costa rocciosa. L'indice non prevede una raccolta diretta dei campioni ma soltanto un'osservazione e successiva annotazione delle comunità che si sviluppano immediatamente al di sopra (mesolitorale superiore) e al di sotto (frangia infralitorale) dello zero biologico (livello medio del mare) ([Pérès & Picard, 1964](#)). Le comunità sono distinte in diversi livelli di sensibilità (SL), in base alle considerazioni ecologiche e sintassonomiche, a cui viene assegnato un punteggio da 20 a 1 ([Ballesteros et al., 1984](#); [Bellan-Santini, 1968](#); [Belsher, 1977](#); [Boudouresque, 1985](#); [Pinedo et al., 2007](#)).

Il valore dell'ES è calcolato in relazione alla lunghezza della costa occupata da ogni comunità macrofittiche a diverso SL. Considerando quindi le coperture delle comunità di macrofite a diversi SL e la loro distribuzione lungo la costa, è possibile calcolare la Qualità Ambientale grazie alla seguente formula:

$$EQ = \frac{\sum (l_i * SL_i)}{\sum l_i}$$

EQ: Qualità ambientale del tratto di costa considerato
 l_i : Lunghezza costiera occupata dalla comunità di categoria i
 SL_i : livello di sensibilità della comunità di categoria i

Dal risultato ottenuto dal calcolo di questa formula, si possono ricavare gli intervalli di qualità ambientale (EQR) da cui si estrapola il giudizio di Stato Ecologico del corpo idrico marino-costiero, secondo la Direttiva 2000/60/CE (**Tab. 2.4**).

Tabella 2.4: Correlazione tra i "Rapporto di Qualità Ambientale" (EQR) e le classi di Stato Ecologico (ES)

EQR	ES
> 0,75-1	ALTO
> 0,60-0,75	BUONO
> 0,40-0,60	MODERATO
> 0,25-0,40	POVERO
0-0,25	CATTIVO

Nel caso di questo studio, l'indice è stato applicato in quattordici stazioni lungo la costa del Mar Adriatico settentrionale (**Fig. 2.9**) con due monitoraggi annuali (2012-2013), durante il periodo primaverile e autunnale.

Considerando la natura sabbiosa della costa ovest dell'Adriatico settentrionale, è stata utilizzata l'integrazione proposta da [Sfriso & Facca \(2011\)](#) e [ICRAM \(2008\)](#), la quale aggiunge alcune comunità floristiche tipiche di ambienti marini con sedimenti esclusivamente sabbiosi e substrati duri artificiali. Questa integrazione, con ulteriori comunità a diversi livelli di sensibilità, permette quindi di valutare lo ES anche nella parte costiera dell'Adriatico settentrionale caratterizzata da substrato sabbioso.

L'indice CARLIT risulta una metodologia veloce e non invasiva per valutare lo Stato Ecologico di un ambiente marino-costiero roccioso (Ballesteros et al., 2007) e sabbioso (Sfriso & Facca, 2011; ICRAM, 2008). Nell'ambito della ricerca in esame questo indice ha permesso quindi di eseguire un monitoraggio per la valutazione dello stato ecologico in un'area molto vasta, coprendo gran parte della costa dell'Adriatico settentrionale (Fig. 2.9)

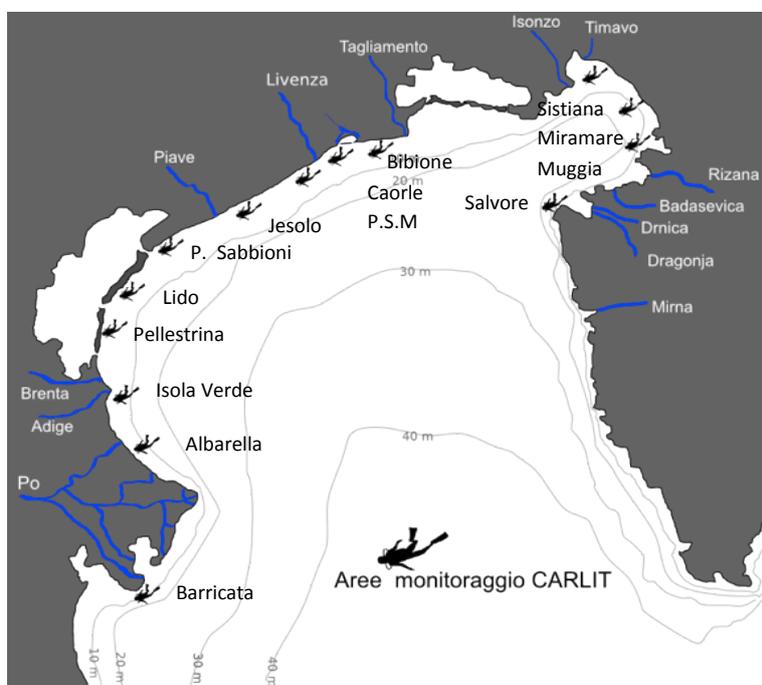


Figura 2.9: Mappa dell'Alto Adriatico con aree di monitoraggio per indice CARLIT

Le aree monitorate per l'applicazione di tale indice partendo da sud-ovest sono: Barricata, Albarella, Isola Verde, Pellestrina, Lido, Punta Sabbioni, Jesolo, Porto Santa Margherita, Caorle, Bibione, Sistiana, Miramare, Muggia e Punta Salvore.

2.2.3.2 EEI (*Ecological Evaluation Index*)

L'indice EEI (*Ecological Evaluation Index*) (Orfanidis et al., 2001, 2003, 2011; Orlando-Bonaca 2008) è basato su misure puntuali (quadrati) di copertura di specie macrofite distinte in Gruppi di Stato Ecologico (ESG). Questi gruppi di classificazione sono basati sulle diverse risposte che le specie macrofite attuano in condizioni di disturbi ambientali: le specie considerate sensibili (strategia-K), con bassa crescita e lungo ciclo di vita (ESG I) e le specie opportuniste e tionitrofile (strategia-r) con crescita abbondante, corto ciclo vitale e tolleranze ad alte concentrazioni di nutrienti (ESG II) (Mac Artur & Wilson, 1967). Come mostrato Fig. 2.10 (Orfanidis et al., 2011) la classificazione di Stato Ecologico è dipendente dalle pressioni che incidono nell'ambiente, ovvero incremento dei nutrienti e alla torbidità dell'acqua, le quali portano alla colonizzazione di differenti comunità macrofite appartenenti a diversi ESG.

In particolare, in condizioni di ES *Alto e Buono* le specie macrofittiche dominanti sono quelle a lenta crescita e sensibili alle variazioni ambientali (ESG I), mentre in condizioni di ES *Moderato* è presente una co-dominanza tra specie sensibili e specie opportunist.

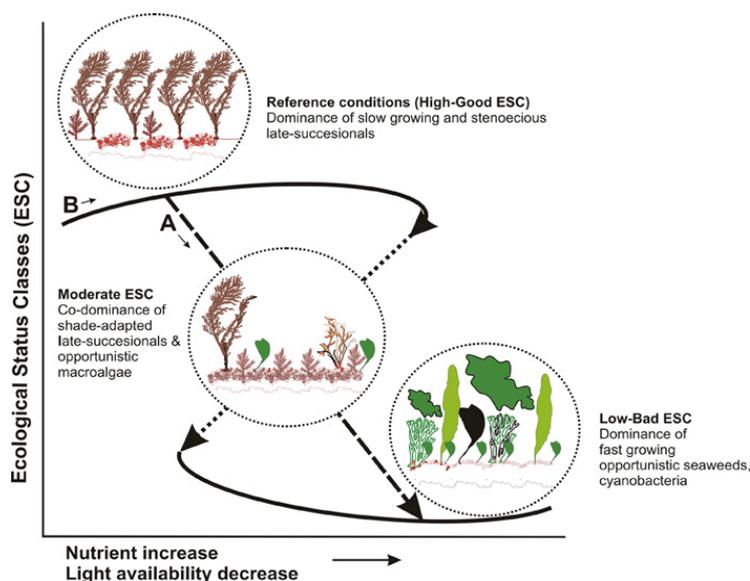


Figura 2.10: relazione tra stato ecologico e aumento dei nutrienti e della torbidità (Orfanidis et al., 2011)

Infine, dove lo ES è *Povero* o *Cattivo* le uniche specie vegetali che colonizzano questo ambiente sono quelle opportuniste e tionitrofile, a veloce crescita e i cianobatteri. Come descritto da Orfanidis et al (2011), questi due ESG vengono a loro volta suddivisi in sottogruppi, in relazione alle loro principali caratteristiche morfo-funzionali (Tab. 2.5):

Tabella 2.5: caratteristiche morfo-funzionali dei principali sottogruppi di Stato Ecologico

Caratteristiche	ESG IA	ESG IB	ESG IC	ESG IIA	ESG IIB
Morfologia del tallo	Laminare	Cespuglioso	Eretti calcarei, Crostosi calcarei e non calcarei	Carnoso	Filamentose e fogliosi
Crescita	Bassa	Bassa	Bassa	Veloce	Veloce
Adattamento alla luce	Adattamento al sole	Adattamento al sole	Adattamento all'ombra	Adattamento al sole	Adattamento al sole
Plasticità fenotipica	no	si	si	si	si
Longevità del tallo	Perenne	Base del tallo perenne	Annuale	Annuale	Annuale
Successione	Sensibili	Sensibili	Sensibili	Opportuniste	Opportuniste

In relazione alle descrizioni sopra riportate (Tab. 2.5), ogni *Taxon* di macrofite viene classificato nei diversi ESG, come indicato da Orfanidis et al. (2011).

Per l'applicazione di questo indice è indispensabile operare un prelievo all'interno di un quadrato di riferimento per stimare la copertura di ogni *Taxon* determinato per ogni replica. Ottenuta la classificazione tassonomica di tutte le specie campionate e valutata la loro copertura, tramite la tecnica della sospensione, è possibile ricavare matematicamente l'informazione di Stato Ecologico dell'ambiente marino-costiero analizzato. Per il calcolo dello ES, vengono stimate inizialmente le medie delle coperture per ogni ESG (ESG I e ESG II) nel seguente modo:

$$\text{ESG I (copertura \%)} = [(IA * 1) + (IB * 0,8) + (IC * 0,6)]$$

$$\text{ESG II (copertura \%)} = [IIA * 0,8) + (IIB * 1)$$

In seguito, ottenute le coperture medie per ESG I e ESG II viene applicata una funzione continua a modello iperbolico (**Fig. 2.11**):

$$p(x,y) = a + b*(x/100) + c*(x/100)^2 + d*(y/100) + e*(y/100)^2 + f*(x/100) *(y/100)$$

$$f(x,y) = \min\{1, p(x,y)\}$$

$$ESI(x,y) = 2 + 8*\min\{1, p(x,y)\}$$

In cui:

$$a = 0.4680 \quad b = 1.2088 \quad c = -0.3583$$

$$d = -1.1289 \quad e = 0.5129 \quad f = -0.1869$$

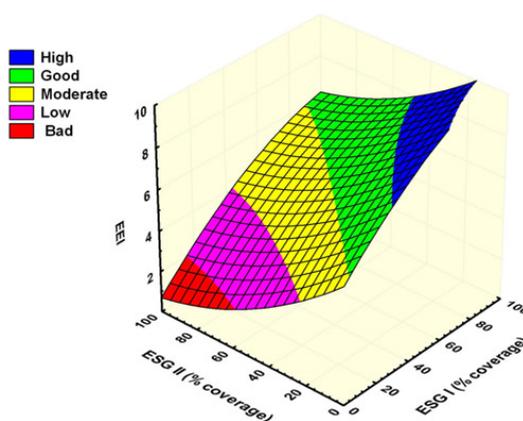


Figura 2.11:Modello iperbolico EEI-c

Dal valore ottenuto è possibile ricavare, a questo punto, la classificazione di Stato Ecologico considerando la relazione matematica tra il valore limite del EEI-c connesso al valore limite del EEI-c EQR (**Tab. 2.6**).

Tabella 2.6: Classificazione di Stato Ecologico tramite il valore limite del EEI-c e valore limite EEI-c EQR.

Classificazione di Stato Ecologico	Valore limite EEI-c	Valore Limite EEI-c EQR
<i>Alto</i>	9.72±0.46 SD	0.97±0.06 SD
<i>Buono-Alto</i>	8.09±0.74 SD	0.76±0.09 SD
<i>Buono-Moderato</i>	5.84±0.70 SD	0.48±0.09 SD
<i>Moderato-Basso</i>	4.04±0.68 SD	0.25±0.08 SD
<i>Cattivo</i>	2.34±0.78 SD	0.04±0.1 SD

Nell'ambito del presente lavoro, tale indice è stato applicato nelle quattro stazioni di monitoraggio annuale (Salvore, Sistiana, P.S.M e Lido-Malamocco) nei due periodi, durante la stagione primaverile e autunnale. Per il campionamento è stato utilizzato un quadrato di 1600 cm² posizionato *random* e operando sei repliche per stazione all'interno dell'area di riferimento di 100 m² lineari.

2.3 STUDIO DEI PARAMETRI AMBIENTALI

2.3.1 Monitoraggio dei parametri ambientali nell'acqua e nel sedimento

Il monitoraggio dei parametri ambientali nell'acqua e nel sedimento è stato eseguito mensilmente nelle quattro stazioni (Lido-Malamocco, Porto Santa Margherita, Sistiana e Punta Salvore) durante il periodo tra maggio 2012 e maggio 2013 (12 campionamenti annuali).

I campionamenti dei parametri fisico-chimici dell'acqua di mare sono stati eseguiti dalla costa, senza l'utilizzo di imbarcazione, all'interno dell'area di campionamento delle macrofite (area di 100 m lineari) ad una profondità di 50 cm (acque superficiali). Tramite strumentazione scientifica opportuna sono stati determinati la temperatura, il pH (pH-metro portatile PH25+ CRISON), e la concentrazione dell'ossigeno disciolto (D.O.) in mg/l (ossimetro OXI45+ CRISON). La concentrazione di D.O. presente nell'acqua di mare dipende da fattori fisico-chimici che determinano la solubilità del gas e dalle attività biologiche (fotosintesi e respirazione). Per determinare il D.O. %, espresso come percentuale del valore di saturazione, è stata applicata una formula matematica proposta da Weiss (1970) che include, oltre alla concentrazione di D.O. in mg/l, il valore di temperatura e salinità dell'acqua marina in esame:

$$[O_2] \% \text{ sat} = 100 * DO/C_o^a;$$

$$\text{dove } \ln C_o^a = a_0 + a_1/T + a_2/T^2 + a_3T^3 + a_4/T^4 - S * (b_0 + b_1/T + b_2/T^2)$$

Nella Formula C_o^a corrisponde alla concentrazione di D.O. teorica C_o^a e C_o^a riportata per unità di massa o volume.

Inoltre, alle profondità di 50 cm, tramite bottiglia di *Niskin* da 3 litri, sono stati raccolti campioni d'acqua, successivamente suddivisi in aliquote per le analisi bio-chimiche. Un'aliquota di 50 ml di acqua di mare *tal quale* è stata conservata per la determinazione della salinità mentre un'altra aliquota da un litro è stata filtrata con filtri in fibra di vetro *Wharman GF/F* (porosità ca. 0.7 μm) per la determinazione dei nutrienti nell'acqua filtrata (fosforo, ammonio, nitrati, nitriti e silicati) e delle concentrazioni di clorofilla-*a* e feopigmenti. Per la filtrazione sono state utilizzate siringhe sterili da 50 ml e dei porta filtri (Swinnex ® Filter Holders) appositi. I campioni d'acqua filtrati sono stati conservati in bottiglie scure da 250 ml e i filtri per la clorofilla-*a* posizionati in *falcon* da 10 ml sono stati congelati a -20° C, per evitare l'alterazione di tipo biologico.

Sono state ulteriormente filtrate altre due aliquote d'acqua di mare da 1 litro ciascuna (due repliche) su filtri di acetato di cellulosa (precedentemente seccati in stufa e pesati) per la determinazione della quantità di particolato sospeso nella colonna d'acqua (Strickland & Parsons, 1972). La quantità di particolato sospeso espresso in mg/l permette di avere informazioni sulla torbidità dell'acqua di mare delle diverse stazioni.

Infine, nel periodo primaverile e autunnale (due campionamenti annuali) sono stati raccolti campioni di sedimento dello strato superficiale (5 cm) tramite *box corer* di 400 cm² adeguato

al campionamento subacqueo (apnea o auto-respirazione ARA) per la determinazione della granulometria e la concentrazione di carbonio, fosforo e azoto. I prelievi sono stati eseguiti all'interno dell'area di campionamento ad un intervallo di profondità di 3-6 metri, in funzione della morfologia della costa in esame. Sia per la granulometria che per la concentrazione di nutrienti e del carbonio sono stati raccolte 3 repliche di sedimento ciascuna e mescolate insieme per l'omogeneizzazione. I campioni ottenuti sono stati inseriti in contenitori da 200 ml in pvc e congelati a -20°C , per evitare alterazioni bio-chimiche.

2.3.2 Analisi in laboratorio

2.3.2.1 Analisi parametri acqua di mare

2.3.2.1.1 Determinazione del Fosforo Reattivo

Gli ortofosfati in mare possono essere presenti in soluzione in diverse frazioni di ioni PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , $\text{H}_2\text{PO}_4^{-}$, a seconda del valore di pH, di salinità e temperatura.

Il metodo per la determinazione del fosforo reattivo in acqua di mare introdotto da [Murphy & Riley, \(1962\)](#) utilizza l'eptamolibdato d'ammonio che estrae, oltre agli altri ioni inorganici, anche una frazione di ortofosfati organici. Per questa ragione si è proposto di indicare cumulativamente le varie specie del fosfato determinato con questo metodo come fosfato reattivo ([Strickland & Parsons, 1972](#)). Quindi quando si esprime una concentrazione di fosforo reattivo ci si riferisce alla concentrazione del solo elemento fosforo.

La metodologia si basa sulla reazione dell'ortofosfato con ammonio molibdato in ambiente acido (acido solforico), la formazione di un complesso fosfomolibdico di colore giallo e la successiva riduzione con acido ascorbico ad un complesso di colore blu. La reazione è catalizzata dallo ione antimonile (SbO^+).

Reagenti

- a) 3 g di ammonio eptamolibdato in 100 ml di acqua bidistillata;
- b) 14 ml di acido solforico (H_2SO_4) + 90 di acqua bidistillata;
- c) 5,4 g di acido ascorbico L(+) in 100 ml di acqua bidistillata;
- d) 0,136 g di potassio antimonile tartarato in 100 ml di acqua bidistillata.

I reagenti vengono mescolati prima dell'analisi nell'ordine riportato e nei seguenti rapporti 1: 2,5: 1: 0,5, per la formazione di un reagente misto che verrà aggiunto ai campioni in proporzione del 10%. La reazione colorimetrica si sviluppa in 10 minuti ed è stabile per diverse ore.

Infine, la concentrazione viene determinata per via colorimetrica tramite spettrofotometro, in cui l'assorbanza viene misurata alla lunghezza di 885 nm.

2.3.2.1.2 Determinazione dello ione Ammonio

La determinazione si basa su una serie di reazioni, catalizzate foto-chimicamente, che portano alla formazione del blu di indofenolo. La prima applicazione analitica della formazione di indofenolo, a partire da fenolo e ipoclorito, risale a [Berthelot \(1859\)](#) modificato successivamente da [Solorzano \(1969\)](#).

Questa metodologia consiste nella formazione in ambiente alcalino (soda) del blu indofenolo per la reazione tra ammoniaca, ipoclorito e fenolo in presenza di sodio nitroprussiato che agisce da catalizzatore. L'aggiunta di citrato trisodico impedisce la precipitazione di idrossido di magnesio dell'acqua di mare che, in condizione alcaline, interferisce con la misura dell'assorbanza a 640 nm.

Reagenti:

- 10 g di fenolo in 100ml di etanolo al 95%;
- 0,5 g di sodio nitroprussiato ($\text{Na}[\text{Fe}(\text{CN})_5\text{NO}] \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) in 100 ml di acqua bi distillata;
- 40 g di citrato trisodico + 2 g di idrossido di sodio (NaOH) in 200 ml di acqua bi distillata;
- Soluzione di ipoclorito di sodio con titolo almeno 1,5 N;
- Reagente misto composto dai reagenti c e d miscelati precedentemente nel rapporto 4:1.

A 10 ml di campione si aggiungono 0.4 ml della soluzione di fenolo e si agita. Successivamente si aggiunge poi 0.4 ml di soluzione di sodio nitroprussiato a si agita nuovamente, Infine si aggiungono 1 ml di reagente misto, composto da ipoclorito di sodio e citrato trisodico + 2 g di idrossido di sodio.

La reazione colorimetrica ha una durata che dipende dalla temperatura e della concentrazione. Pertanto la lettura spettrofotometrica viene fatta dopo almeno 3 ore di reazione, in cui, per evitare interferenze di tipo fotochimico ([Gravitz & Gleye, 1795](#)) il campione viene tenuto in assenza di luce. La lettura dell'assorbanza viene effettuata a 640 nm.

2.3.2.1.3 Determinazione dei Nitriti

I nitriti vengono determinati tramite la formazione del sale di diazonio per la reazione fra nitrito e sulfanilammide (SULF) in ambiente acido con HCl. Il sale formatosi reagisce con N-(1-naftil) etildiammina (NED), formando un azoto-composto dell'intenso colore rosa ([Benschneider & Robinson, 1952](#))

Reagenti

- Sulfanilammide: 10 ml di HCl vengono portati a 60 ml con acqua bidistillata, quindi 1 g del sale viene sciolto nella soluzione e portata a 100 ml.
- (1-naftil) etil-diammina-dicloroidrato: 0,1 g di sale vengono disciolti in 100 ml di acqua bidistillata.

A 10 ml di campione si aggiungono 0,3 ml di soluzione SULF e dopo agitazione di aggiungono 0,3 ml di soluzione NED con successiva agitazione. La reazione avviene in 10 minuti e la lettura di assorbanza viene eseguita a 543 nm.

2.3.2.1.4 Determinazione dei Nitrati

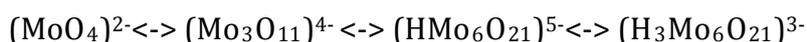
La determinazione dei nitrati richiede un passaggio del campione d'acqua attraverso una colonna riempita con limature di cadmio (frazione 0,5-2,0 mm), ricoperta di rame metallico (Wood et al., 1967), che consente la riduzione del nitrato a nitrito.

La limatura di cadmio viene trattata con una soluzione di solfato di rame (CuSO_4) al 5%. La reazione che si genera è un ossido-riduzione in cui il Cu^{2+} si riduce a rame metallico che si deposita sulla limatura di cadmio e funge da catalizzatore per la reazione di riduzione. Per evitare la precipitazione dello ione cadmio si opera in presenza di cloruro di ammonio (NH_4Cl). La reazione viene catalizzata dagli ioni rameici. I nitriti così formati vengono determinati come diazocomposto con la stessa metodologia descritta per i Nitriti. L'analisi fotometrica consente quindi di determinare la concentrazione della somma dei nitriti e nitrati; sottraendo l'assorbanza dei nitrati precedentemente determinati si ottiene l'assorbanza dei nitriti. Moltiplicando l'assorbanza per il fattore della colonna si determina la concentrazione finale dei nitrati.

2.3.2.1.5 Determinazione dei Silicati

La determinazione della concentrazione di silicati avviene tramite la formazione di un poliacidosilicomolibdico, che viene successivamente ridotto a blu di molibdeno.

Lo ione molibdato in ambiente acquoso dà luogo alla formazione di numerosi poliacidi polisomerici. Il pH risulta una variabile essenziale nel determinare il tipo di polimero molibdico presente in maggiore quantità (Garrett & Walker, 1964), infatti con il diminuire del pH in ambiente acquoso le forme più abbondanti seguono una sequenza del tipo:



La formazione di poliacidi con molibdato è caratterizzata inoltre da altri ioni, come fosfato e arsenico, per eliminare queste interferenze viene aggiunto acido ossalico (Strickland & Parsons, 1972).

Reagenti

- a) Acido tartarico: viene sciolto 0.1 g di acido tartarico in 100 ml acqua bidistillata
- b) Eptmolibdato d'ammonio. Vengono sciolti 4 g di molibdato in 80 ml di acqua bidistillata, e poi portati a 100 ml.

La lettura allo spettrofotometro per ottenere il dato di assorbanza viene eseguita alla lunghezza d'onda di 820 nm.

2.3.2.1.6 Determinazione della Clorofilla-*a* e dei Feo-pigmenti

La clorofilla-*a* è un pigmento fotosintetico presente nei cloroplasti delle cellule vegetali che viene generalmente utilizzato per stimare la concentrazione di fitoplancton negli ambienti marino-costieri. Mentre i feopigmenti sono la forma degradata, fotosinteticamente inattiva, della clorofilla-*a*, presenti nelle cellule senescenti e/o morte.

La determinazione della concentrazione avviene tramite filtrazione con filtri in fibra di vetro Whatman GF/F (porosità ca. 0.7 µm). I filtri vengono poi inseriti in una provetta con 10 ml di acetone al 90% (Lorenzen, 1967). La clorofilla è estratta per rottura delle pareti cellulari in un bagno ad ultrasuoni per circa mezz'ora e poste al buio per una notte per completare l'estrazione. Il giorno successivo i filtri vengono strizzati e rimossi dalla provette e il sovranatante viene centrifugate a 3500 rpm per 12 minuti, per separare le cellule rotte ed eventuali sedimenti e residui di filtro presenti. Una volta terminata questa operazione il contenuto di ogni provetta viene trasferito con cura in un'altra provetta per eliminare i residui che si trovano nel fondo.

La concentrazione viene determinata per via colorimetrica tramite spettrofotometro in cui, in una prima fase, l'assorbanza viene misurata alla lunghezza di 750 nm per ricavare il dato della torbidità dovuta ad eventuali residui sospesi, successivamente questo dato viene sottratto alla successiva lettura a 650 nm per l'assorbanza della clorofilla-*a*. Per la lettura dei feopigmenti vengono aggiunte ai campioni 2-3 gocce di H-Cl all' 1% per la degradazione completa della clorofilla-*a* ed eseguita lettura allo spettrofotometro a 665 nm. Il valore di torbidità deve essere sottratto anche da questa misura. Quindi attraverso le formule di Lorenzen (1967) si risale alle concentrazioni della clorofilla-*a* e dei feopigmenti.

2.3.2.1.7 Determinazione della Salinità

La salinità è una misura del contenuto di sali disciolti nell'acqua di mare. Assieme alla temperatura è un parametro di importanza fondamentale per l'identificazione della massa d'acqua campionata e per calcolare la densità (mediante un'equazione di stato) ed altre grandezze derivate.

Considerando che nell'acqua di mare, lontano da interferenze con l'acqua dolce, la composizione relativa dei sali (Na⁺, K⁺, Cl⁻...) risulta costante, la salinità viene ricavata dalla clorinità, mediante la formula:

$$\text{Salinità} = \text{Cl} \cdot 1,805 + 0,03$$

Il metodo per la determinazione della salinità, avviene tramite una semplice analisi chimica (titolazione). (Forch et al., 1902; Wooster et al., 1969). Tale analisi consiste nel titolare un volume noto di acqua di mare con una soluzione a titolo noto di nitrato d'argento. Per evidenziare la reazione titolata viene aggiunto in piccole quantità il cromato di potassio

(K_2CrO_4). Il calcolo per ricavare il fattore di correzione si ottiene tramite la titolazione con l'acqua di Copenaghen a titolo noto.

2.3.2.1.8 Determinazione della quantità di particolato sospeso

La quantità di particolato sospeso nella colonna d'acqua permette di ottenere informazioni oggettive sulla torbidità dell'acqua. Per determinare la quantità, espressa in peso (mg/l), vengono utilizzati dei filtri in acetato di cellulosa, precedentemente seccati in stufa a 50-60 °C per due ore, e successivamente pesati con bilancia analitica (Strickland & Parsons, 1972). Come descritto nel precedente capitolo durante il monitoraggio in campo viene filtrato un litro d'acqua di mare con i filtri seccati e pesati, precedentemente. In laboratorio i filtri vengono nuovamente seccati in stufa a 60 °C per due ore e ripesati nella bilancia analitica. La differenza di peso (mg) tra la pesata a secco prima della filtrazione e dopo filtrazione indica la quantità di particolato (materiale organico e inorganico) presente in un dato volume di acqua marina. Questa misura consente di avere una stima del particolato presente nelle acque marine superficiali, che condizionano la penetrazione in profondità della luce lungo la colonna d'acqua (limpидità).

2.3.2.2 Analisi dei parametri sedimento

2.3.2.2.1 Granulometria

Per la determinazione delle caratteristiche granulometriche dei sedimenti marini è stata utilizzata la metodologia che prevede la separazione ad umido con un setaccio da 63 μm (Sfriso et al., 2005). Il sedimento rimasto nel setaccio è stato essiccato in stufa a 110°C e pesato con una bilancia tecnica. Questa frazione rappresenta la frazione grossolana mentre quella < 63 μm (pelite = clay + silt) ci dà la frazione fine che è riportata percentualmente al totale.

In accordo con Shepard (1954) la suddivisione delle classi granulometriche è visualizzata in **Tab. 2.7**:

Tabella 2.7: Schema delle classi granulometriche in accordo con Shepard (1954).

Ghiaia	> 2 mm
Sabbia	2 mm x >0.063 mm
Pelite	< 0.063 mm

2.3.2.2.2 Determinazione di carbonio, azoto e fosforo

Lo studio delle concentrazioni di carbonio organico e inorganico (C), del fosforo organico e inorganico (P) e dell'azoto (N) nei sedimenti è fondamentale per l'analisi dei rapporti tra il substrato e la colonna d'acqua nei cicli bio-geochimici degli ambienti marino-costieri. Azoto e fosforo sono importanti nutrienti per le macrofite mentre il carbonio, distinto in componente organica ed inorganica, permette principalmente di ottenere informazioni sulla concentrazione di carbonati e sulla degradazione della materia organica nell'ambiente marino.

I campioni congelati, vengono liofilizzati per eliminare l'acqua presente e successivamente vengono macinati utilizzando una mulino (FRITSCH Rotor Speed Mill-pulverisette 14). La concentrazione del carbonio e dell'azoto è stata ottenuta tramite analizzatore elementare (Vario Micro Cube, CHNS, *Elementar* della Fisher). Lo strumento, che utilizza un flusso continuo di elio e un flusso istantaneo di ossigeno per la reazione di combustione, permette di ottenere l'area del il picco di concentrazione di C e N facendo passare il campione tramite una colonna di combustione a 1200 ° C (reazione di combustione) e una colonna di riduzione a 800 ° C (reazione di riduzione) (**Fig. 2.12**).

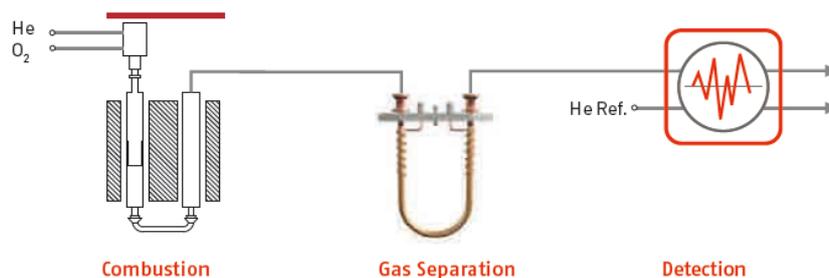


Figura 2.12: schema analitico ottenuto dal manuale Vario Micro Tube

Nella fase finale è presente una colonna (trappola) che divide i gas ottenuti dalle precedenti reazioni e un analizzatore che rileva l'area dei picchi dei vari componenti elementari. Una quantità di sedimento di ca. 5 mg viene pesata con una bilancia analitica su una capsula di alluminio di 0.5 cm². A questo vengono aggiunti 5 mg di tungsteno (per la protezione dello strumento). Lo standard scelto, in relazione al *background* del substrato in esame, è stata la Sulfanilamide (N: 16,25%; C: 41,81%; S: 18,62%; H: 4,65%). Date le basse concentrazioni dei nostri campioni, soprattutto per quanto riguarda l'azoto l'area dei picchi è stata determinata manualmente.

Per l'analisi della concentrazione di fosforo organico e inorganico nel sedimento è stato utilizzata la metodologia proposta da [Aspila et al. \(1976\)](#) che permette di estrarre il fosforo dalla componente solida del sedimento in una matrice acquosa. I campioni congelati, vengono prima di tutto liofizzati e in seguito polverizzati tramite FRITSCH Rotor Speed Mill Pulverisette 14). Successivamente vengono pesati 0,3 - 0,4 g di sedimento tramite una bilancia analitica. Per l'analisi del fosforo inorganico, il campione pesato viene inserito in bottiglie di polietilene, vengono aggiunti 50 ml di acido cloridrico 1N e infine, per ottenere l'estrazione il sedimento viene sonicato per 30 minuti. Per lasciar sedimentare sul fondo tutta la parte solida e separarla dalla parte acquosa limpida il campione viene lasciato riposare per almeno un'ora. Quindi si prelevano 0.5 ml il sovranatante con una siringa da gascromatografia portandoli a 10 ml e si determina la concentrazione col metodo di [Strickland & Parsons \(1972\)](#). Infine si calcola la concentrazione tenendo conto della quantità di sedimento pesata. La concentrazione del fosforo organico viene ottenuta per differenza, Le analisi vengono fatte in doppio e ripetute in giorni diversi accettando i valori solo quando la loro differenza è minore del 5%, altrimenti vengono rifatte fino ad ottenere la precisione desiderata.

2.3.3 Metodologie di campionamento e analitiche monitoraggio istituzionale marino-costiere

Com'è noto, lo Stato Italiano, attraverso la direzione del Ministero dell'Ambiente e della tutela del Mare svolge ai sensi di legge (**Appendice 1**) un'attività sistematica di monitoraggio delle acque marino-costiere italiane, attraverso le Agenzie Regionali per l'Ambiente. Tali programmi di controllo sono predisposti per ottenere le conoscenze di base sugli ecosistemi marini, in particolare per verificare lo stato di qualità ecologica di questi ambienti. I monitoraggi vengono svolti da imbarcazioni appositamente strutturate e grazie alla collaborazioni di tecnici esperti.

I dati ricavati per questa ricerca sono relativi allo strato superficiale della colonna d'acqua (primi 50 cm). Sono stati considerati i parametri di temperatura, salinità, ossigeno disciolto in %, pH, limpidezza dell'acqua, concentrazione dei nutrienti (ammonio, nitriti nitrati, fosforo e silicati) e la concentrazione di clorofilla.

Per la rilevazione di parametri di temperatura, salinità, pH e ossigeno, le Agenzie Regionali per l'Ambiente, utilizzano una sonda multiparametrica, precedentemente calibrata per ogni sensore di analisi ([ICRAM, 2008](#)).

La trasparenza dell'acqua viene stimata tramite il Disco Secchi; un disco di 30 cm di diametro e 0.5 di spessore ([Preisendorfer, 1986](#)) generalmente fatto in pvc, di color bianco-latte. Al centro viene fissato una cima di una sagola metrata e dalla parte opposta viene posizionata una zavorra per favorire la discesa lungo la colonna d'acqua ([Tait, 1981](#)). Il Disco Secchi viene calato lentamente fino al limite della sua visibilità. Questa metodologia risulta molto empirica, ma efficace per il parametro considerato.

Per quanto riguarda i campionamenti dell'acqua, viene utilizzata la classica Bottiglia *Niskin* ([Rossi et al., 1992](#)), strumento cilindrico dotato di due aperture, una superiore e una inferiore e di un meccanismo che gli permette di rimanere aperto durante la calata in acqua. Per campionamenti profondi, viene "inviato" lungo il cavo un "messaggero" formato da un cilindro metallico, che permette tramite un meccanismo meccanico la chiusura della bottiglia. Il filtraggio dell'acqua per i nutrienti e la clorofilla viene eseguito sulla barca con pompe a depressione e rampe di filtraggio o semplicemente usando degli apparati di filtrazione manuali (swinnex).

Le metodologie analitiche di riferimento per le analisi dei nutrienti e della clorofilla *a* utilizzate delle Agenzie Regionali sono le stesse adottate per le analisi ambientali dell'acqua che sono state effettuate per questa tesi, e precedentemente descritte nel dettaglio ([Strickland & Parsons, 1972](#) e [ICRAM 2008](#)).

Risultati

3.1. ANALISI FLORISTICA

Nelle stazioni di Salvore, Siatiana, P.S.M. (Porto Santa Margherita) e Lido-Malamocco (Lido), durante il monitoraggio annuale (2012-2013) con cadenza mensile, sono state raccolte e determinate in tutto 166 specie di macroalghe, suddivise in 98 Rhodophyta, 23 Ochrophyta e 44 Chlorophyta, e una sola specie di fanerogama marina, *Cymodocea nodosa* (**Fig. 3.1** e **Tab. 3.1**). La stazione in cui sono state identificate il maggior numero di *Taxa* è Salvore (127 specie), con 75 Rhodophyta, 19 Ochrophyta e 32 Chlorophyta. Inoltre, in questa stazione è stata rilevata la presenza della fanerogama *Cymodocea nodosa*, la quale è stata trovata anche nell'area costiera di Muggia (stazione monitoraggio indice CARLIT). Nella stazione di Lido-Malamocco sono state campionate 97 specie, di cui 61 fanno parte delle Rhodophyta, 12 delle Ochrophyta e 24 delle Chlorophyta. Mentre, in numero minore, nella stazione di Sistiana sono state riconosciute 83 macroalghe comprendenti 53 Rhodophyta, 9 Ochrophyta e 21 Chlorophyta. Solamente 15 specie sono state determinate nella stazione di P.S.M., che racchiudono 5 macroalghe del *phylum* Rhodophyta, 2 delle Ochrophyta e 8 delle Chlorophyta.

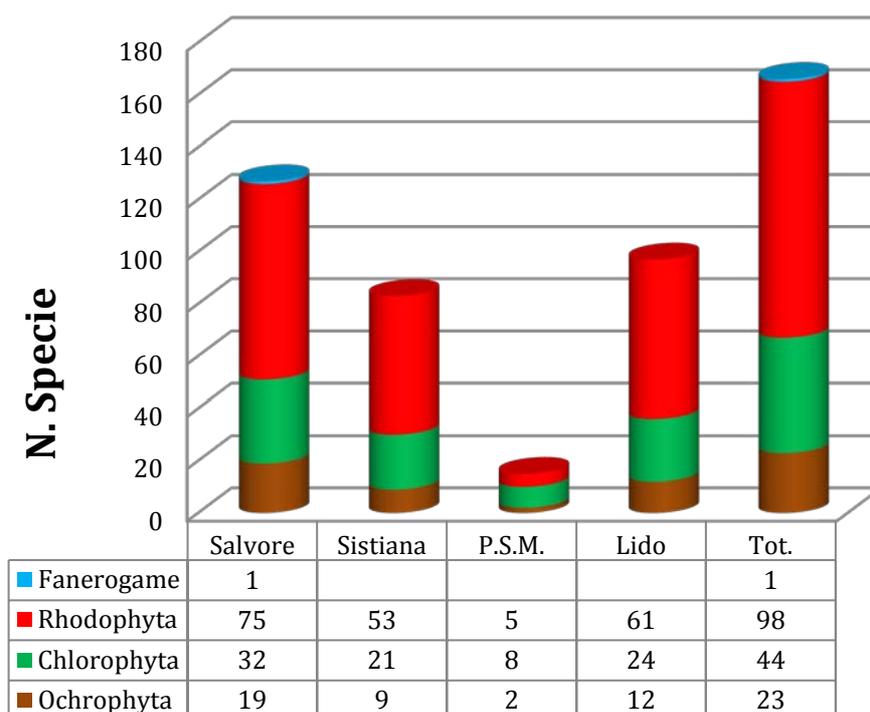


Figura 3.1: Istogramma del numero di macrofite campionate e identificate nelle quattro stazioni e nel totale.

In tutte le stazioni, la diversità macroalgale specifica (numero di specie) è stata maggiormente rappresentata dalle Rhodophyta, tranne che per stazione di P.S.M., dove erano più numerose le Chlorophyta. Viceversa, nelle aree di monitoraggio di Salvore, Sistiana e Lido, le Chlorophyta rappresentavano circa il 20-25% del totale delle specie algali riconosciute. Per quanto riguarda le Ochrophyta, in tutte le stazioni, sono state raccolte in numero minore rispetto agli altri *Phyla*, in modo particolare a P.S.M, in cui erano presenti solo 2 specie del genere *Ectocarpus*, rappresentato da *Ectocarpus fasciculatus* ed *Ectocarpus siliculosus*.

Tabella 3.1: Checklist e corologia (CoR) delle macrofite rilevate nelle quattro stazioni (Salvore, Sistiana, P.S.M. e Lido)

Specie	Autore	CoR	Salv.	Sist.	P.S.M	Lido	Tot.
Chlorophyta							
<i>Acetabularia acetabulum</i>	(Linnaeus) P.C. Silva	IA	1				1
<i>Anadyomene stellata</i>	(Wulfen) C. Agardh	CT	1				1
<i>Blidingia minima</i>	(Nägeli ex Kützing) Kylin	SC	1	1	1	1	1
<i>Blidingia ramifera</i>	(Bliding) Garbary & L.B.Barkhouse	Ab		1	1	1	1
<i>Bryopsis corymbosa</i>	J. Agardh	AP	1				1
<i>Bryopsis cupressina</i>	J.V.Lamouroux	M	1	1		1	1
<i>Bryopsis duplex</i>	De Notaris	A	1			1	1
<i>Bryopsis feldmannii</i>	Gallardo et G. Furnari	M	1				1
<i>Bryopsis hypnoides</i>	J.V. Lamouroux	C		1		1	1
<i>Bryopsis plumosa</i>	(Hudson) C. Agardh	SC		1	1	1	1
<i>Chaetomorpha aerea</i>	(Dillwyn) Kützing		1	1	1	1	1
<i>Chaetomorpha ligustica</i>	(Kützing) Kützing	SC			1	1	1
<i>Chaetomorpha linum</i>	(O.F.Müller) Kützing	C	1	1		1	1
<i>Cladophora dalmatica</i>	Kützing	IA	1	1			1
<i>Cladophora laetevirens</i>	(Dillwyn) Kützing	SC	1				1
<i>Cladophora lehmanniana</i>	(Lindenberg) Kützing	IA	1	1		1	1
<i>Cladophora prolifera</i>	(Roth) Kützing	IA	1	1		1	1
<i>Cladophora rupestris</i>	(Linnaeus) Kützing	AP		1		1	1
<i>Codium bursa</i>	(Olivi) C. Agardh	Abt	1	1			1
<i>Codium fragile</i>	(Suringar) Hariot	A	1			1	1
<i>Codium vermicularis</i>	(Olivi) Delle Chiaje	At	1				1
<i>Dasycladus vermicularis</i>	(Scopoli) Krasser	At	1				1
<i>Derbesia tenuissima</i>	(Moris et De Notaris) P. et H. Crouan	SC	1	1			1
<i>Flabellia petiolata</i>	(Turra) Nizamuddin	At	1				1
<i>Halimeda tuna</i>	(J. Ellis et Solander) J.V. Lamouroux	CT	1				1
<i>Okellya curvata</i>	(Printz) Leliaert & Rueness		1				1
<i>Penicillus capitatus</i>	Lamarck	At	1				1
<i>Phaeophila dendroides</i>	(P. L. & H. M. Crouan) Batter	At	1				1
<i>Pringsheimiella scutata</i>	(Reinke) Marchewianca	SC	1				1
<i>Rhizoclonium implexum</i>	(Dillwyn) Kützing		1	1		1	1
<i>Syncoryne reinkei</i>	R. Nielsen & P.M. Pedersen		1				1
<i>Ulothrix flacca</i>	(Dillwyn) Thuret	SC				1	1
<i>Ulva compressa</i>	Linnaeus	C				1	1
<i>Ulva intestinalis</i>	Linnaeus	C		1	1	1	1
<i>Ulva fasciata</i>	Delile					1	1
<i>Ulva laetevirens</i>	Areschoug	C		1	1	1	1
<i>Ulva linza</i>	Linnaeus	C		1	1	1	1
<i>Ulva rigida</i>	C. Agardh	Ab	1	1		1	1
<i>Ulvella lens</i>	P. et H. Crouan	SC		1		1	1

<i>Ulvella setchellii</i>	P.J.L. Dangeard	APTf	1			1	1
<i>Ulvella viridis</i>	(Reinke) R.Nielsen, C.J.O'Kelly & B.Wysor	C	1	1		1	1
<i>Valonia aegagropila</i>	C. Agardh	CT	1	1			1
<i>Valonia macrophysa</i>	Kützing	CT	1				1
<i>Valonia utricularis</i>	(Roth) C. Agardh	CT	1				1
Ochrophyta		CoR Salv. Sist. P.S.M Lido Tot.					
<i>Colpomenia sinuosa</i>	(Mertens ex Roth) Derbès et Solier	C	1				1
<i>Cystoseira barbata</i>	(Stackhouse) C. Agardh	IP	1			1	1
<i>Cystoseira compressa</i>	(Esper) Gerloff et Nizamuddin	Ab	1	1		1	1
<i>Cystoseira crinita</i>	Duby	M	1				1
<i>Cystoseira crinitophylla</i>	Ercegović	M	1				1
<i>Cystoseira spinosa</i>	Sauvageau	M	1				1
<i>Dictyopteris polydiodioides</i>	(A.P. De Candolle) J.V. Lamouroux	C				1	1
<i>Dictyota dichotoma</i>	(Hudson) J.V. Lamouroux	C	1	1		1	1
<i>Dictyota dichotoma</i> var. <i>intricata</i>	[(C. Agardh) Greville]	SC	1	1		1	1
<i>Dictyota fasciola</i>	(Roth) J.V. Lamouroux	SC	1				1
<i>Dictyota linearis</i>	(C. Agardh) Greville	SC	1	1		1	1
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	Harvey	Ab	1	1	1	1	1
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	(Dillwyn) Lyngbye var. <i>crouaniorum</i> (Thuret) Gallardo	C	1	1	1	1	1
<i>Halopteris filicina</i>	(Grateloup) Kützing	SC	1	1			1
<i>Padina pavonica</i>	(Linnaeus) J.V. Lamouroux	CT	1	1			1
<i>Sargassum muticum</i>	(Yendo) Fensholt	IP				1	1
<i>Scytosiphon dotyi</i>	M.J. Wynne	CT	1			1	1
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	(Lyngbye) Link	C	1			1	1
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	(Roth) C. Agardh	SC	1				1
<i>Sphacelaria nana</i>	Nägeli ex Kützing	Ab	1				1
<i>Sphacelaria plumosa</i>	Lyngbye	CB	1				1
<i>Stictyosiphon adriaticus</i>	Kiitzing	M				1	1
<i>Zanardinia typus</i>	(Nardo) P. C. Silva	AP		1			1
Rhodophyta		CoR Salv. Sist. P.S.M Lido Tot.					
<i>Acrochaetium microscopicum</i>	(Nägeli ex Kützing) Nägeli		1	1		1	1
<i>Acrochaetium savianum</i>	(Meneghini) Nägeli		1	1	1	1	1
<i>Acrothamnion preissii</i>	(Sonder) E.M.Wollaston	IP				1	1
<i>Agardhiella subulata</i>	(C. Agardh) Kraft et M.J. Wynne	IA				1	1
<i>Aglaothamnion tenuissimum</i> var. <i>mazoyerae</i>	[G. Furnari, L'Hardy-Halos, Rueness et Serio]	M		1		1	1
<i>Aglaothamnion tripinnatum</i>	(C. Agardh) Feldmann-Mazoyer	IA	1	1			1
<i>Alsidium corallinum</i>	C. Agardh	At	1	1		1	1
<i>Amphiroa beauvoisii</i>	J.V. Lamouroux	IAt	1				1
<i>Amphiroa cryptarthrodia</i>	Zanardini	CT	1				1
<i>Amphiroa rigida</i>	J.V. Lamouroux	SC	1				1
<i>Anotrichium tenue</i>	(C.Agardh) Nägeli	IP	1				1
<i>Antithamnion cruciatum</i>	(C. Agardh) Nägeli	IA	1	1		1	1
<i>Antithamnion spirographidis</i>	Schiffner	SC	1			1	1
<i>Bangia fuscopurpurea</i>	(Dillwyn) Lyngbye	C	1			1	1

<i>Botryocladia microphysa</i>	(Hauck) Kylin	Abt	1				1
<i>Callithamnion corymbosum</i>	(J.E. Smith) Lyngbye	Abt	1	1			1
<i>Caulacanthus ustulatus</i>	(Turner) Kützing	SC	1	1	1	1	1
<i>Centroceras clavulatum</i>	(C.Agardh) Montagne	C				1	1
<i>Ceramium ciliatum v. ciliatum</i>	(J. Ellis) Ducluzeau	AP	1		1	1	1
<i>Ceramium cimbricum f. cimbricum</i>	H.E. Petersen	SC	1			1	1
<i>Ceramium circinatum</i>	(Kützing) J.Agardh	IA	1				1
<i>Ceramium derbesii</i>	Solier ex Kützing		1	1			1
<i>Ceramium diaphanum</i>	(Lightfoot) Roth	SC	1	1		1	1
<i>Ceramium siliquosum v. siliquosum</i>	(Kützing) Maggs et Hommersand	SC	1			1	1
<i>Ceramium virgatum v. virgatum</i>	Roth	SC	1	1		1	1
<i>Chondracanthus acicularis</i>	(Roth) Fredericq	C	1			1	1
<i>Chondria capillaris</i>	(Hudson) M.J. Wynne	SC	1	1		1	1
<i>Chondria coerulescens</i>	(J. Agardh) Falkenberg	Ab	1	1		1	1
<i>Chondria mairei</i>	Feldmann-Mazoyer	M	1				1
<i>Chylocladia verticillata</i>	(Lightfoot) Bliding	At	1	1		1	1
<i>Corallina officinalis</i>	Linnaeus	SC	1	1		1	1
<i>Crouania attenuata</i>	(C. Agardh) J. Agardh	SC	1				1
<i>Cryptonemia lomation</i>	(A. Bertoloni) J. Agardh	IA	1			1	1
<i>Dasya baillouviana</i>	(S.G. Gmelin) Montagne	CT				1	1
<i>Dasya hutchinsiae</i>	Harvey	Ab		1			1
<i>Dasya ocellata</i>	(Grateloup) Harvey	IA		1			1
<i>Dasya punicea</i>	(Zanardini) Meneghini ex Zanardini	Ab	1	1		1	1
<i>Ellisolandia elongata</i>	(J. Ellis & Solander) K.R. Hind & G.W. Saunders	A	1	1		1	1
<i>Erythrotrichia carnea</i>	(Dillwyn) J. Agardh	C	1	1		1	1
<i>Gayliella flaccida</i>	(Harvey ex Kützing) T. O. Cho et L. McIvor	C	1			1	1
<i>Gelidium crinale</i>	(Turner) Gaillon	SC	1			1	1
<i>Gelidium pusillum</i>	(Stackhouse) Le Jolis	C	1			1	1
<i>Gracilaria bursa-pastoris</i>	(S.G. Gmelin) P.C. Silva	SC		1		1	1
<i>Gracilaria gracilis</i>	(Stackhouse) Steentoft, L.M. Irvine et Farnham	IA	1	1		1	1
<i>Gracilariopsis longissima</i>	(S.G. Gmelin) Steentoft <i>et al.</i>	C				1	1
<i>Grateloupia flicina</i>	(J.V. Lamouroux) C. Agardh	SC				1	1
<i>Grateloupia turuturu</i>	Yamada	AP				1	1
<i>Haliptilon attenuatum</i>	(Kützing) Garbary & H.W. Johansen		1				1
<i>Haliptilon virgatum</i>	(Zanardini) Garbary et H.W. Johansen	IAtf	1				1
<i>Halymenia floresii v. floresii</i>	(Clemente) C. Agardh	SC	1	1		1	1
<i>Hildenbrandia rubra</i>	(Sommerfelt) Meneghini	SC	1	1		1	1
<i>Hydrolithon boreale</i>	(Foslie) Y.M. Chamberlain	C	1	1		1	1
<i>Hydrolithon farinosum</i>	(J.V. Lamouroux) Penrose et Y.M. Chamberlain	C	1	1		1	1
<i>Hypnea flexicaulis</i>	Y.Yamagishi & M.Masuda	IP				1	1
<i>Hypnea musciformis</i>	(Wulfen) J.V. Lamouroux	CT	1	1		1	1
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i>	(Stackhouse) Collins et Hervey	Ab	1				1
<i>Jania longifurca</i>	Zanardini	IA	1				1
<i>Jania rubens</i>	(Linnaeus) J.V. Lamouroux	C	1				1

<i>Laurencia obtusa</i>	(Hudson) J.V. Lamouroux	C	1	1		1	1
<i>Lithophyllum incrustans</i>	Philippi	Ab	1	1			1
<i>Lithophyllum pustulatum</i>	(J.V. Lamouroux) Foslie	IA	1			1	1
<i>Lithophyllum racemus</i>	(Lamarck) Foslie	IP	1				1
<i>Lithophyllum byssoides</i>	(Lamarck) Foslie	IP	1	1		1	1
<i>Lomentaria articulata var articulata</i>	(Hudson) Lyngbye	IA	1			1	1
<i>Lomentaria clavellosa var.clavellosa</i>	(Turner) Gaillon	Iatf		1		1	1
<i>Lophosiphonia obscura</i>	(C. Agardh) Falkenberg	SC	1	1			1
<i>Melobesia membranacea</i>	(Esper) J. V. Lamouroux	SC	1				1
<i>Nemalion helminthoides</i>	(Volley) Batters	SC	1				1
<i>Nitophyllum punctatum</i>	(Stackhouse) Greville	IA	1	1		1	1
<i>Osmundea truncata</i>	(Kützing) K.W. Nam et Maggs	Ab	1	1		1	1
<i>Palisada perforata</i>	(Bory) K.W. Nam	C	1				1
<i>Peyssonnelia polymorpha</i>	(Zanardini) F. Schmitz	SC	1				1
<i>Peyssonnelia rubra</i>	(Greville) J. Agardh	IA	1	1			1
<i>Peyssonnelia squamaria</i>	(S.G. Gmelin) Decaisne	M	1	1			1
<i>Phymatolithon lenormandii</i>	(Areschoug) W.H. Adey	CB	1	1			1
<i>Pneophyllum fragile</i>	Kützing	C	1			1	1
<i>Polysiphonia denudata</i>	(Dillwyn) Greville ex Harvey	SC	1	1	1	1	1
<i>Polysiphonia elongata</i>	(Hudson) Sprengel	IA	1	1	1	1	1
<i>Polysiphonia furcellata</i>	(C. Agardh) Harvey	Aptf		1			1
<i>Polysiphonia morrowii</i>	Harvey	IP				1	1
<i>Polysiphonia sanguinea</i>	(C. Agardh) Zanardini	Ab	1				1
<i>Porphyra leucosticta</i>	Thuret	A		1		1	1
<i>Pterocladia capillacea</i>	(S.G. Gmelin) Santelices et Hommersand	SC		1		1	1
<i>Pterosiphonia pennata</i>	(C. Agardh) Sauvageau	SC	1	1			1
<i>Pterothamnion crispum</i>	(Ducluzeau) Nägeli	SC		1			1
<i>Pterothamnion plumula</i>	(J. Ellis) Nägeli	SC		1		1	1
<i>Radicilingua reptans</i>	(Kylin) Papenfuss	Ab	1	1			1
<i>Radicilingua thysanorhizans</i>	(Holmes) Papenfuss	Ab		1		1	1
<i>Rhodophyllis divaricata</i>	(Stackhouse) Papenfuss	Ab	1	1		1	1
<i>Rhodymenia ardissoni</i>	(Kunntze) Feldmann	Ab	1	1		1	1
<i>Rytiphloea tinctoria</i>	(Clemente) C. Agardh	IAt	1				1
<i>Sahlingia subintegra</i>	(Rosenvinge) Kornmann	SC	1			1	1
<i>Scinaia furcellata</i>	(Turner) J. Agardh	AP		1			1
<i>Solieria filiformis</i>	(Kützing) P.W. Gabrielson	Abt				1	1
<i>Sphaerococcus coronopifolius</i>	Stackhouse	Ab		1			1
<i>Spyridia filamentosa</i>	(Wulfen) Harvey	C	1	1		1	1
<i>Stylonema alsidii</i>	(Zanardini) K.M. Drew	C	1	1		1	1
<i>Wrangelia penicillata</i>	(C. Agardh) C. Agardh	CT	1			0	1
Angiosperme		CoR Salv. Sist. P.S.M Lido Tot.					
<i>Cymodocea nodosa</i>	(Ucria) Ascherson	Abt	1				1

Rispetto alla stagionalità, durante i mesi primaverili-estivi sono state trovate il maggior numero di specie nelle zone di Salvore, Sistiana e Lido, con una differenza rispetto ai mesi più freddi di circa 5%. Viceversa, a P.S.M. durante i mesi autunnali-invernali sono state rilevate tutte le 15 specie, mentre solamente 13 alghe nel periodo primaverile.

Come mostrato in **Fig. 3.2**, che rappresenta la distribuzione in percentuale del numero di specie in comune tra le stazioni, il 27 % delle macroalghe campionate sono state rivelate solo a Salvore, l'11 solo al Lido e 6% solo a Sistiana, mentre le 15 specie di P.S.M. sono state trovate anche nelle altre stazioni. Percentuali molto simili raggruppano le specie che sono state determinate a Salvore-Sistiana (10%) a Sistiana-Lido (9%) e a Lido-Salvore (10%). Infine, il 24% di tutte le specie sono state trovate a Salvore, Sistiana e Lido, di cui il 5% anche a P.S.M. Questa stazione era colonizzata solamente da una specie in comune con la stazione del Lido, ovvero *Chaetomorpha ligustica*, mentre tre specie (*Bryopsis plumosa*, *Ulva intestinalis*, *Ulva laetevirens*) erano state trovate anche al Lido e a Sistiana. Nessuna alga presente a P.S.M. è stata rilevata anche a Salvore.

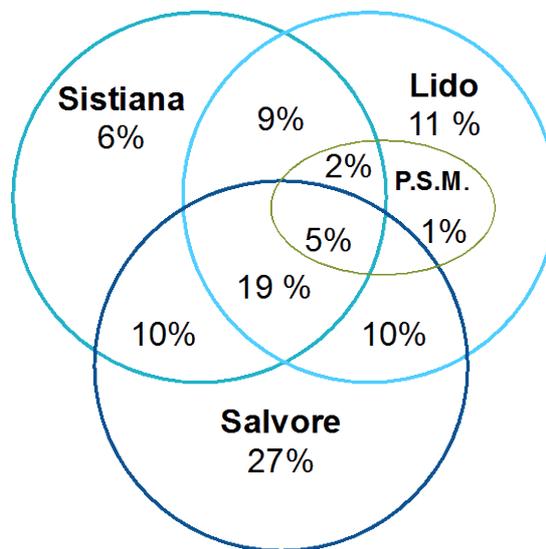


Figura 3.2: rappresentazione della diversità macrofittica tra le stazioni, con in evidenza le percentuali di specie in comune tra 2 o più stazioni

Dai risultati dall'analisi fitogeografica delle specie raccolte in tutte le stazioni (**Fig. 3.3**) si può osservare che la percentuale maggiore dei *taxa* era di origine Sub-Cosmopolita (24,1%), seguito dalle alghe Cosmopolite (17,6%) e Indo-Atlantiche (10,4%). Percentuali minori erano date dalla componente fitogeografica Atlantico-Boreale (9,1%), Circum-Tropicale (7,8%) e Mediterranea (6,5%). I rimanenti elementi fitogeografici quali, Atlantico-Pacifico temperato freddo, Circum-Boreale, Indo-Atlantico tropicale, Indo-Atlantico temperato-freddo, Atlantico, Indo-Pacifico, erano rappresentati da percentuali molto basse. Sono risultati assenti completamente le specie Atlantico-Pacifico tropicale, Circum-Australe e Circum-Boreo-Australe. Come riportato in **Fig. 3.3**, la ripartizione degli elementi fitogeografici nelle stazioni di campionamento, rispetto al totale, risulta molto simile per Salvore (Sub-Cosmopolita 25,2%, Cosmopolite 16,5%, Indo-Atlantiche 11,3%, Atlantico-Boreale 11,3%, Circum-

Tropicale 8,6% e Mediterranea 5,2%) mentre per le macroalghe di Sistiana, rimane un'alta rappresentanza delle componente Sub-cosmopolita (28%) ed sono presenti anche molte specie di origine Atlanto-Pacifica (17,3%) e Mediterranea (13,3%). Le stazioni di P.S.M. e Lido, oltre alla dominanza dell'elemento Sub-cosmopolita con il 38,4% e 25,2% rispettivamente, sono caratterizzate anch'esse da specie principalmente di origine Cosmopolita (30,7% e 25,2%, rispettivamente) e Atlantico-Boreale (15,3% e 11,4%, rispettivamente).

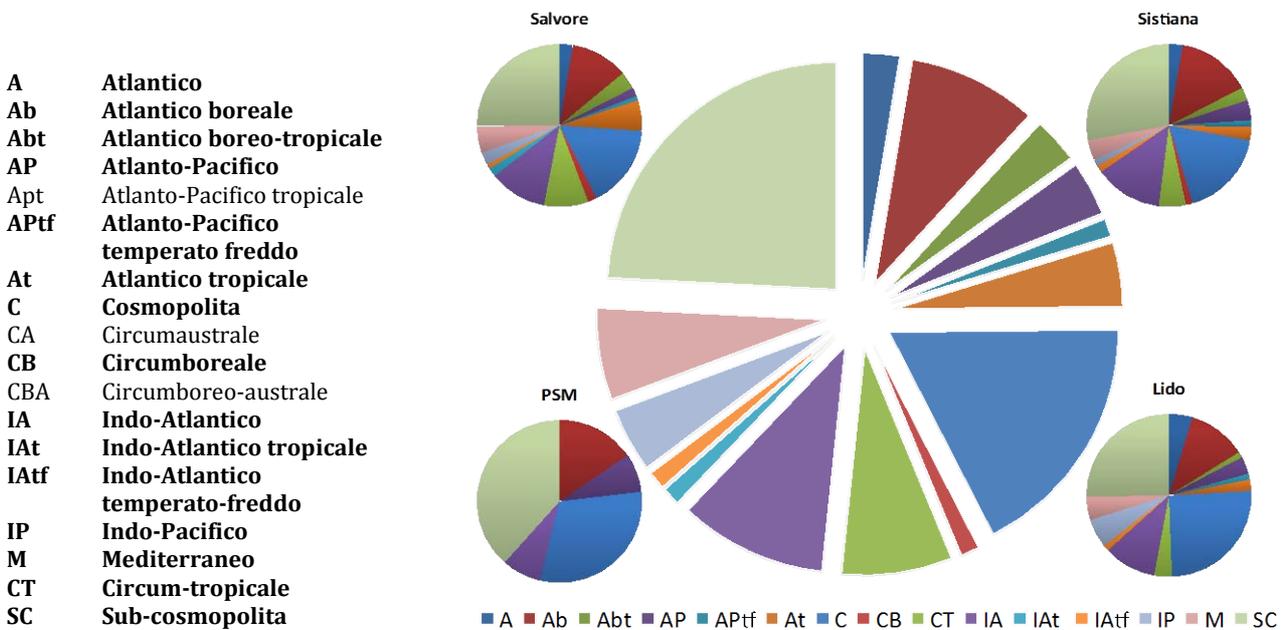


Figura 3.3: Analisi fitogeografica dei Taxa presenti nelle quattro stazioni e nel totale.

Per quanto riguarda la presenza di specie aliene sono state riconosciute 9 macroalghe alloctone: l'alga verde *Codium fragile*, due alghe brune: *Sargassum muticum* e *Scytosiphon dotyi* e infine sei alghe rosse: *Acrothamnion preissii*, *Agardhiella subulata*, *Grateloupia turuturu*, *Hypnea flexicaulis*, *Polysiphonia morrowii* e *Solieria filiformis* (Fig. 3.4).



Figura 3.4: foto al microscopio ottico di particolari delle specie aliene *Acrothamnion preissii* (a), *Polysiphonia morrowii* (b) e *Solieria filiformis* (c)

Come indicato in Tab. 3.2, la maggior parte dei Taxa alieni è stata trovata nella stazione del Lido (9 specie), mentre l'area di monitoraggio di Salvore è stata caratterizzata solamente da 2

specie aliene. Le specie *Codium fragile* e *Scytosiphon dotyi* sono state trovate sia a Salvore e che al Lido. Nelle altre due stazioni (P.S.M. e Sistiana) non è stata determinata alcuna specie aliena. Tutti questi *Taxa* sono stati considerati “*established*” (Sfriso & Marchini, 2014) per il Mare Adriatico Settentrionale, poiché la loro presenza è costante da molti anni. Tali specie sono originarie principalmente dalle zone dal Nord-Ovest Pacifico (*Codium fragile*, *Sargassum muticum*, *Grateloupia turuturu*, *Polysiphonia morrowii*), Indo-Pacifico (*Acrothamnion preissi*, *Hypnea flexicaulis*) Nord-Est Pacifico (*Scytosiphon dotyi*) Circum-boreale (*Agardhiella subulata*) e Nord Atlantico (*Solieria filiformis*).

Tabella 3.2: tabella riassuntiva; specie aliene determinate, vettore, status, corologia e stazioni di ritrovamento

Taxa	Vettore	Status	Corologia	Stazioni di ritrovamento
<i>Codium fragile</i>	Acquacultura	<i>established</i>	Nord-Ovest Pacifico	Salvore e Lido
<i>Sargassum muticum</i>	Acquacultura	<i>established</i>	Nord-Ovest Pacifico	Lido
<i>Scytosiphon dotyi</i>	Acquacultura	<i>established</i>	Nord-Est Pacifico	Salvore e Lido
<i>Acrothamnion preissii</i>	Acque di zavorra	<i>established</i>	Indo-Pacifico	Lido
<i>Agardhiella subulata</i>	Acque di zavorra	<i>established</i>	Circum-boreale	Lido
<i>Grateloupi turuturu</i>	Acquacultura	<i>established</i>	Nord-Ovest Pacifico	Lido
<i>Hypnea flexicaulis</i>	Acquacultura, acque di zavorra	<i>established</i>	Indo-Pacifico	Lido
<i>Polysiphonia morrowii</i>	Acquacultura	<i>established</i>	Nord-Ovest Pacifico	Lido
<i>Solieria filiformis</i>	Acquacultura	<i>established</i>	Nord Atlantico	Lido

Il principale vettore di trasporto di queste specie dai paesi di origine è l'attività di acquacultura, attraverso la dispersione del seme dei prodotti di allevamento (molluschi bivalvi) (*Codium fragile*, *Sargassum muticum*, *Grateloupia turuturu*, *Polysiphonia morrowii*, *Solieria filiformis*). Oltre a questo, altri importanti fattori di trasporto sono i mercati ittici e le acque di zavorra delle navi, che vengono raccolte nel porto di partenza e scaricate nell'area marino-costiera di destinazione, portando con sé spore o gameti di macroalghe (*Acrothamnion preissii*, *Agardhiella subulata* ed *Hypnea flexicaulis*).

3.1.1. Coperture

I risultati relativi allo studio delle coperture macrofite ottenute tramite campionamento di 6 repliche nell'area minima di 40x40 cm (**appendice 2:** *check-list* e copertura media percentuale di ogni specie) nelle stazioni di riferimento (Salvore, Sistiana, P.S.M., e Lido, **Fig. 3.5**), mostrano che in totale sono state rilevate 96 specie, di cui 51 Rhodophyta, 31 Chlorophyta, 13 Ochrophyta e 1 fanerogame marina (*Cymodocea nodosa*). Rispetto al campionamento annuale, senza l'utilizzo di quadrati di riferimento (166 specie in totale), sono state determinate circa la metà (57,8%) delle macrofite presenti, ma i rapporti numerici per stazione, in proporzione, risultano molto simili. Del totale delle specie campionate tramite quadrato (**Fig. 3.5**), 29 macroalghe presentavano una copertura inferiore all'1% (16 cm²). Molte di queste, sono specie epifite calcaree del genere *Lithophyllum* e *Hydrolithon* (Rhodophyta), piccole alghe verdi del genere *Cladophora* e *Chaetomorpha* e ulteriori epifite Rhodomeniales (Rhodophyta).

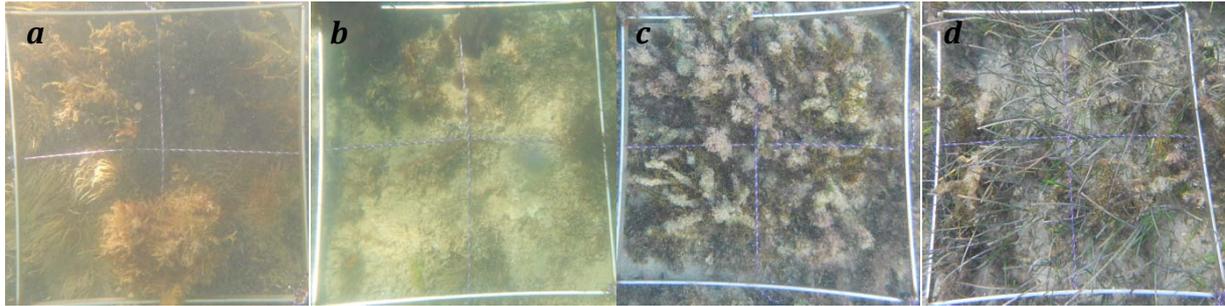


Figura 3.5: Foto subacquee, campionamento tramite quadrato (40X40) nelle stazioni di Lido (a), Sistiana (b) e Salvore (c - d).

Salvore, con 60 specie, è stata la stazioni con maggiore diversità floristica anche attraverso il campionamento tramite quadrato, mentre a P.S.M., con la stessa metodologia di campionamento, sono state riconosciute solamente 8 specie. Inoltre, a Sistiana e al Lido sono state trovate rispettivamente 37 e 52 macroalghe. Il confronto in termini di numero di specie rispetto alle due stagioni di campionamento è risultato poco significativo. In tutte le stazioni e in entrambe le stagioni la dominanza in termini di coperture era data maggiormente dalle Rhodophyta, tranne a P.S.M. in cui erano predominanti le Chlorophyta (Fig. 3.6). Le Ochrophyta, invece, presentavano coperture più basse ed erano completamente assenti nella stazione di P.S.M. Infine l'unica specie di fanerogama marina (*Cymodocea nodosa*), segnalata a Salvore, da sola aveva una copertura superiore al 10% per entrambi i periodi, ma più abbondante nel campionamento primaverile.

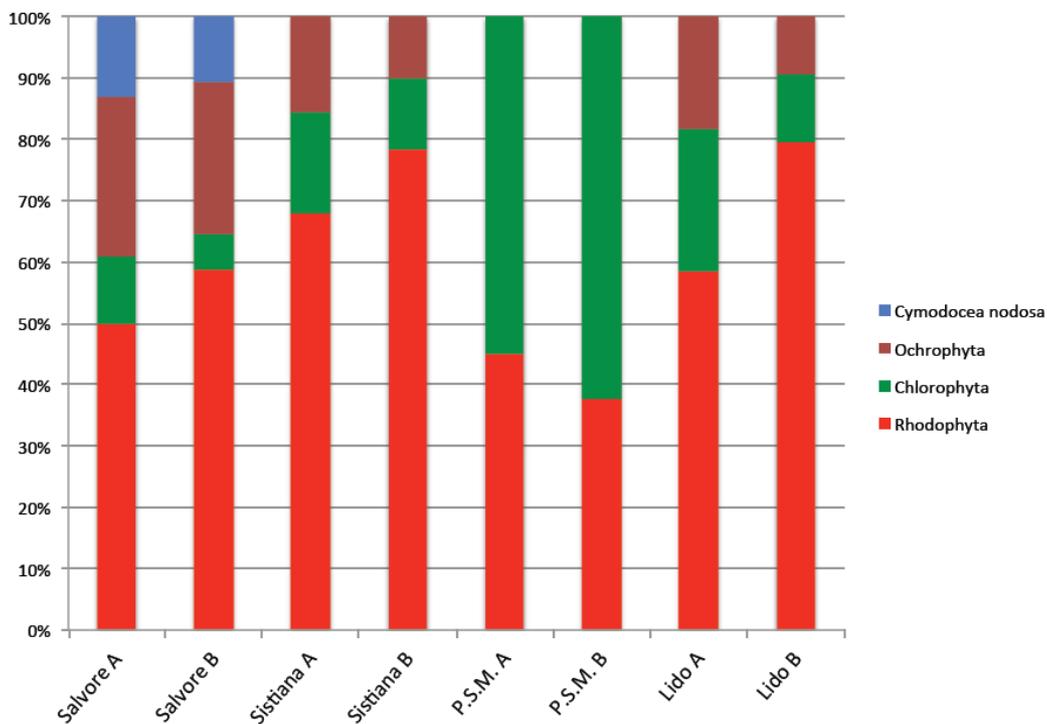


Figura 3.6: copertura percentuale dei diversi Phyla durante le due stagioni di campionamento (A primavera e B autunno) nelle quattro stazioni.

Le variazioni di copertura stagionali nelle diverse stazioni sono state osservate principalmente per le Rhodophyta, ma, anche se con differenze meno marcate, cambiamenti di copertura sono stati riscontrati anche per le Chlorophyta, soprattutto nella zona del Lido, dove erano dominanti durante il campionamento autunnale. Mentre, le Ochrophyta non presentavano rilevati cambiamenti stagionali, ma la copertura maggiore in tutte le stazioni è stata rilevata durante il periodo primaverile.

In totale, come descritto in **Tab. 3.3**, le stazioni con maggiore copertura media effettiva totale (normalizzata con fattore copertura stazione da 0-1) erano Salvore (184%) e Lido (158%) con un rapporto tra numero di specie e copertura media totale uguale (0,33)

Tabella 3.3: Numero di specie, somma delle coperture medie delle specie, fattore di copertura tra 0-1, valore di copertura delle specie normalizzato con il fattore e rapporto tra numero di specie e copertura totale.

Stazioni	Numero Specie	Cop. tot relativa %	Fattore copertura stazione	Cop. tot normalizzata %	N. specie/Cop. Tot normalizzata %
Salvore	60	230 %	0,8	184 %	0.33
Sistiana	37	118 %	0,7	84 %	0.44
P.S.M	8	104 %	0,6	62 %	0.13
Lido	52	174 %	0,9	158 %	0.33

Nell'area di campionamento di Sistiana è stata riscontrata una copertura totale effettiva normalizzata del 84%, con un rapporto numero di specie/copertura tot. pari a 0,44. Questo valore risulta maggiore in proporzione alle stazione precedenti, per un più alto numero di specie rispetto alla copertura totale. Contrariamente, la stazione di P.S.M., caratterizzata da un basso numero di specie (solamente 8 macroalghe) rispetto alla copertura del 62% (la più bassa tra le stazioni), il rapporto scende a 0,13. In questa stazione, infatti, poche specie presentavano coperture abbondanti che garantivano gran parte della copertura totale dell'area.

Tale considerazione risulta evidente osservando il grafico di **Fig. 3.7**, in cui è riportato il numero di specie in rapporto alla dominanza cumulativa della copertura totale in % (*Ranking*). Infatti, nella stazione di P.S.M., sei specie da sole garantivano il superamento del 90% della copertura totale, di cui le tre dominanti erano: *Ulva intestinalis* (19,3%), *Polysiphonia denudata* (18,6%) *Ceramium ciliatum* (18,0%). Le coperture delle specie nelle altre stazioni risultavano maggiormente omogenee, grazie anche al maggior numero di macroalghe.

Il superamento del 90% della copertura veniva raggiunto con ben 35 specie a Salvore, 24 a Sistiana e 33 al Lido. Nel dettaglio, nell'area di campionamento di Salvore, le macrofite che hanno mostrato una maggiore copertura erano *Cymodocea nodosa* (14,1%), *Cystoseira compressa* (8,0%) e *Padina pavonica* (6,8%). Mentre, a Sistiana le coperture predominanti erano date da *Ellisolandia elongata* (11,7%) *Peyssonnelia rubra* (11,3%) *Peyssonnelia squamaria* (9,9%). Viceversa, *Agardhiella subulata* (10,4%), *Gracilaria bursa-pastoris* (7,4%) *Solieria filiformis* (7,3%) risultavano le specie che avevano la copertura più marcata al Lido.

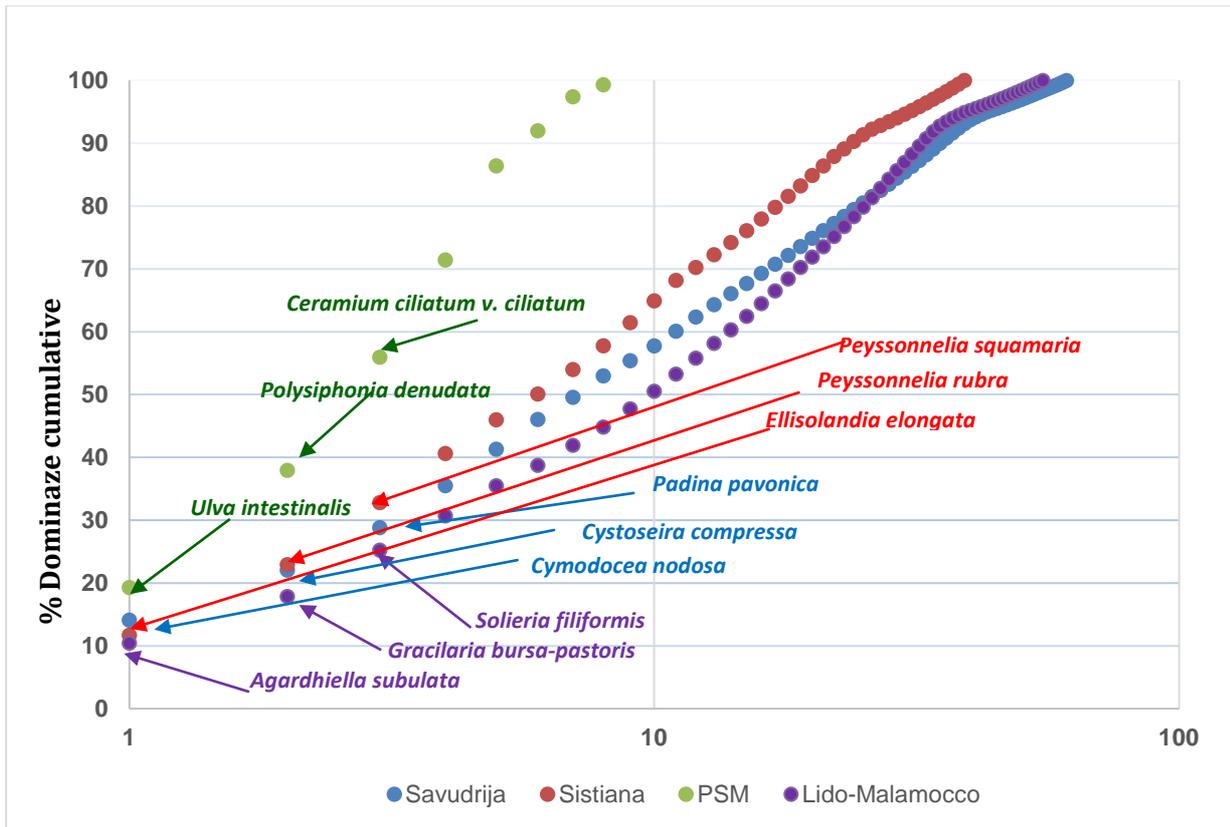


Figura 3.7: Ranking di dominanza cumulativa della copertura in specie macrofittiche nelle quattro stazioni.

3.2. APPLICAZIONE INDICI MACROFITE

3.2.1. Indice EEI “*Ecological Evaluation Index*”

Data la classificazione in gruppi ecologici (ESG) proposta da Orfanidis et al., (2011), durante i due campionamenti stagionali, eseguiti con il quadrati di riferimento (40 X 40), sono state identificate tra tutte le stazioni, 26 specie appartenenti al gruppo ecologico (ESG I), distinti in: 4 specie del gruppo ESG IA, 4 dell' ESG IB e 18 dell' ESG IC. Per quanto riguarda il gruppo ecologico II (ESG II) sono state determinate 70 specie, 32 appartenenti all'ESG IIA e 38 all'ESG IIB. (appendice 2).

Tabella 3.4: Risultati EEI-c, numero di specie, copertura media per ogni ESG e classe di stato ecologico (ES).

	Salvore		Sistiana		P.S.M		Lido	
	N. specie	Coper. media	N. specie	Coper. media	N. specie	Coper. media	N. specie	Coper. media
IA	4	11,9	0	0,0	0	0,0	0	0,0
IB	4	8,2	2	2,0	0	0,0	2	3,5
IC	18	3,9	7	6,9	0	0,0	5	3,3
Copertura media % ESG I		24,1		8,9		0,0		6,8
IIA	20	2,1	14	1,7	1	9,4	20	5,2
IIB	14	2,0	14	1,4	7	8,2	25	3,5
Copertura media % ESG II		4,1		3,1		17,5		8,7
EEI-cEQR		0,69		0,54		0,29		0,45
Classe di Stato Ecologico		Alto-buono		Buono-moderato		Povero-moderato		Buono-moderato

In particolare durante i due periodi di rilevamento (**Tab. 3.4**), nella stazione di Salvo, il gruppo ESG IA è stato caratterizzato da una copertura media pari all' 11,9%, dovuta a 4 specie, di cui le più abbondanti erano *Cymodocea nodosa* (25,0%) e *Cystoseira crinita* (10,3%). L' ESG IB, composto sempre da 4 *Taxa*, presentava una copertura media dell' 8,2% e la specie che aveva il valore medio maggiore era *Cystoseira compressa* (14,1%). Le 18 specie che fanno parte dell' ESG IC, mostravano una media di copertura minore rispetto al ESG IA e IB, con un valore di 2,9%, ma l'alga *Halimeda tuna* mostrava una copertura molto rilevante, rispetto al totale (11,8%). Per quanto riguarda l' ESG II, le medie di copertura delle specie risultavano del 4,1%, con valori del 2,2% per il ESG IIA (20 specie) e 1,3% per il ESG IIB (14 specie).

Nella stazione di Sistiana, non erano presenti specie dell' ESG IA, mentre solamente *Cystoseira compressa* e *Padina pavonica* comprendevano il ESG IB, con copertura media totale del 2,0%. Il gruppo ecologico con una media di copertura più alta, pari al 6,0%, era l'IC che comprendeva 7 specie in cui *Ellisolandia elongata* era la predominante (copertura 9,78%) in questa stazione. Simili coperture medie sono state rilevate tra l'ESG IIA (14 specie) e l'ESG IIB (14 specie), con 2,1% e 1,0%, rispettivamente.

La stazione di P.S.M. non era caratterizzata da nessuna specie dell' ESG I, mentre per quanto riguarda l'ESG II, erano predominati in termini di copertura l' ES IIA, rappresentato solamente da *Chondracanthus acicularis*, con una copertura media effettiva del 9,4%. Contrariamente l'ESG IIB, che comprendeva 7 specie aveva una copertura dell' 8,2%, in cui la predominante era *Ulva intestinalis* (13,9%).

Infine, anche nella stazione del Lido non sono state rilevate specie dell' ESG IA ma solamente 2 specie dell' ESG IB (*Cystoseira complessa* e *Cystoseira barbata*) e 5 dell' ESG IC, con coperture medie effettive pari a 3,5% e 1,9%, rispettivamente. Mentre, l' ESG II risultava superiore sia in termini di specie (45), sia in termini di copertura media totale (7,3%), distribuite tra il 5,2% dell' IIA (20 specie) e il 2,1% dell'IB (25 specie).

La valutazione complessiva ottenuta dal calcolo dell'indice EEI-c (**Tab. 3.4**) mostra come la stazione di Salvore presentasse una situazione di Stato Ecologico "Alto-Buono", con valore di EEI-cEQR pari a 0.69, mentre le stazioni di Sistiana e Lido, mostravano lo stesso stato ecologico considerato "Buono-Moderato". I valori di EEI-c EQR ottenuti sono diversi, risultano 0,54 per Sistiana e 0,45 per il Lido. La situazione Ecologica a P.S.M., invece, evidenzia una situazione molto più compromessa, infatti viene classificata con ES Basso-Moderato, ed il valore riscontrato di EEI-c EQR è pari a 0.29.

3.2.2. Indice CARLIT “*Cartography of littoral rocky-shore communities*”

I risultati del monitoraggio per l'applicazione dell'indice CARLIT (*Cartography of littoral rocky-shore communities*), eseguito in 14 stazioni (Barricata, Albarella, Isola Verde, Pellestrina, Lido, P. Sabbioni, Jesolo, P.S.M, Caorle, Bibione, Sistiana, Miramare, Muggia e Salvore) lungo la costa dell'Adriatico Settentrionale, sono riportati in **Tab. 3.5**.

Partendo dalle stazioni a sud-ovest, quali Barricata, Albarella e Isola Verde, lo Stato Ecologico (ES) di tutte le stazioni viene classificato con giudizio “cattivo”, con “valori di qualità ecologica”(EQR) pari a 0,15, - 0,05 e 0,15, rispettivamente. La vegetazione di queste stazioni era composta principalmente da Gracilariaceae e Ulvaceae (specie a basso valore ecologico), inoltre erano presenti, con coperture dominati (>25%), tre specie di molluschi bivalvi: *Mytilus galloprovincialis*, *Ostrea edulis* e *Crassostrea gigas*, quest'ultima è una specie alloctona.

Lo ES delle stazioni di Pellestrina e Lido, antistati alla Laguna di Venezia, diventava “Moderato” con valori di EQR pari a 0,45. L'abbondante copertura macroalgale, caratterizzata dalle specie *Cystoseira barbata* e *C. compressa* e da associazioni a *Dictyopteris* (> 25%) a più alto valore ecologico, ha permesso di dare una valutazione di Stato Ecologico migliore, rispetto alle stazioni a sud-ovest.

Le zone di campionamento della parte centrale dell'Adriatico settentrionale (Punta Sabbioni, Jesolo, P.S.M, Caorle e Bibione) hanno mostrato un ritorno alle condizioni di ES “cattivo” (EQR da 0,20 a 0,23) e “povero” solamente per la stazione di Punta Sabbioni (EQR: 0,25). La predominanza delle tre specie di molluschi bivalvi (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck 1819, *Ostrea edulis* Linnaeus, 1758 e *Crassostrea gigas* Thunberg, 1793) nelle dighe foranee di

queste aree sotto-costa sono intervallate dalla presenza di alghe di basso valore ecologico, ovvero, anche in questo caso, da Gracilariaceae e Ulvaceae.

Le comunità macrofitiche che hanno colonizzano le aree costiere da Sistiana a Salvore, mostrano, anche secondo l'indice CARLIT, un miglioramento dello Stato Ecologico. In queste stazioni la presenza di molluschi bivalvi era molto bassa rispetto alle altre stazioni o addirittura quasi assente, verso sud-est (Costa Croata).

Tabella 3.5: risultati dell'indice CARLIT, in cui è indicato stazioni, descrizione categoria, EQR (range di qualità Ecologico) e classificazione di Stato Ecologico (da Sfrisi & Facca 2011).

Stazione	Categoria	EQR	Stato Ecologico
Barricata	<i>Mytilus/Ostrea</i> con vegetazione caratterizzata da Rhodophyceae, Gracilariaceae e alghe verdi (2)	0,15	Cattivo
Albarella	<i>Mytilus/Ostrea</i> con vegetazione caratterizzata da Rhodophyceae, Gracilariaceae e alghe verdi (3)	0,05	Cattivo
Isola Verde	<i>Mytilus/Ostrea</i> con vegetazione caratterizzata da Rhodophyceae, Gracilariaceae e alghe verdi (2)	0,15	Cattivo
Pellestrina	<i>Cystoseira compressa/C. barbata</i> (3) <i>Dyctiopteris/Stypocaulaceae</i> (2)	0,45	Moderato
Lido	<i>Cystoseira compressa/C. barbata</i> (3) <i>Dyctiopteris/Stypocaulaceae</i> (2)	0,45	Moderato
Punta Sabbioni	<i>Mytilus/Ostrea</i> con vegetazione caratterizzata da Rhodophyceae, Gracilariaceae e alghe verdi (1)	0,25	Povero
Jesolo	<i>Mytilus/Ostrea</i> con vegetazione caratterizzata da Rhodophyceae, Gracilariaceae e alghe verdi (1) <i>Mytilus/Ostrea</i> con vegetazione caratterizzata da Rhodophyceae, Gracilariaceae e alghe verdi (2)	0,23	Cattivo
P.S.M.	<i>Mytilus/Ostrea</i> con vegetazione caratterizzata da Rhodophyceae, Gracilariaceae e alghe verdi (1) <i>Mytilus/Ostrea</i> con vegetazione caratterizzata da Rhodophyceae, Gracilariaceae e alghe verdi (2)	0,21	Cattivo
Caorle	<i>Mytilus/Ostrea</i> con vegetazione caratterizzata da Rhodophyceae, Gracilariaceae e alghe verdi (1) <i>Mytilus/Ostrea</i> con vegetazione caratterizzata da Rhodophyceae, Gracilariaceae e alghe verdi (2)	0,22	Cattivo
Bibione	<i>Mytilus/Ostrea</i> con vegetazione caratterizzata da Rhodophyceae, Gracilariaceae e alghe verdi (1) <i>Mytilus/Ostrea</i> con vegetazione caratterizzata da Rhodophyceae, Gracilariaceae e alghe verdi (2)	0,20	Cattivo
Sistiana	<i>Cystoseira compressa/C. barbata</i> (1) <i>Dyctiopteris/Stypocaulaceae</i> (2) <i>Corallina/Haliptilon</i>	0,49	Moderato
Miramare	<i>Cystoseira compressa/C. barbata</i> (1) <i>Dyctiopteris/Stypocaulaceae</i> (2) <i>Corallina/Haliptilon</i>	0,60	Buono
Muggia	<i>Cymodoce nodosa</i> <i>Cystoseira compressa/C. barbata</i> (1) <i>Dyctiopteris/Stypocaulaceae</i> (1)	0,67	Buona

	<i>Cymodocea nodosa</i>		
Salvore	<i>Cystoseira amentacea/C. mediterranea</i>	0,85	Alto
	<i>Dyctiopteris/Stypocaulaceae</i> (1)		

A Sistiana, dove oltre a *Cystoseira barbata*, *C. compressa* e le associazioni a *Dictyopteris* (>25%), erano presenti anche molte alghe calcaree dell'ordine delle *Corallinales*, che colonizzano lo strato del meso/infra-litorale, lo ES è stato classificato come "Moderato" (EQR 0,49). Nella costa friulana verso est, in prossimità di Miramare e Muggia lo ES presenta un netto miglioramento con una classificazione "Buona" (EQR: 0,60 e 0,67, rispettivamente). In questa fascia marina sotto-costa erano predominanti infatti *Taxa* a valenza ecologica più alta, come numerose *Corallinales* epifite, e nella stazione di Muggia, anche la fanerogama *Cymodocea nodosa*, specie sensibile ad alto valore ecologico.

Infine, la stazione a cui l'indice assegna un giudizio di Stato Ecologico "alto", il migliore tra le stazioni considerate, è la costa di Salvore. La macrofita che è stata la più rappresentativa in termini di copertura era la fanerogama *Cymodocea nodosa*, che forma una ricca prateria sotto-costa. Inoltre il fondale roccioso è colonizzato da numerose alghe sensibili, come alcune specie di *Cystoseira* e molte specie calcaree epifite del Ordine delle *Corallinales*. In quest'area marino-costiera è stato osservata una quasi totale assenza di molluschi bivalvi filtratori.

Nella **Figura 3.8**, sono riportate la mappa e la tabella riassuntiva delle condizioni di Stato Ecologico, con le stazioni colorate a seconda della classificazione: rosso "cattivo", arancione "povero", giallo "moderato", azzurro "buono" e blu "alto".

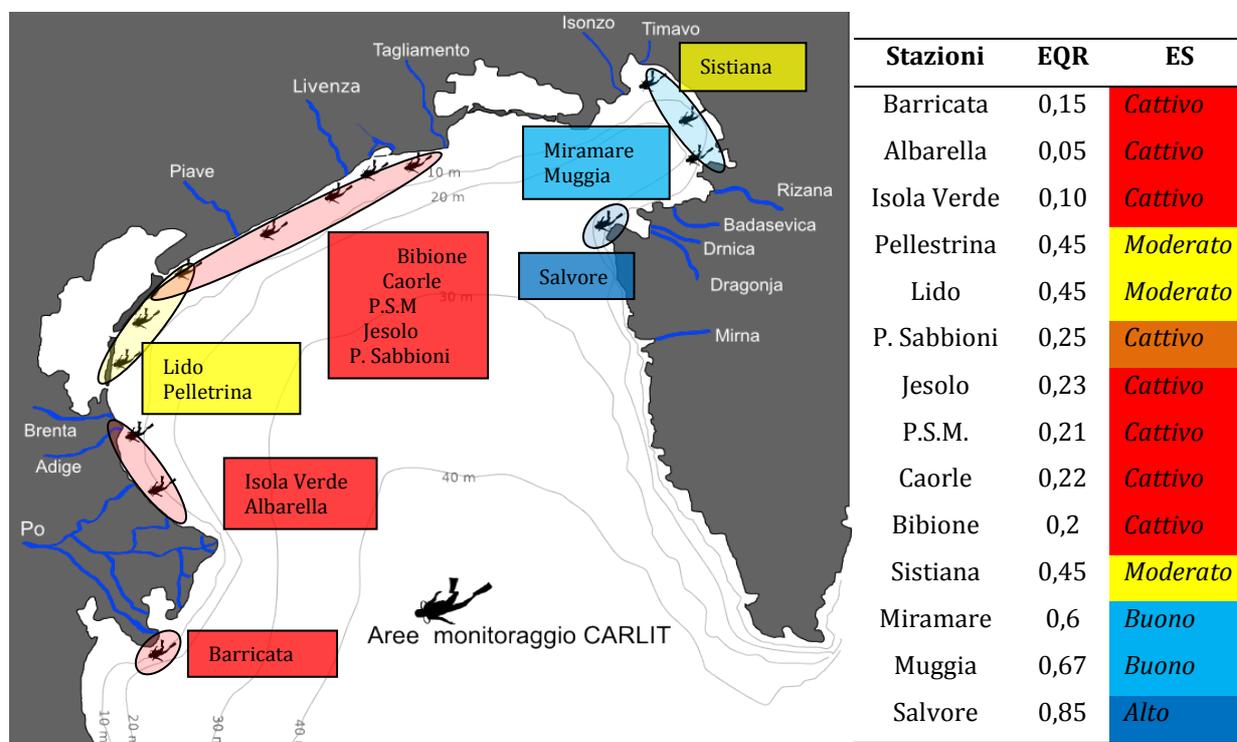


Figura 3.8: mappa e tabella riassuntiva dei risultati della classificazione di Stato Ecologico tramite l'applicazione dell'indice CARLIT

3.3. PARAMETRI AMBIENTALI

3.3.1. Stazioni di monitoraggio annuali (2011-2013)

3.3.1.1. Parametri dell'acqua

I risultati dei parametri ambientali dell'acqua nelle quattro stazioni di campionamento annuale (Salvore, Sistiana, P.S.M. e Lido) sono stati determinati con frequenza mensile. I parametri considerati sono: temperatura, salinità, pH, ossigeno disciolto %, fosforo reattivo, ammonio, nitriti, nitrati, silicati clorofilla-*a*, feo-pigmenti e particolato sospeso.

Le medie annuali e deviazione standard sono riportate in **Tab. 3.6**.

Tabella 3.6: medie e deviazione standard dei parametri ambientali e biologici nell'acqua nelle quattro stazioni di monitoraggio.

	Salvore		Sistiana		P.S.M.		Lido	
	Media	sd	Media	sd	Media	sd	Media	sd
Temperatura °C	16,9	±6,5	16,1	±6,2	16,9	±6,7	17,3	±7,1
Salinità psu	36,15	±1,23	25,88	±2,14	32,76	±1,87	34,99	±0,90
pH	8,27	±0,03	8,10	±0,08	8,17	±0,06	8,24	±0,09
Ossigeno disciolto %	134	±10,0	120	±18,1	121	±16,4	130	±25,6
Fosforo µM	0,10	±0,07	0,37	±0,2	0,81	±0,58	0,36	±0,20
Ammonio µM	0,64	±0,30	2,68	±0,95	3,27	±1,36	1,57	±1,14
Nitriti µM	0,26	±0,11	0,42	±0,31	1,14	±0,75	0,81	±0,60
Nitrati µM	1,06	±0,65	11,1	±5,68	18,9	±9,75	7,24	±5,76
DIN µM	1,97	±0,44	13,0	±5,60	23,3	±9,75	9,62	±5,23
Silicati µM	2,18	±2,65	11,5	±4,40	10,4	±4,26	6,10	±2,35
Clorofilla- <i>a</i> mg/l	0,10	±0,0	0,15	±0,0	1,30	±0,8	0,71	±0,3
Feo-pigmenti mg/l	0,00	±0,0	0,00	±0,0	0,21	±0,2	0,12	±0,0
Clorofilla- <i>a</i> tot mg/l	0,10	±0,0	0,15	±0,0	1,51	±0,8	0,83	±0,3
Particolato mg	2,48	±1,35	7,20	±3,62	15,20	±0,80	10,0	±4,03

✓ Temperatura

La media annuale della temperatura nelle quattro stazioni di monitoraggio (da maggio 2012 ad aprile 2013) è stata di $16,8 \pm 0,5$ °C (**Tab. 3.6**). Come mostrato in **Fig. 3.9**, i valori più alti sono stati riscontrati nei mesi estivi da giugno a settembre, con temperature medie di $24,1 \pm 2,1$ °C, mentre le temperature più basse sono state osservate durante i mesi da dicembre a marzo, con valori medi di $8,6 \pm 0,5$ °C. La stazione con la temperatura dell'acqua media annuale maggiore era il Lido (17,3 °C), la quale ha mostrato un valore massimo di 27,5 °C. Tale stazione, inoltre presentava la più alta escursione termica (deviazione standard $\pm 7,1$ °C). Contrariamente, la stazione con la temperatura dell'acqua più fredda è stata Sistiana, dove il valore medio era di $16,1 \pm 6,2$ °C, mentre in gennaio si è registrata la temperatura minima con 7,1 °C. Le due stazioni di P.S.M e Salvore presentavano, invece, temperature e andamenti annuali molto simili, con medie rispettivamente di $16,9 \pm 6,7$ °C e $16,9 \pm 6,5$ °C.

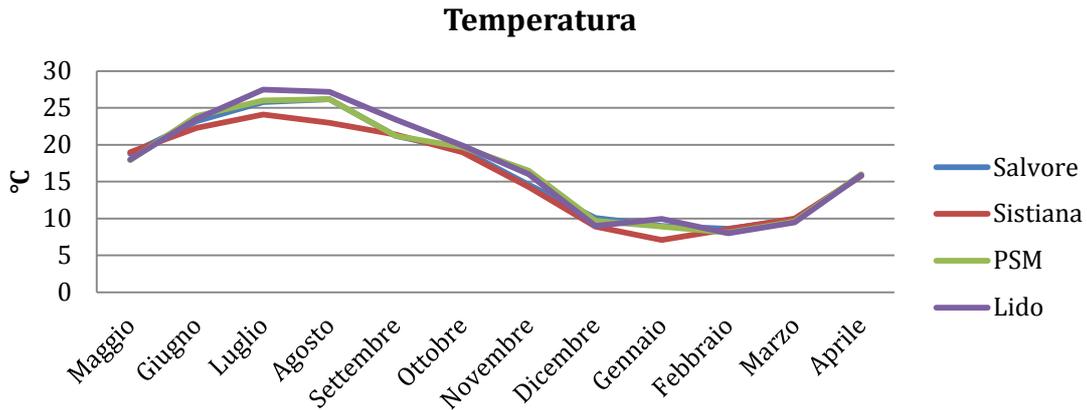


Figura 3.9: Plot dell'andamento annuale della temperatura dell'acqua (°C).

✓ **Salinità**

La salinità maggiore nell'acqua è stata rilevata nella stazione di Salvore (media annuale: $36,15 \pm 1,23$ psu), viceversa la stazione con salinità più bassa è stata Sistiana (media annuale: $25,88 \pm 2,14$ psu) (Tab. 3.6). Le due aree di monitoraggio situate nella costa veneta, presentavano salinità intermedie, più alta al Lido (media annuale: $34,99 \pm 0,9$ psu) rispetto a P.S.M (media annuale: $32,76 \pm 1,87$ psu). Quest'ultima stazione e Sistiana, sono quelle che hanno mostrato una maggiore variazione di salinità annuale (Fig. 3.10). In particolare, la variazione della salinità a P.S.M. si presentava con due valori minimi nel mese di settembre e dicembre, (rispettivamente di 30,10 psu e 29,40 psu) e due valori più alti a ottobre e gennaio (rispettivamente di 34,05 psu e 35 psu). Mentre a Sistiana i cambiamenti di salinità si sono riscontrati maggiormente durante i mesi da giugno ad ottobre, con minimi di 22,40 psu a luglio e 23,50 psu a settembre. Il valore maggiore riscontrato durante l'anno di monitoraggio è stato di 39,33 psu, determinato a Salvore in luglio, unica variazione importante di salinità in questa zona marino-costiera, poiché l'andamento annuale risulta molto omogeneo.

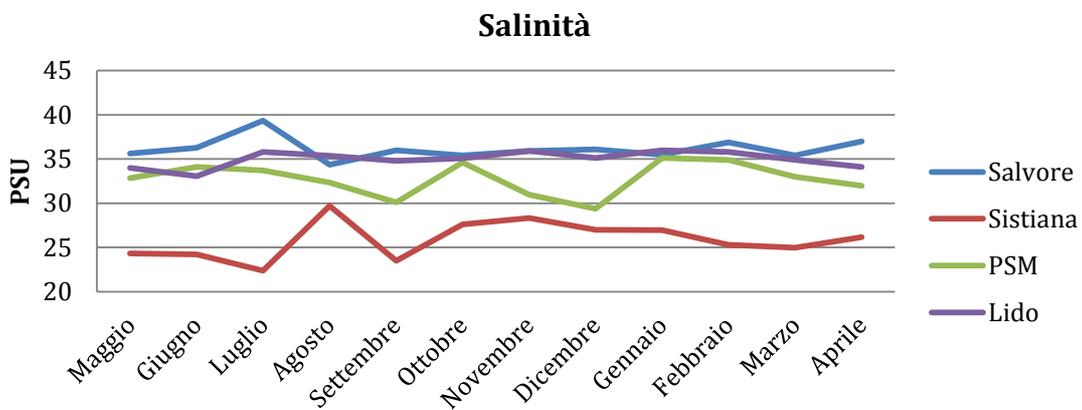


Figura 3.10: Plot dell'andamento annuale della salinità dell'acqua (psu)

✓ pH

I valori medi di pH (**Tab. 3.6**) in tutte le stazioni (valore medio di pH totale di $8,19 \pm 0,09$) hanno mostrato una variabilità da 8,49, determinato al Lido in marzo e 7,92 a Sistiana in maggio. Salvore è la stazione che ha evidenziato una media di pH più alta ($8,27 \pm 0,03$) contrariamente a Sistiana dove la media era la più bassa ($8,10 \pm 0,08$). Come indicato in **Fig. 3.11**, la variabilità annuale maggiore è stata rilevata nelle stazioni del Lido (sd $\pm 0,09$) e Sistiana (sd $\pm 0,08$). In quest'ultima stazione sono stati osservati durante i mesi di maggio è settembre, due valori di pH molto bassi rispetto alla media, rispettivamente 7,92 e 8,03 mentre ad agosto il pH è aumentato fino al valore di 8,21. Nella stazione di P.S.M. i valori minimi sono stati trovati a maggio (pH 8,10) e a marzo (pH 8,07), mesi in cui anche a Sistiana era presente un pH basso. Infatti, da dicembre ad aprile, in entrambe le stazioni si osserva un andamento decrescente di questo valore, con un *trend* differente alle altre due stazioni (Lido e Salvore).

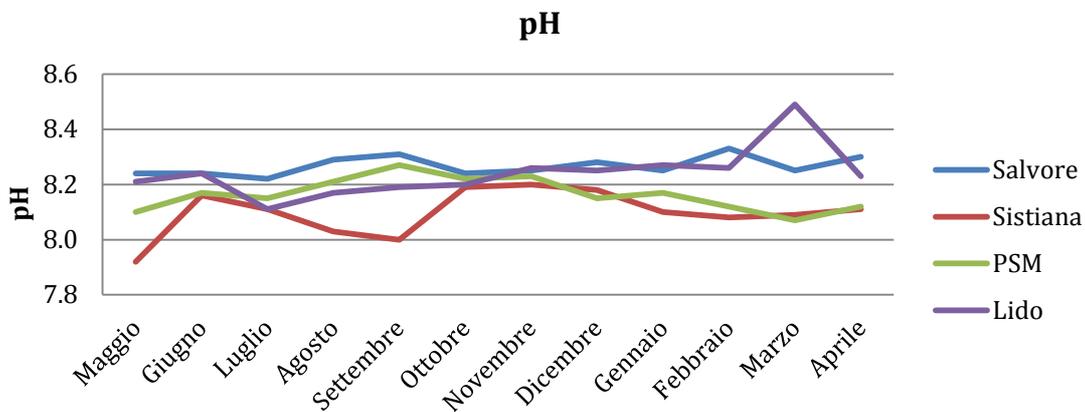


Figura 3.11: Plot dell'andamento annuale della pH dell'acqua

✓ Ossigeno disciolto

In tutte le stazioni durante il periodo di monitoraggio la percentuale di ossigeno disciolto nell'acqua ha mostrato condizione quasi totali di sovra-saturazione ($>100\%$) (**Tab. 3.6**). Solamente nella stazione di Sistiana sono stati osservati valori sotto il 100%, durante i mesi giugno (91%) ed agosto (99,5%). Questa stazione presentava una percentuale media di ossigeno disciolto più bassa rispetto alle altre zone di campionamento ($120 \pm 18,1\%$). A Salvore e al Lido le percentuali medie si attestavano attorno al $134 \pm 10\%$ e al $130 \pm 25,6\%$, rispettivamente, mentre a P.S.M la saturazione dell'ossigeno scendeva a $121 \pm 16,4\%$. Inoltre, gli andamenti mensili (**Fig. 3.12**) mostravano che durante il periodo invernale (da ottobre a gennaio) in tutte le zone di monitoraggio la percentuale media era più alta ($133 \pm 19\%$). Infatti, nella zona del Lido, nei mesi di ottobre e novembre sono stati osservati due valori di saturazione molto alti, che superavano il 170%. Anche a P.S.M e a Salvore, durante questo periodo, sono stati evidenziati valori massimi, rispettivamente di 155% a Salvore in ottobre e 158% a P.S.M in novembre.

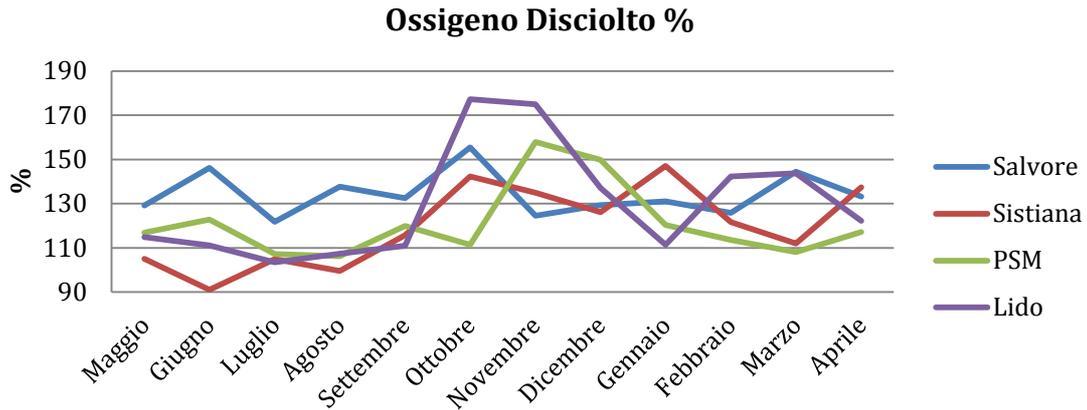


Figura 3.12: Plot dell'andamento annuale della saturazione dell'ossigeno disciolto nell'acqua (%)

✓ **Fosforo**

I dati di concentrazione di fosforo reattivo hanno evidenziato un valore medio più basso a Salvore, pari a $0,1 \pm 0,07 \mu\text{M}$, mentre a Sistiana e al Lido, le concentrazioni risultavano simili, con valori di $0,37 \pm 0,15 \mu\text{M}$ e $0,36 \pm 0,20 \mu\text{M}$, rispettivamente. I valori più alti sono stati determinati a P.S.M., con una media annuale di $0,81 \pm 0,58 \mu\text{M}$, e tre picchi nei mesi di maggio ($1,80 \mu\text{M}$), agosto ($1,51 \mu\text{M}$) e settembre ($1,81 \mu\text{M}$).

Come mostrato in **Fig. 3.13**, l'andamento annuale evidenzia un decremento delle concentrazioni nei mesi invernali in tutte le stazioni, maggiormente evidente nella stazione di P.S.M. in cui nei mesi più caldi sono stati determinati i valori maggiori di fosforo. A Salvore durante i mesi freddi le concentrazioni erano al limite della rilevabilità (media da ottobre a febbraio di $0,05 \pm 0,02 \mu\text{M}$) con un lieve aumento nel periodo primaverile-estivo (media da maggio a settembre di $0,17 \pm 0,03 \mu\text{M}$). Mentre al Lido le concentrazioni più basse sono state osservate da dicembre a gennaio (media $0,17 \mu\text{M}$), con una successiva risalita nei mesi primaverili.

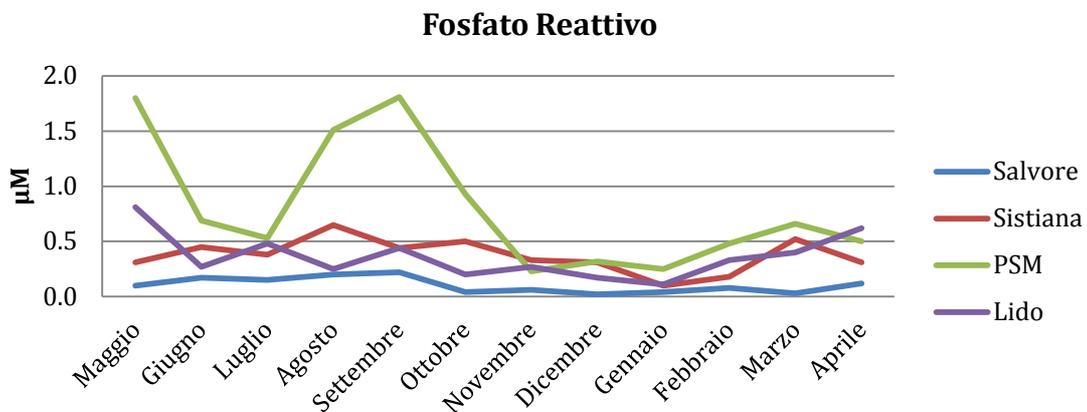


Figura 3.13: Plot dell'andamento annuale della fosforo reattivo (μM) nell'acqua

✓ Azoto inorganico Disciolto

La concentrazione di Azoto Inorganico Disciolto (DIN) nell'acqua, data dalla somma di ammonio, nitriti e nitrati, (**Tab. 3.6**) ha mostrato valori molto bassi e poco variabili, nella stazione di Salvore ($1,97 \pm 0,44 \mu\text{M}$) rispetto alle altre tre aree. I valori medi più alti di DIN sono stati trovati a P.S.M. ($23,3 \pm 9,75 \mu\text{M}$) mentre a Sistiana e al Lido le concentrazioni risultavano inferiori (rispettivamente di $13,0 \pm 5,60 \mu\text{M}$ e $9,6 \pm 5,23 \mu\text{M}$).

In particolare, le concentrazioni di ione ammonio (**Fig. 3.14**) erano più alte a P.S.M. ($3,27 \pm 1,36 \mu\text{M}$) e a Sistiana ($2,68 \pm 0,95 \mu\text{M}$) rispetto al Lido ($1,57 \pm 1,14 \mu\text{M}$) e a Salvore ($0,64 \pm 0,30 \mu\text{M}$). Nel mese di maggio si sono riscontrate le concentrazioni più alte a P.S.M. ($5,19 \mu\text{M}$) mentre a luglio nella stazione di Sistiana ($4,62 \mu\text{M}$) e del Lido ($3,62 \mu\text{M}$). La variabilità annuale della stazione di Salvore risultava molto bassa, con valori che si attestano al limite della rilevabilità, soprattutto durante i mesi di gennaio-febbraio (media $0,16 \mu\text{M}$).

Per quanto concerne la concentrazione dei nitriti (**Fig. 3.15**), la media totale delle quattro stazioni era di $0,66 \pm 0,57 \mu\text{M}$, mentre le medie annuali ottenute in ogni stazione hanno mostrato valori di $1,14 \pm 0,67 \mu\text{M}$ nelle acque di P.S.M., di $0,81 \pm 0,60 \mu\text{M}$ in quelle del Lido, di $0,42 \pm 0,31 \mu\text{M}$ a Sistiana e infine di $0,26 \pm 0,11 \mu\text{M}$ nella stazione di Salvore. In particolare, si osserva una maggiore concentrazione nel periodo estivo, con i valori più alti a P.S.M. ($2,44 \mu\text{M}$ in luglio), a Sistiana ($1,38 \mu\text{M}$ in luglio) e al Lido ($1,78 \mu\text{M}$ in maggio e $1,89$ in settembre). Contrariamente, i valori più bassi sono stati trovati nei mesi autunnali e invernali, in modo particolare a Salvore, dove le concentrazioni arrivavano quasi al limite di rilevabilità.

Infine, le concentrazioni dei nitrati (**Fig. 3.16**) presentavano una media totale in tutte le aree di campionamento pari a $9,57 \pm 8,96 \mu\text{M}$ con valori medi più alti sempre a P.S.M. ($18,9 \pm 9,75 \mu\text{M}$). Nelle altre stazioni le concentrazioni medie erano minori, con valori compresi tra $11,1 \pm 5,68 \mu\text{M}$ a Sistiana, $7,24 \pm 5,76 \mu\text{M}$ al Lido, fino al valore minimo di $1,06 \pm 0,65 \mu\text{M}$ a Salvore. Osservando la stagionalità dei dati, è possibile sottolineare che nei mesi più caldi (da aprile a settembre) in tutte le stazioni la concentrazione era maggiore rispetto a quelli più freddi (da ottobre a marzo). Infatti, la concentrazione media dei nitrati a Salvore, da $1,45 \mu\text{M}$ rilevate in primavera-estate si abbassa fino a $0,50 \mu\text{M}$ in autunno-inverno mentre al Lido nello stesso intervallo temporale si passa da $2,31 \mu\text{M}$ a $0,88 \mu\text{M}$. Nelle stazioni di Sistiana e P.S.M., la variabilità stagionale risultava ancora maggiore, con medie durante il periodo caldo di $4,54 \mu\text{M}$ e $9,32 \mu\text{M}$, rispettivamente, e una diminuzione nei mesi freddi fino a $2,92 \mu\text{M}$ a Sistiana e $2,19 \mu\text{M}$ a P.S.M.

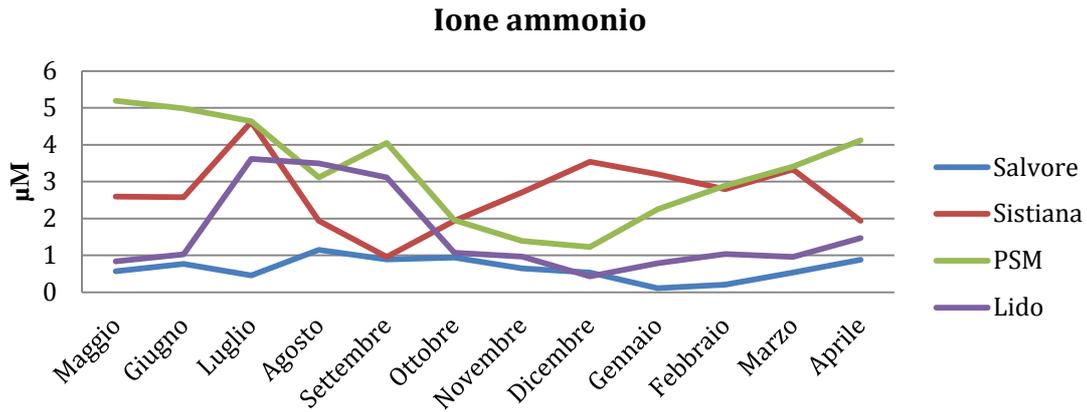


Figura 3.14: Plot dell'andamento annuale della concentrazione dello ione ammonio nell'acqua (µM)

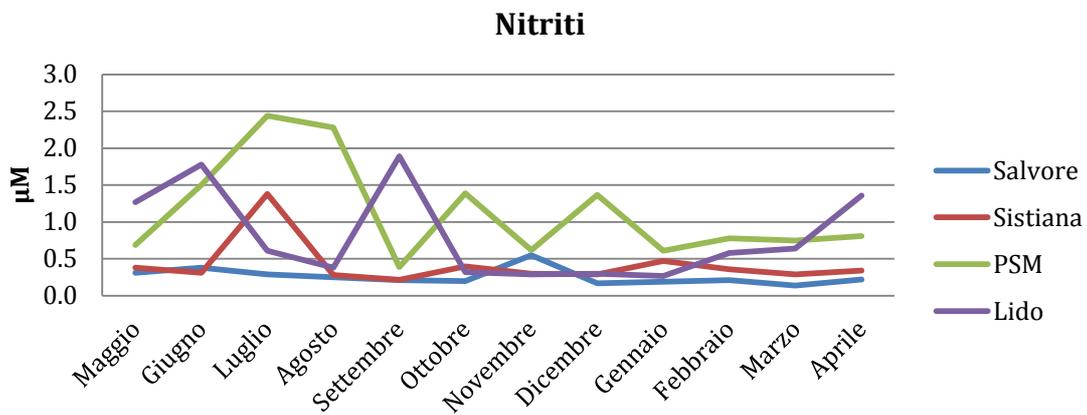


Figura 3.15: Plot dell'andamento annuale della concentrazione di nitriti nell'acqua (µM)

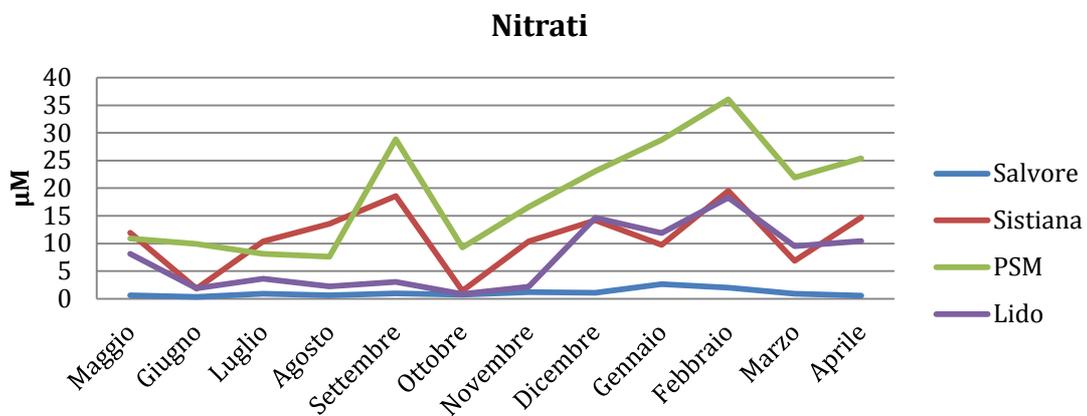


Figura 3.16: Plot dell'andamento annuale della concentrazione dei nitrati nell'acqua (µM)

✓ Silicati

La concentrazione di silicati media annuale rilevata in tutte le stazioni si attestava attorno a $7,55 \pm 5,06 \mu\text{M}$ (**Tab. 3.6**), con valori maggiori a Sistiana (media: $11,5 \pm 4,40 \mu\text{M}$) e a P.S.M (media: $10,4 \pm 4,26 \mu\text{M}$) e minori al Lido ($6,10 \pm 2,35 \mu\text{M}$) e a Salvore ($2,18 \pm 2,65 \mu\text{M}$). Come evidenziato in **Fig. 3.17**, le variazioni mensili delle concentrazioni presentano, per tutte le stazioni, un abbassamento durante il mese di ottobre, in cui si osservano i valori medi più bassi. In particolare in questo mese a Salvore i silicati avevano una concentrazione di $0,41 \mu\text{M}$, al Lido di $1,11 \mu\text{M}$, mentre nelle stazioni di Sistiana e P.S.M. i valori erano di $3,74 \mu\text{M}$ e $4,14 \mu\text{M}$.

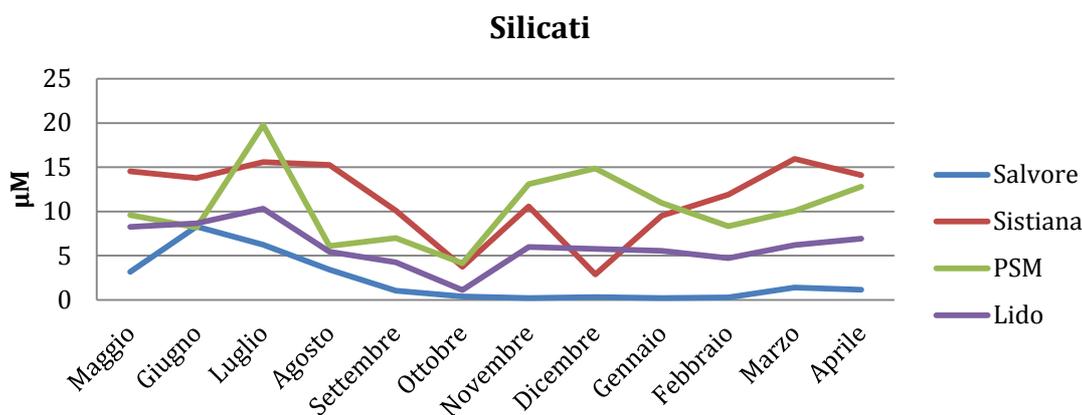


Figura 3.17: Plot dell'andamento annuale della concentrazione di silicati nell'acqua (μM)

✓ Clorofilla-a

La clorofilla-*a* e i feopigmenti (**Tab. 3.6**), mostrano come nelle stazioni di Salvore e Sistiana i valori si attestavano attorno al limite della rilevabilità (Salvore: $0,10 \text{ mg/l}$ e Sistiana $0,15 \text{ mg/l}$) durante tutto il periodo di monitoraggio. Contrariamente, nelle due stazioni Venete le concentrazioni sono risultate maggiori. In particolare a P.S.M. i valori medi di clorofilla-*a* e feopigmenti erano di $1,30$ e $0,21 \text{ mg/l}$, rispettivamente, mentre al Lido questi valori scendevano a $0,71$ e $0,12 \text{ mg/l}$. Nelle due aree di monitoraggio venete, gli andamenti stagionali (**Fig. 3.18**) hanno rilevato che i valori maggiori nei mesi più caldi (giugno, luglio e agosto) e una diminuzione, meno marcata a P.S.M., durante i mesi invernali (dicembre, gennaio e febbraio). I valori più alti sono stati trovati nei mesi di giugno e luglio a P.S.M., rispettivamente di $2,84$ e $2,85 \text{ mg/l}$.

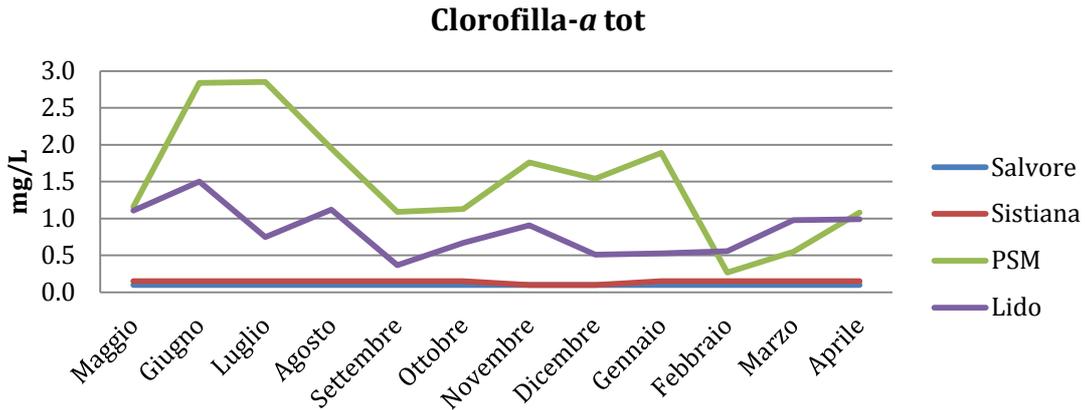


Figura 3.18: Plot annuale della concentrazione di clorofilla-a totale nell'acqua

✓ **Particolato**

La quantità maggiore di particolato sospeso nell'acqua è stata determinata a P.S.M., con un valore medio pari a $15,5 \pm 0,80$ mg/l, mentre nella stazione del Lido, il peso medio del particolato diminuisce fino a $10,0 \pm 4,03$ mg/l. Nell'area di Sistiana la media risultava ancora inferiore ($7,20 \pm 3,62$ mg/l) ma, la stazione con l'acqua più limpida per una scarsa presenza di particolato sospeso era Salvore, dove la quantità media si attestava attorno ai $2,48 \pm 1,35$ mg/l.

Com'è possibile notare dalla Fig. 3.19, in tutte le stazioni si osserva una maggiore torbidità durante i mesi estivi e una successiva diminuzione nei mesi invernali, in cui nel mese di gennaio erano presenti i valori più bassi in tutte le stazioni. Mentre, i valori maggiori sono stati trovati nei mesi di luglio ($23,7$ mg/l) e maggio ($19,0$) nelle acque di P.S.M.

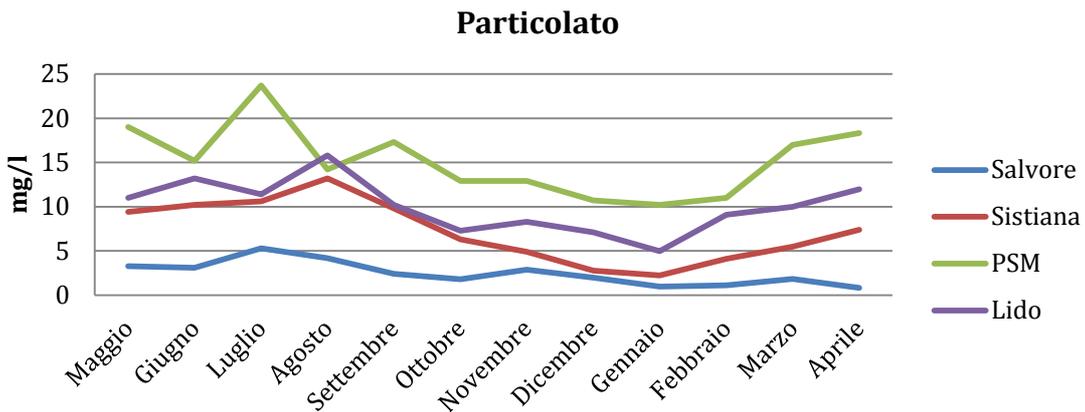


Figura 3.19: Plot dell'andamento annuale della quantità di particolato nell'acqua

3.3.1.2. Parametri del sedimento

❖ Granulometria

I risultati ottenuti dalla determinazione della granulometria dei sedimenti delle quattro stazioni in esame è mostrato in **Fig. 3.20**. Nelle due zone di monitoraggio della costa veneta vi è una predominanza della componente sabbiosa. Infatti, le percentuali relative di sabbia risultano al 95,6% a P.S.M. e 98,0% al Lido; la parte rimanente, di natura grossolana, è riconducibile a frammenti di conchiglie. Nel fondale di Sistiana, invece, era maggiore la parte pelitica, con valori pari al 57,1%. La parte restante di sedimento era di natura sabbiosa (24,9%) o composta di ghiaia e frammenti di conchiglie (18,0%).

Infine il fondale della stazione di Salvore è caratterizzato da una percentuale maggiore di sabbie (64,7%) e da una percentuale di ghiaia del 28,9%. Solamente una piccolissima frazione, pari al 6,4%, era di natura pelitica.

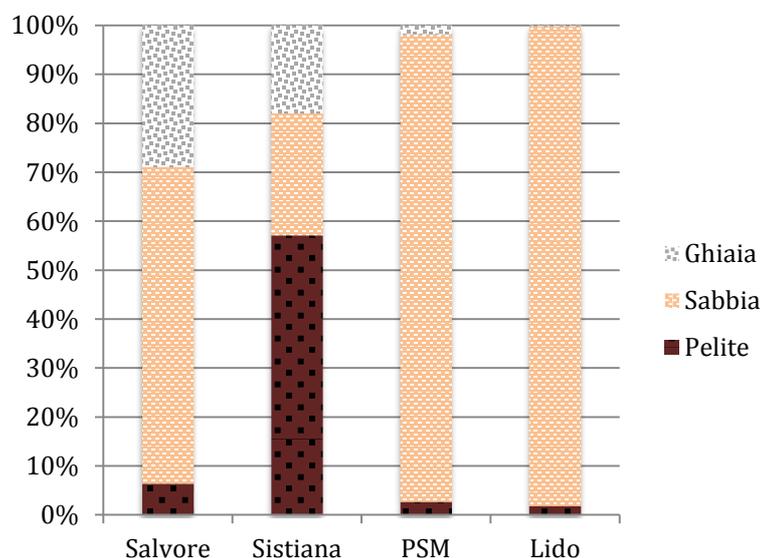


Figura 3.20: Composizione granulometrica (ghiaia, sabbia e pelite) dei sedimenti delle 4 stazioni in % .

❖ Concentrazione di carbonio fosforo e azoto.

Per quanto riguarda le concentrazioni di carbonio (organico e inorganico), fosforo (organico e inorganico) e azoto nei sedimenti si possono individuare delle distinzioni di natura chimica tra i diversi fondali delle quattro stazioni. La quantità di carbonio inorganico (**Fig. 3.21**) maggiore è stata trovata a Salvore (108 mg/g), dove la componente organica è quasi completamente assente (1 mg/g). La stessa situazione, anche se con concentrazioni inferiori, è stata riscontrata al Lido (79 mg/g inorganico e 5 mg/g organico). Invece, le altre due stazioni presentavano valori di carbonio organico relativamente più elevati: 31 e 29 mg/g a Sistiana e P.S.M., rispettivamente mentre la frazione inorganica era di 60 e 89 mg/g, rispettivamente.

Il fosforo trovato sui sedimenti di Sistiana mostrava le concentrazioni più elevate sia per la frazione organica (20 mg/g) che quella inorganica (25 mg/g). Invece nella stazione di P.S.M. sono state trovate le concentrazioni minori per entrambe le frazioni: 2 e 15 mg /g per il fosforo organico ed inorganico, rispettivamente. Salvore e il Lido presentavano concentrazioni intermedie simili con 16 e 6 mg/g e 18 e 4 mg/g per le frazioni inorganica ed organica, rispettivamente.

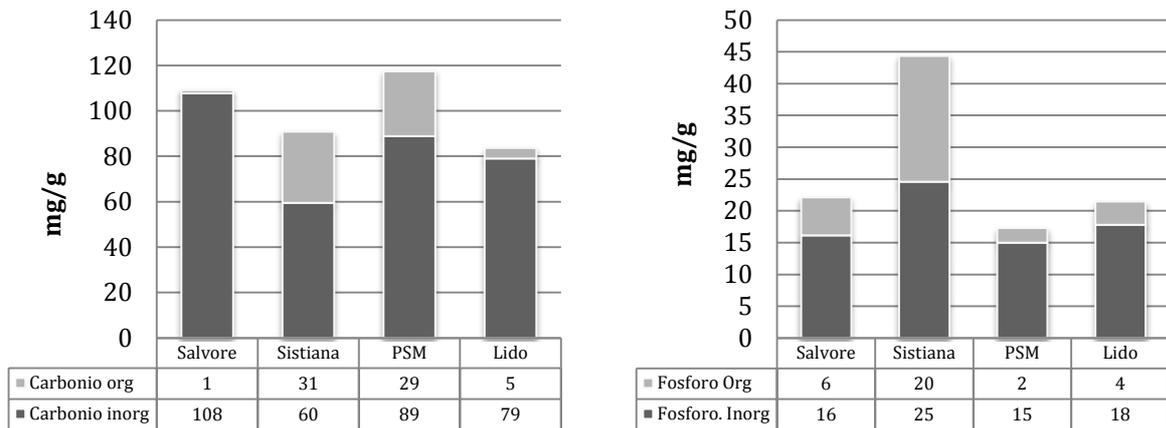


Figura 3.21: istogramma della concentrazione nel sedimento di carbonio (organico e inorganico) e fosforo (organico e inorganico) in mg/g

Come mostrato in **Fig. 3.22**, la concentrazione di azoto totale nel sedimento era nettamente più alta nel fondale di Sistiana, rispetto alle altre stazioni, con valore pari a 0,388 mg/g. Quantità molto basse, quasi al limite di rilevabilità, sono state rilevate nel sedimento di Salvore e Lido, con valori medi di 0,085 mg/g e 0,051 mg/g, rispettivamente, mentre nel sedimento di P.S.M. le concentrazioni si abbassano notevolmente fino a 0,032 mg/g.

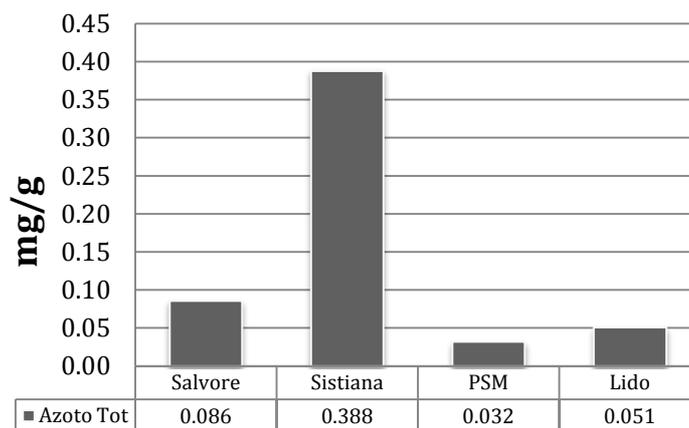


Figura 3.22: istogramma della concentrazioni nel sedimento dell' azoto totale in mg/g

3.3.2. Risultati dei parametri ambientali dell'acqua nell'area marino-costiera del Mare Adriatico Settentrionale (visione d'insieme)

3.3.2.1. Dati Si.Di.Mar

I risultati ottenuti dall'elaborazione dei dati Si.Di.Mar (mediana, I e II quartile, max e min e *outlier*), nei dieci transetti istituzionali (P. Garibaldi, Albarella, Lido-Pellestrina, P. Sabbioni, Jesolo, Caorle, P. Buso, Sistiana, Miramare e Muggia), sono riportati nelle **Figg. 3.23 - 3.32**. Nel contesto di questa ricerca sono stati considerati valori mensili di salinità, pH, fosforo, ammonio, nitriti, nitrati, silicati clorofilla-*a* e Disco Secchi (solo nella stazione 1, a 500 m), monitorati durante gli anni 2002-2009 nelle due stazioni che compongono ogni transetto istituzionale. Nel testo che segue, le due stazioni che compongono il transetto, verranno indicate con: "1" la stazione a 500 m e "3" quella a 3704 m dalla costa. A causa di una discontinua disponibilità dei dati scaricabili, per esempio per la mancanza totale alcuni mesi o parte di anni, sono state considerate le mediane dell'intero periodo (2002-2009). Non è stato possibile quindi, in questo caso, valutare gli andamenti annuali.

➤ Temperatura

I valori mediani della temperatura in tutte i transetti di monitoraggio, hanno mostrato come le acque leggermente più calde erano presenti nella fascia della stazioni "1", quella più vicine alla costa (mediana 15,8 °C) rispetto alle stazioni "3", localizzate più al largo (15,5 °C) (**Fig. 3.23**).

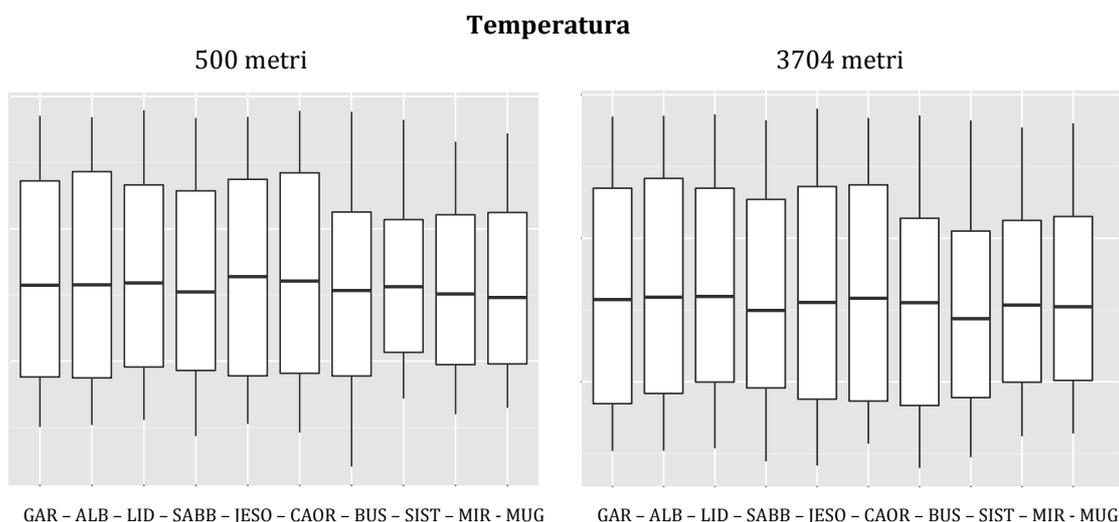


Figura 3.23: *box-plot* (mediana, I e II quartile, max-min e *outlier*) della concentrazione della temperatura nell'acqua nelle due stazioni "1" e "3" (500 m e 3704 m) che compongono ogni transetto.

In particolare, le stazioni della fascia "1" che hanno evidenziato una minor temperatura dell'acqua erano quelle di Muggia (14,80 °C) e P. Buso (15,34 °C) mentre le fascia "3" le temperature più basse sono state osservate sempre lungo la costa Friulana (Muggia, 15,23 °C,

Miramare 15,35 °C , Sistiana 14,40 °C e P. Buso 15,51 °C). Inoltre, com'è possibile osservare dal grafico di **Fig. 3.23**, i valori massimi e minimi (max. 28,85 °C e min. 2,03 °C) nella stazioni "1" di P. Buso risultano i più estremi, rispetto alle altre stazioni. Infine la variabilità, espressa da I e III quartile risulta maggiore nel transetti di Caorle e Jesolo, dove appunto sono state riscontrate le temperature mediane più alte.

➤ Salinità

Com'è rappresentato nel *box plot* in **Fig. 3.24**, i valori di salinità dell'acqua, sia nelle stazioni "1" che in quelle "3", permettono di distinguere nei dieci transetti, tre gruppi con mediane di salinità simili. Infatti, il primo gruppo che include le stazioni a maggior salinità dell'acqua comprendono l'area friulana ad est di Muggia e Miramare, dove i valori mediani nella fascia "1" erano rispettivamente di 37,61 psu e 37,36 psu, mentre nelle stazioni "3" la salinità diminuiva leggermente, fino a 37,38 psu e 37,24 psu. Nella fascia "1", più vicina alla costa erano presenti numerosi *outlier* con salinità leggermente inferiori (minimo a Miramare di 33,61 psu e a Muggia di 31,28 psu), mentre si osserva nella fascia "3", una salinità ancora più bassa, intorno ai 28 psu, per entrambi i transetti.

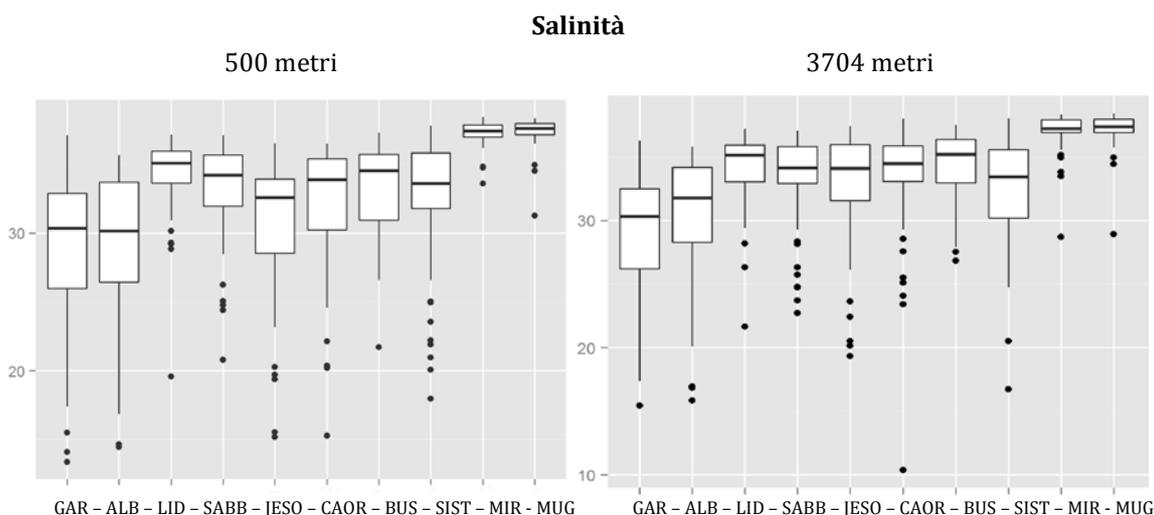


Figura 3.24: *box-plot* (mediana, I e II quartile, max-min e *outlier*) della salinità nell'acqua nelle due stazioni "1" e "3" (500 m e 3704 m) che compongono ogni transetto.

Contrariamente, l'area centrale della costa dell'Adriatico Settentrionale, secondo gruppo, (da Sistiana e Lido-Pellestrina) in tutto il transetto (stazioni "1" e "3") la salinità ha mostrato una rilevante diminuzione, con una valore mediano dell'intero area di 34,28 psu. Mentre, le acque che nettamente presentavano una minor salinità erano quelle di Albarella e P. Garibaldi, con valori più bassi per la stazioni di Albarella nella stazione "1". In questi ultimi transetti le salinità che sono state determinate, erano per Albarella di 30,15 psu nella stazione 1 e 31,79 psu nella stazione 3 invece per P. Garibaldi di 30,36 psu nella stazione 1 più vicina alla costa e 30,34 psu in quella più lontana (staz. "3"). I valori minimi registrati in queste due aree

marino-costiere nella stazione “1” più vicina alla costa erano molto bassi, ovvero pari a 13,38 psu ad Albarella e 8,35 psu a P. Garibaldi.

➤ **pH**

La mediana dei valori di pH per tutta la costa adriatica considerata è stata di 8,18 in entrambe le stazioni di ogni transetto. I valori più bassi sono stati trovati lungo tutto il transetto di Sistiana (mediana di pH 8,11 stazione “1” e pH 8,14 stazione “3”). Come mostrato in **Fig. 3.25**, in questo transetto sono presenti numeri valori estremi (*outlier*), che arrivano fino a un pH di 7,5. Mentre il pH maggiore è stato osservato nelle acque di P. Garibaldi, anche in questo caso in entrambe le stazioni (mediane di pH 8,25 in stazione 1 e 8,28 in stazione 3). I valori estremi di pH riscontrati in queste acqua erano tutti tendenti a pH più basici (superiori a 8,5)

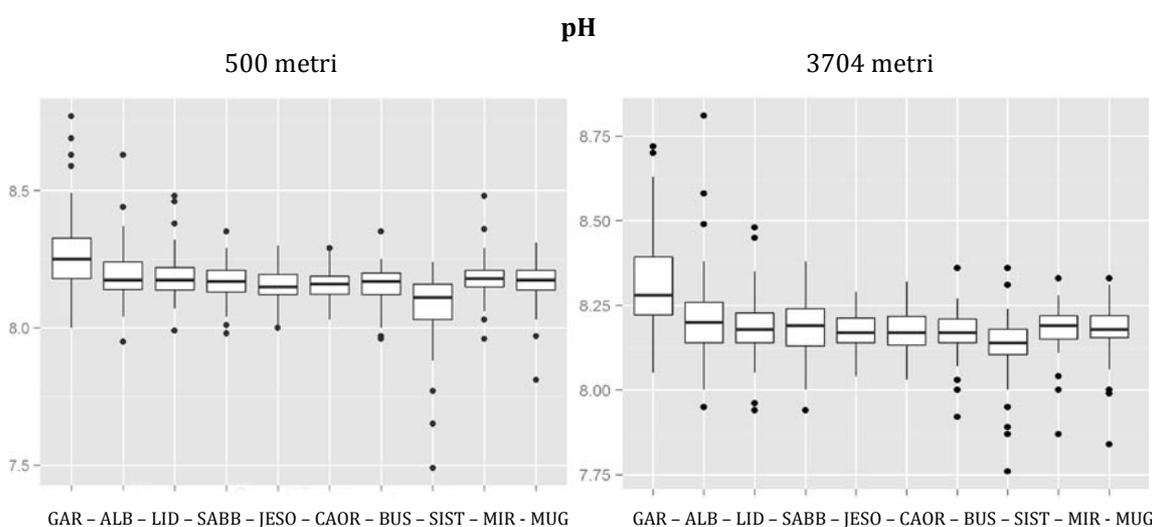


Figura 3.25: *box-plot* (mediana, I e II quartile, max-min e *outlier*) del pH nell’acqua nelle due stazioni “1” e “3” (500 m e 3704 m) che compongono ogni transetto.

➤ **Ossigeno disciolto**

La percentuale di saturazione dell’ossigeno disciolto nell’acqua mostrava in tutte le stazioni un valore mediano paria a 98,4% nella stazione “1” e 98,7 nella stazione “3”, con valori massimi a Jesolo, in prossimità della stazioni più vicina alla costa (99,4%) e nella stazione al largo di Albarella (99,9%).

Com’è possibile notare dal **Fig. 3.26**, i valori estremi sono maggiormente visibili e variabili nei transetti più a ovest (P. Garibaldi e Albarella). Infatti, nell’acqua di P. Garibaldi è possibile osservare una saturazione di ossigeno che raggiunge percentuali attorno al 200%, ma sono stati rilevati anche alcuni valori minimi, con una percentuale più bassa intorno al 62,2%.

Nelle stazioni verso est, la presenza di *outlier* risultano più ristretti attorno al valore mediano, senza gradi variabilità annuali. Sono comunque visibili valori estremi, maggiormente numerosi nelle stazioni di Lido e Jesolo. In quest’ultima area è stato registrato un valore *outlier* che si attesta attorno 55%, nella stazione “1” sotto costa.

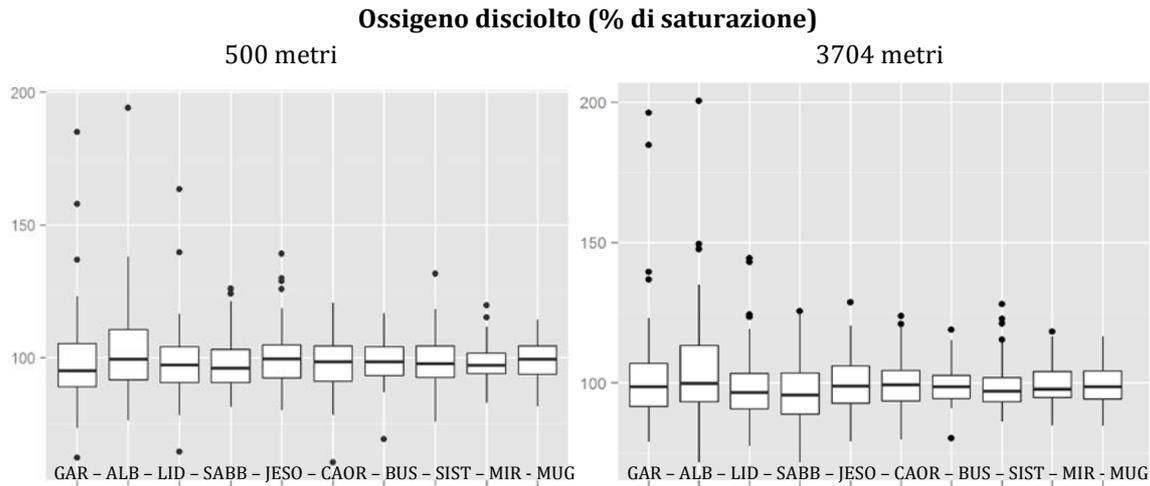


Figura 3.26: *box-plot* (mediana, I e II quartile, max-min e *outlier*) dell'ossigeno disciolto in acqua nelle due stazioni "1" e "3" (500 m e 3704 m) che compongono ogni transetto.

➤ **Fosforo reattivo**

Per quanto riguarda la concentrazione di fosforo reattivo nell'acqua, gli intervalli di dati che sono stati ottenuti per tutte le stazioni presentano un massimo di 1,14 μM nelle stazioni "1" a 500 metri dalla riva e 1,98 μM in quelle "3" a 3704 m (**Fig. 3. 27**). Considerando l'intera costa monitorata, le concentrazioni maggiori sono state trovate a P. Garibaldi (staz. "1": 0,08 μM e staz. "3": 0,08 μM), a Albarella (staz. "1": 0,14 μM e staz. "3": 0,16 μM) ed a Sistiana (staz. "1": 0,13 μM e staz. "2": 0,08 μM). Il transetto che mostrava una variabilità di dati più alta era P. Garibaldi, con numerosi *outlier* verso concentrazioni maggiori. Muggia e Miramare, invece erano caratterizzate da scarsa variabilità e concentrazioni più basse per tutto il transetto (0,05 μM entrambe), ma con valori minori e più omogenei nelle stazioni a 3704 m dalla costa. Dall'osservazione dei dati mensili di queste stazioni è possibile notare la presenza di numerosi valori al limite della rilevabilità, rispetto alle altre aree di monitoraggio. Infine, tutti i transetti della zona centrale del Mar Adriatico, da Lido-Pellestrina a P. Buso, erano caratterizzati da un valore mediano di 0,06 μM .

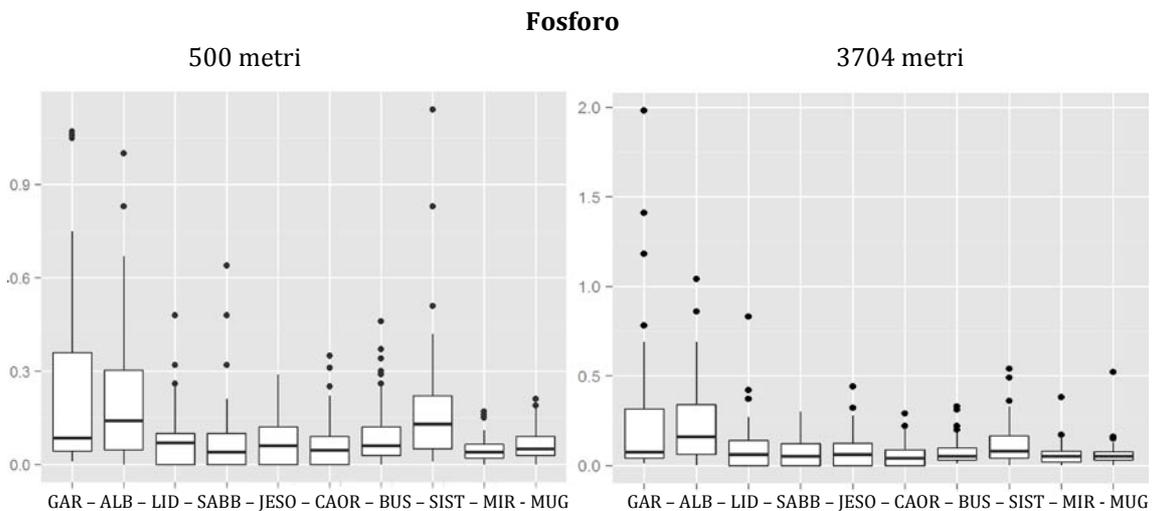


Figura 3.27: *box-plot* (mediana, I e II quartile, max-min e *outlier*) della concentrazione di fosforo nell'acqua nelle due stazioni "1" e "3" (500 m e 3704 m) che compongono ogni transetto.

➤ Azoto Inorganico Disciolto

In tutte le aree di studio, i risultati della concentrazione di Azoto Inorganico Disciolto (DIN) (somma tra ammonio, nitriti e nitrati) ha presentato valori maggiori nella fascia "1" più vicina alla costa (mediana 12,5 μM) rispetto alle concentrazioni minori trovate nelle stazioni a "3" (8,18 μM). Valori più alti erano presenti nel transetto di P. Garibaldi (mediana 30,6 μM), contrariamente le concentrazioni più basse sono state trovate nei transetti di Muggia (mediana 1,72 μM) e Miramare (mediana 2,43 μM). In tutte le altre stazioni sono state rilevate concentrazioni intermedie.

Nel dettaglio, i risultati ottenuti dalla determinazione della concentrazione dello ione ammonio hanno mostrato, come nel caso del DIN, una presenza maggiore di questo nutriente nella fascia delle stazioni "1" (mediana 0,78 μM) rispetto alle stazioni "3", localizzate più al largo (mediana 0,74 μM). Gli intervalli di concentrazione erano compresi tra i valori mediani di 1,57 μM nella stazione "1" di P. Garibaldi a 0,57 μM nella stazione "3" di Miramare. Nei transetti di P. Garibaldi e Albarella, aree con concentrazioni molto variabili, sono stati trovati molti valori estremi, anche superiori ai 10 μM .

Come indicato in **Figg. 3.28 e 3.29**, anche i *trend* di concentrazione dei nitriti tendono a valori più alti a P. Garibaldi, con mediana nella stazione "1" pari a 1,12 μM e 1,03 μM nella stazione "3". Mentre i valori più bassi sono stati osservati a Miramare (0,13 μM stazione 1, 0,09 μM stazione 3) e Muggia (0,11 μM stazione 1, 0,12 μM stazione 3). Dal grafico emerge anche che nelle stazioni a 3704 m dalla costa le concentrazioni presentavano una leggera tendenza verso valori inferiori dalle zone a ovest verso le stazioni a est, seguendo la linea di costa. Inoltre nelle stazioni a est sono presenti numerosi valori estremi, ma posizionati comunque vicino al valore mediano, rispetto ai valori estremi delle stazioni a ovest in cui risultano molto estesi verso concentrazioni maggiori.

Infine, i valori dei nitrati, tra i tre composti che formano il DIN, sono stati quelli a concentrazioni più alte, con valori mediani di tutta l'area indagata pari a 10,8 μM nella fascia a 500 m alla costa (staz. "1") e 7,18 μM nelle stazioni al largo (staz. "3"). Anche in questo caso l'area marino-costiera che presentava una maggiore quantità di nitrati era P. Garibaldi, dove è stato rilevato un valore mediano per l'intero transetto pari a 27,1 μM . Allo stesso modo, i valori più bassi sono stati determinati a Miramare e a Muggia con concentrazioni mediane nei transetti di 1,31 μM e 0,99 μM , rispettivamente. Negli altri transetti, che coincidono con l'area marino-costiera da Albarella a Sistiana le concentrazioni si attestano a valori mediani di 11,5 μM nelle stazioni "1" e 8,81 μM in quelle della fascia "3", valori che risultano intermedi alle aree precedentemente descritte.

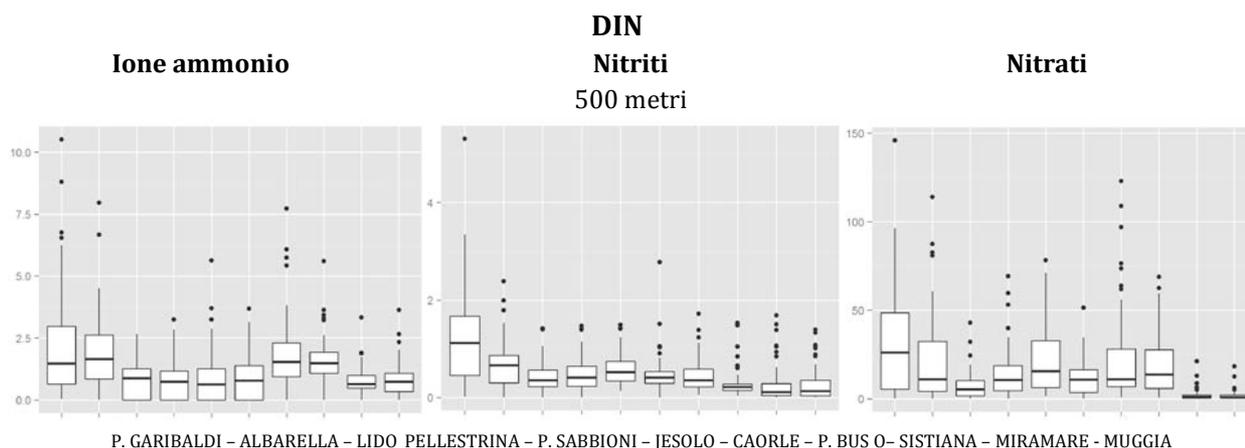


Figura 3.28: *box-plot* (mediana, I e II quartile, max-min e *outlier*) della concentrazione di ammonio, nitriti e nitrati nell'acqua nelle stazioni "1"

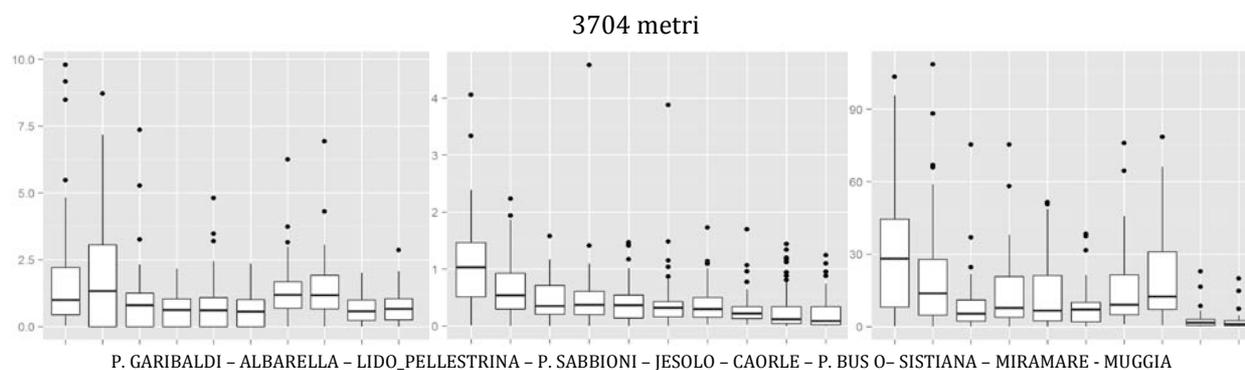


Figura 3.29 *box-plot* (mediana, I e II quartile, max-min e *outlier*) della concentrazione di ammonio, nitriti e nitrati nell'acqua nelle stazioni "3"

➤ Silicati

La concentrazione di silicati presenti nelle acque delle aree di studio (**Fig. 3.30**), hanno evidenziato una situazione molto eterogenea, con concentrazioni maggiori nelle stazioni della fascia "1", dove i valori più alti erano presenti a P. Garibaldi (16,6 μM) ad Albarella (9,98 μM), Jesolo (10,8 μM) e a Sistiana (9,46 μM). Viceversa, quelli più bassi sono stati trovati a Miramare e Muggia (2,29 μM e 2,67 μM rispettivamente). Nelle stazioni "3", l'andamento spaziale dei dati risultava molto simile alle stazioni 1, ma le concentrazioni risultano inferiori. Come indicato nella **Fig. 3.30** la maggiore presenza di valori estremi è da attribuirsi alla stazioni di Sistiana e di P. Buso, dove sono presenti valori che superano le 90 μM . Infine, è importante evidenziare come nell'area marino-costiera veneta, le acque della stazione del Lido siano caratterizzate da valori inferiori rispetto alle aree limitrofe.

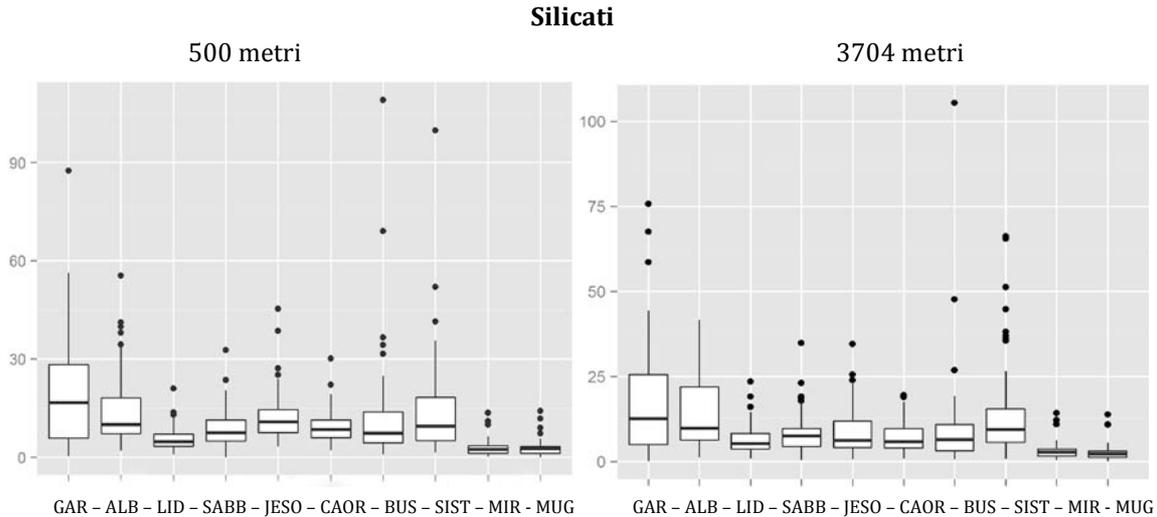


Figura 3.30: box-plot (mediana, I e II quartile, max-min e outlier) della concentrazione di silicati nell'acqua nelle due stazioni "1" e "3" (500 m e 3704m) che compongono ogni transetto.

➤ **Clorofilla-a**

Com'è mostrato in **Fig. 3.31**, la concentrazione di clorofilla-a risulta significativamente più alta nel transetto a P. Garibaldi (staz. "1": 3,82 mg/l, staz. "3" 4,00 mg/l). In quest'area sono stati registrati valori massimi superiori a 15 mg/l e valori minimi che arrivano ai 0,5 mg/l. Mentre gli intervalli delle mediane per le altre stazioni vanno da 0,90 mg/l (Albarella) a 0,40 mg/l (Caorle). Com'è possibile osservare in **Fig. 3.31** la fascia "1" è caratterizzata da concentrazioni maggiori e da numerosi valori estremi rispetto alla fascia "3", più lontana dalla costa.

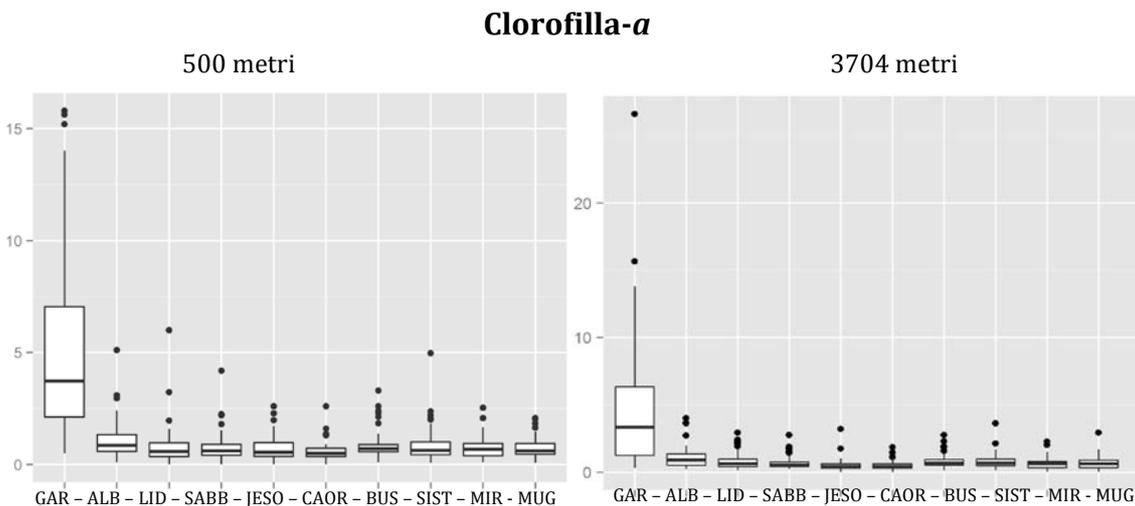


Figura 3.31 - box-plot (mediana, I e II quartile, max-min e outlier) della concentrazione di clorofilla-a nell'acqua nelle due stazioni "1" e "3" (500 e 3704 m) che compongono ogni transetto.

In particolare, nel transetto di Albarella il valore mediano era di 0,85 mg/l nella stazione "1" e di 0,90 mg/l in nella stazione "3", mentre nel transetto successivo (Lido-Pellestrina), a nord-

est rispetto Albarella, la concentrazione di clorofilla-*a* risulta più bassa, con valore mediano per tutto il transetto di 0,59 mg/l. L'area centrale dell'Adriatico settentrionale (da P. Sabbioni a Caorle), mostrava un'ulteriore diminuzione dei valori di clorofilla-*a*, rispetto alle stazioni descritte in precedenza, più marcata nelle stazioni della fascia "3". Infine, le stazioni della costa Friulana erano caratterizzate da valori che andavano nelle stazioni "1" da 0,70 mg/l di P. Buso a 0,60 mg/l di Muggia.

➤ **Disco Secchi**

Le misure di limpidezza/torbidità dell'acqua effettuate col Disco Secchi solo nelle stazioni 1, hanno evidenziato che le acque più limpide erano presenti nelle stazioni di Miramare e Muggia (**Fig. 3.32**). La visibilità del Disco Secchi in queste stazioni era superiore ai 4 m. Mentre le due aree marino-costiere di Sistiana e Lido, avevano una visibilità inferiore ai 3-4 m. Le stazioni localizzate nella zona centrale dell'Adriatico settentrionale erano caratterizzate da una visibilità ancora inferiore e compresa tra i 2-3 m. Infine, tra tutte le stazioni analizzate, le acque con maggior torbidità, erano quelle di P. Garibaldi, Albarella e P. Buso, in cui la profondità di visibilità del Disco Secchi era sempre inferiore ai 2 m.

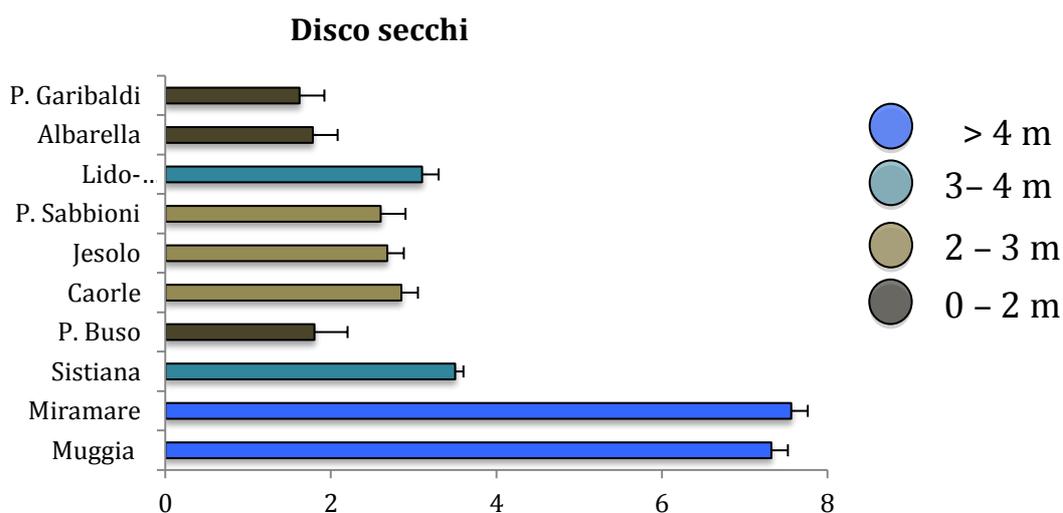


Figura 3.32: Istogramma dei valori mediani e valore massimo rilevati col disco Secchi (m) nelle stazioni a 500 m dalla costa (Staz. "1")

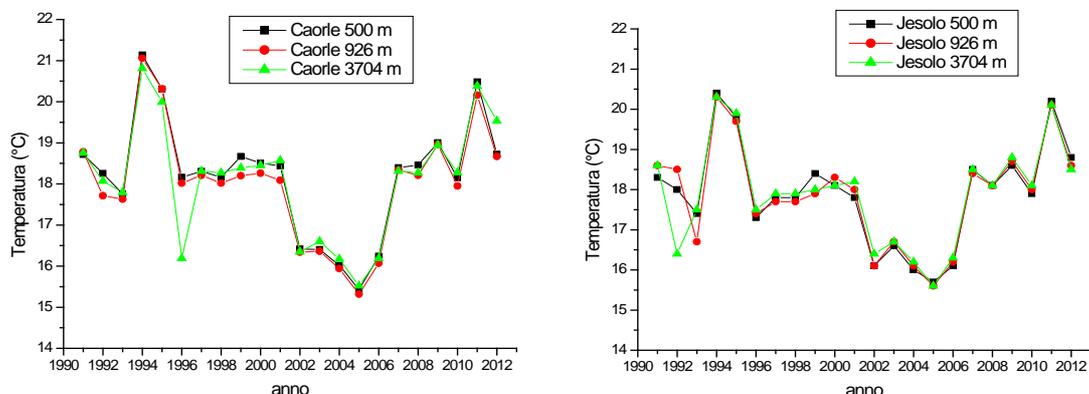
3.3.2.2. Dettaglio della costa Veneta (dati 1991-2012)

Gli andamenti annuali medi dei parametri dell'acqua, nei tre transetti (stazione 500 m, 926 m, 3704 m dalla costa) marino-costieri veneti, quali temperatura, Disco Secchi, pH, salinità ammonio, nitriti, nitrati, fosforo reattivo, silicati e clorofilla-*a* (solo a 500 m dalla costa) durante il periodo di campionamento dal 1991 al 2012 sono rappresentati dai *plot* a linea spezzata (**Fig. 3.33 - 3.43**). Inoltre nella tabella in **appendice 3**, sono riportati i valori medi dell'intero periodo di campionamento per ogni stazione di ogni transetto istituzionale veneto. L'analisi in regressione lineare non ha permesso di individuare *trend* di crescita o diminuzione dei parametri nel periodo temporale indagato. Il *best fit* ha fornito valori di tendenza per i quali l'errore relativo associato alla misura risultava maggiore del 100%, come prevedibile dai bassissimi valori di R^2 ottenuti.

I transetti istituzionali veneti sono composti dalle 3 stazioni a differenti distanze dalla costa, le quali durante la discussione verranno indicate nel seguente modo: stazione 1 a 500 m dalla costa, stazione 2, a 926 m e stazione 3 a 3704 m.

- **Temperatura**

L'andamento temporale della temperatura (**Fig. 3.33**) durante il periodo di campionamento in tutti i transetti, rispetto alla distanza delle stazioni della costa, non ha mostrato significative variazioni. L'area marino-costiera che ha mostrato una maggiore temperatura media dell'acqua è stata Lido-Pellestrina, con valori leggermente più alti nella stazione 3 (media $17,9 \pm 6,94$ °C), dove è stato osservato un valore massimo di $29,9$ °C (agosto 1995) e un valore minimo $4,2$ °C (febbraio 2004). Mentre, nella stazione intermedia di Caorle (stazione 2), la media dell'intero periodo risultava la più bassa ($17,2 \pm 7,0$), con temperatura massima di $28,6$ °C (luglio 1994) e minima di $3,3$ °C (febbraio 2005). Negli anni 1994-1995 sono stati rilevati in tutte le stazioni picchi di temperatura annuale media più alti, intorno ai $21-20$ °C, più marcati nel 1994, soprattutto nella transetti di Caorle (valore medio annuale di $21,1$ °C nella stazione 1, di $21,1$ °C nella stazione 2 e di $20,8$ nella stazione 3).



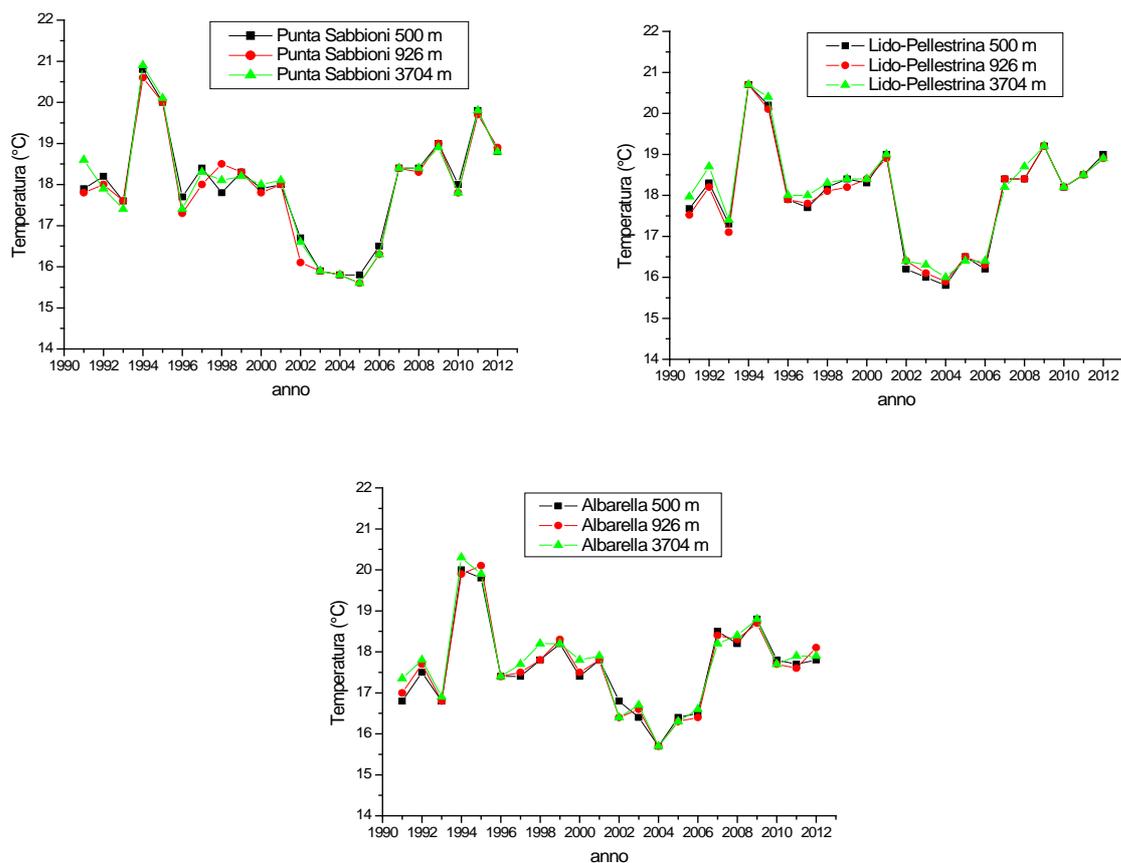


Figura 3.33: andamento della temperatura dell'acqua marina (°C) durante gli anni 1991 e 2012.

Viceversa durante gli anni 2002-2006 si è osservata una diminuzione, con temperatura annuale media dell'acqua che si attesta attorno a 16-15 °C. Anche in questo caso nel transetto di Caorle, sono stati determinati i valori medi annuali più bassi (valore medio annuale di 15,4 °C nella stazione 1, di 15,3 °C nella stazione 2 e 15,5 nella stazione 3).

• Salinità

Le acque che hanno mostrato una salinità media maggiore sono quelle del transetto di Lido-Pellestrina, in cui i valori variavano da 33,4 psu nella stazione 1, a 33,7 psu in quella al largo (stazione 3). Inoltre anche le acque della zona di Caorle hanno mostrato salinità elevate rispetto alle altre stazioni, infatti nella stazione 3 è stata registrata la salinità media annuale più alta (33,9 psu). Per tutte le aree di campionamento, la salinità dell'acqua presentava un leggero aumento verso le stazioni della fascia più al largo (stazioni 3), con differenza più marcate nel transetto di Albarella, dove sono state trovante le acque meno salate (media staz. 1 di 28,7 psu, staz. 2 di 28,9 psu e infine staz 3 di 30,5 psu). In quest'area marino-costiera è stato possibile osservare un andamento temporale molto variabile (**Fig. 3.34**), con un valore medio annuale massimo di 36,1 nel 2007 (stazione 3) e minimo di 24,7 nel 2009 (stazione 2). Contrariamente, al Lido-Pellestrina, l'andamento temporale è stato molto meno significativo, poiché le salinità massima era di 36,5 psu nel 2007 (stazione 3) mentre quelle minima di 31,6 psu nel 2010 (stazione 3). Inoltre, nello stesso anno si sono osservati anche nelle stazioni 1 di

Caorle, Jesolo e P. Sabbioni valori inferiori alla media, con salinità di 30,5 psu, 30,1 psu e 29,7 psu, rispettivamente. Mentre i valori medi più alti sono stati rilevati nel 2007 nelle stazioni a 3704 m dalla costa di Caorle e Jesolo, (36,95 psu e 36,97psu , rispettivamente), poiché durante i mesi estivi sono stati determinati dati di salinità molto alti, pari a 37,4 e 37,3 psu, rispettivamente.

Negli anni 2009 e 2010, in tutte le stazioni è stato osservato un abbassamento medio della salinità, con un successivo aumento dal 2011. Infatti, in questi anni, durante i mesi primaverili (aprile-giugno) la salinità era molto più bassa rispetto alla media dei transetti.

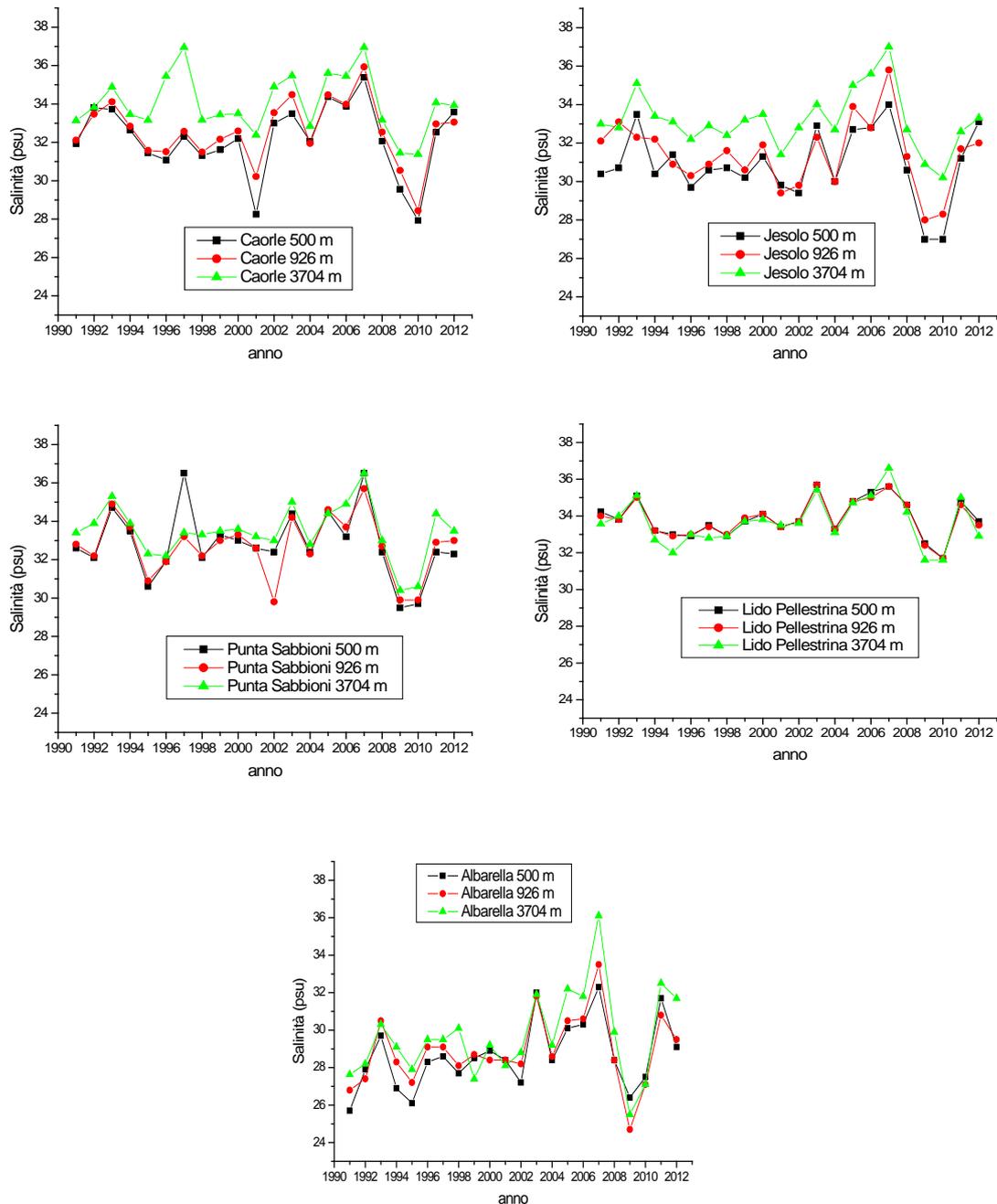


Figura 3.34: andamento della salinità nell'acqua marina (psu), durante gli anni 1991 e 2012

• pH

I dati di pH in tutti i transetti erano incentrati in un valore medio pari a 8,2, con variazioni più marcate nel transetto di Albarella, in cui la media dell'intero periodo di campionamento in tutto il transetto risultava di $8,22 \pm 0,11$ (Fig. 3.35). In questa stazione durante i mesi di maggio e giugno 2004 il pH ha mostrato due valori minimi estremi, pari a 7,89 e 7,85 e un valore massimo di 8,83 in luglio del 2009. Com'è possibile osservare dal grafico di Fig. 3.35 gli andamenti temporali risultano avere andamento ondulatorio, visibile per tutte le stazioni dei diversi transetti.

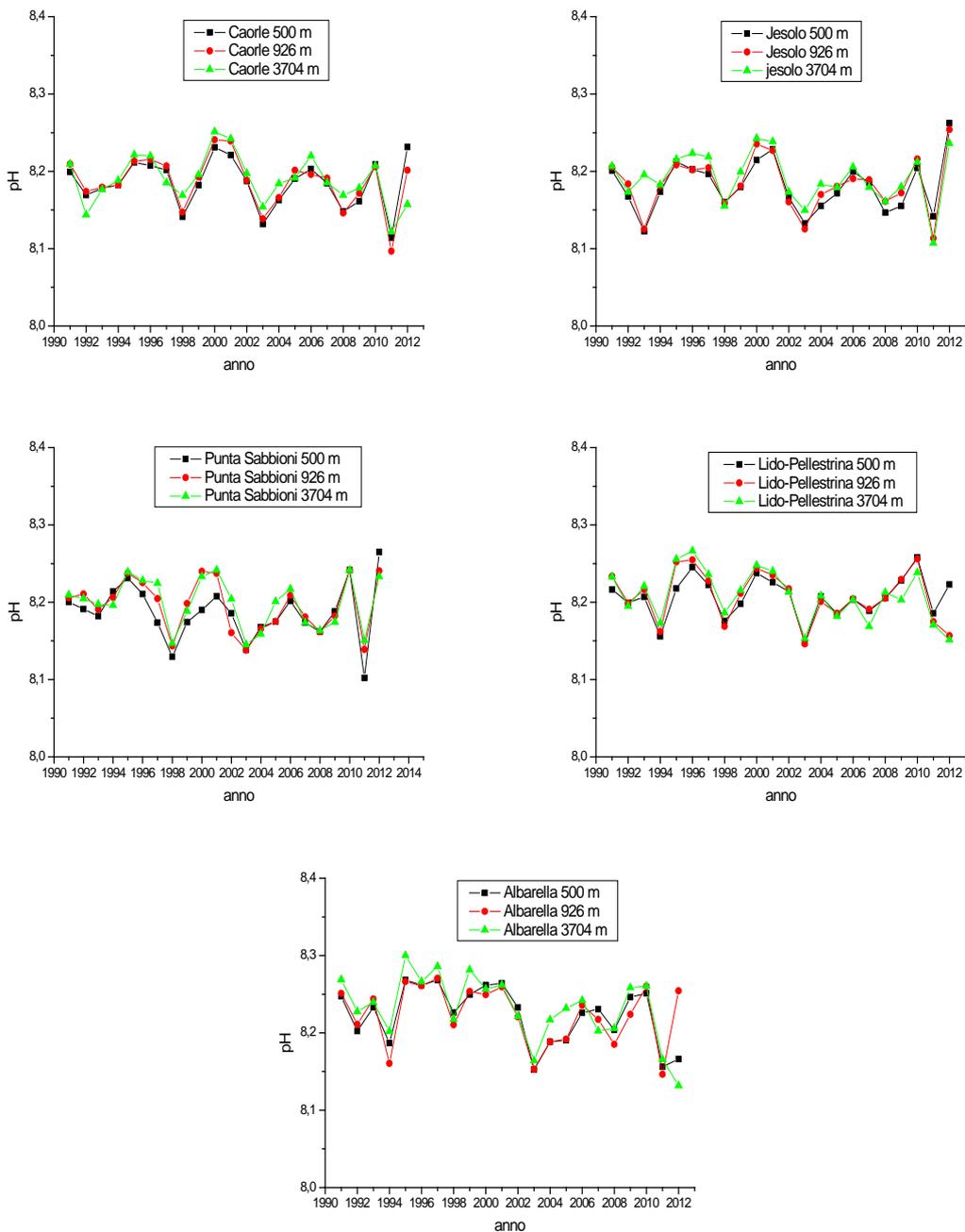
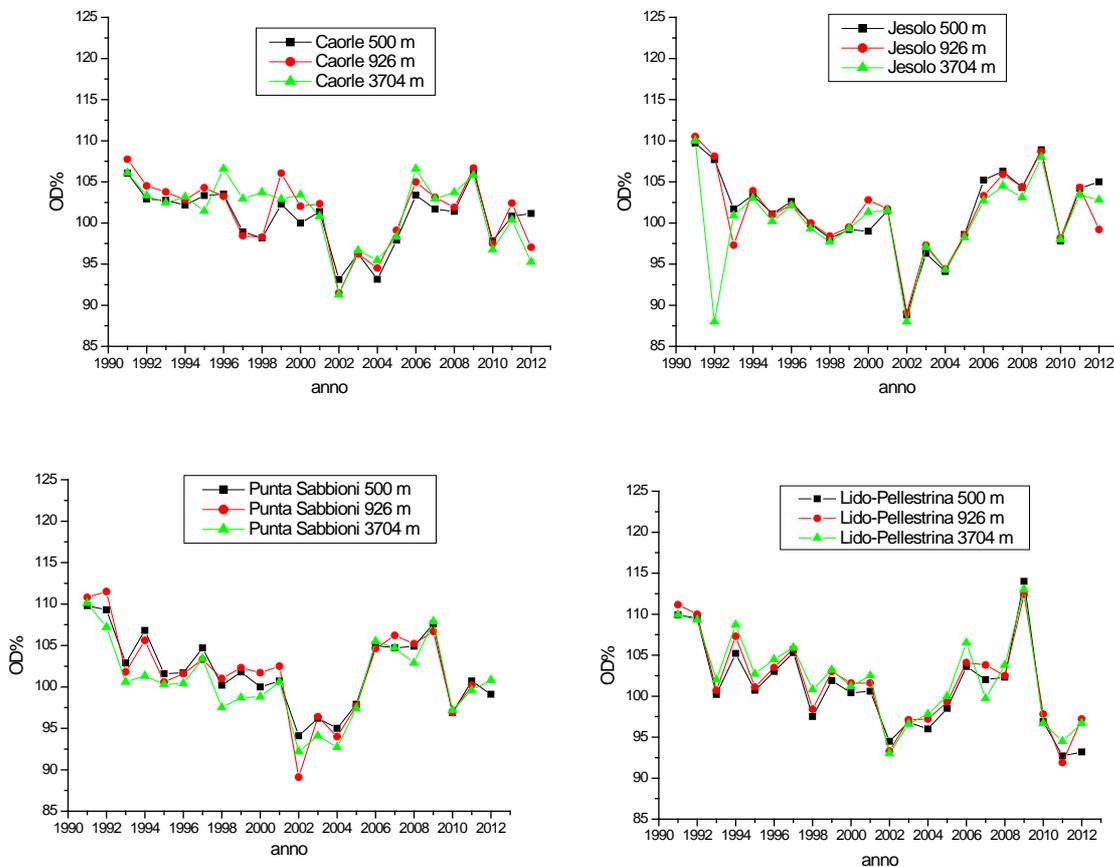


Figura 3.35: andamento del pH nell'acqua marina, tra il 1991 e il 2012

• **Percentuale di ossigeno disciolto.**

Nonostante le differenze siano minime, la percentuale media di saturazione dell'ossigeno disciolto (**Fig. 3.36**) più elevata è stata osservata nella stazione intermedia (staz. 2) di Albarella (105,2 ±18,0%), mentre la percentuale più bassa è stata monitorata a Caorle, nella stazione 1 (99,5 ±10,4%). Il transetto che presentava una maggiore variabilità sia in termini temporali sia in termini di distanza dalla costa era quello di Albarella dove, tuttavia la differenza percentuale massima tra le stazioni era di 0,5 % (max: 105,2 ±18,5% in stazione 2 e min. di 104,7 ±19,5% in staz. 3). In questo transetto nella stazione più al largo si sono osservati medie annuali di saturazione più elevate durante gli anni 1991, 1999 e 2009 (119%, 117% e 118%, rispettivamente) viceversa nelle stazioni 1 quelli più bassi durante negli anni 2002, 2004 e 2011 (93%, 95% e 95%, rispettivamente). In questi anni si sono evidenziati, inoltre, anche nelle altre stazioni percentuali di ossigeno più basse, più significativamente nel 2002. In questo periodo a Caorle la media si attestava attorno al 91% (staz. 1), a Jesolo intorno a 88% (staz. 3), a P. Sabbioni intorno all' 89% (staz. 2) e infine a Lido-Pellestrina raggiungeva il 93% (staz. 3). Nel 1992, nella stazione al largo di Jesolo la percentuale di ossigeno disciolto ha mostrato un ulteriore valore minimo dell' 88%. Valori anomali sono stati registrati soprattutto ad Albarella, in cui nella stazione 2 nel mese di settembre 2008 è stato segnalato un valore di ipossia intorno al 53,8% mentre in luglio del 2009 la percentuale di ossigeno è salita addirittura fino al 224%.



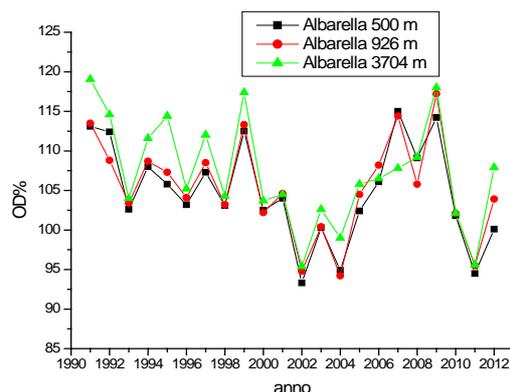


Figura 3.36: andamento della percentuale di saturazione di ossigeno nell'acqua marina tra il 1991 e il 2012

• Ione ammonio

La concentrazione media dello ione ammonio rilevata durante tutto il periodo (Fig. 3.37) di monitoraggio presentava un intervallo di valori compreso tra $1,74 \pm 1,98 \mu\text{M}$ nella stazione intermedia (2) di Albarella a $0,79 \pm 0,75 \mu\text{M}$ in quella più vicina alla costa (1) di Caorle. Il transetto di Albarella risultava quello con maggiore concentrazione e variabilità, con valori medi totali di $1,69 \pm 1,68 \mu\text{M}$ nella stazione 1 fino a $1,65 \pm 1,89 \mu\text{M}$ nella stazione 3. Contrariamente, l'area di Lido-Pellestrina era caratterizzata da concentrazioni inferiori rispetto a tutte le aree analizzate. In questo transetto, infatti, i valori medi totali di ammonio erano di $0,79 \pm 0,75$, di $0,76 \pm 0,73$ e di $0,87 \pm 1,31 \mu\text{M}$, procedendo dalla stazione 1 alla stazione 3. I valori determinati nel transetto di Caorle, hanno mostrato concentrazioni più alte nelle due stazioni vicine alla costa (staz. 1 e 2), con valori medi totali di $1,30 \pm 0,86 \mu\text{M}$ e $1,16 \pm 0,87 \mu\text{M}$, rispettivamente, mentre nella stazione più lontana dalla costa la concentrazione media decresce fino a $0,73 \pm 0,75 \mu\text{M}$. Le medie totali di ammonio nei due transetti di Jesolo e P. Sabbioni risultano molto simili, con valori leggermente più alti nella stazioni 1 ($0,95 \pm 0,84 \mu\text{M}$ e $0,85 \pm 0,88 \mu\text{M}$, rispettivamente).

Tra il 2000 e il 2003 sono stati osservati in tutte le stazioni medie annuali più basse, in modo particolare nel 2001 nella stazione al largo di Lido-Pellestrina, dove è stato determinato il valore medio inferiore, pari a $0,21 \mu\text{M}$. Mentre l'anno in cui si sono riscontrate le concentrazioni maggiori in tutti i transetti era il 2011, con il valore più alto nella stazione intermedia di Albarella, pari a $2,94 \mu\text{M}$. In questa stazione inoltre, nel 2005 è stato osservato un valore medio annuale ancora maggiore, che si attesta a $3,40 \mu\text{M}$.

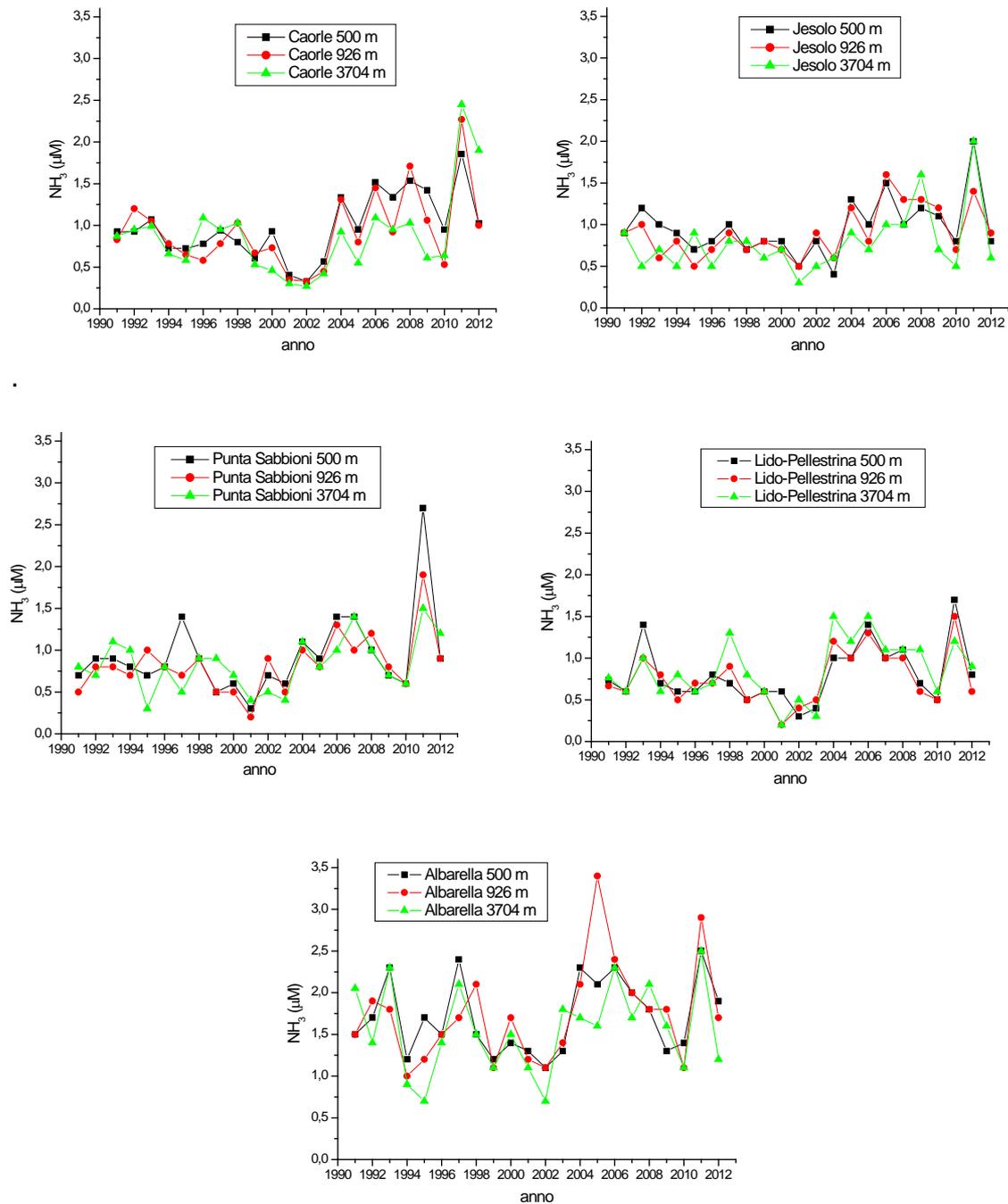


Figura 3.37: andamento della concentrazione di ammonio nell'acqua marina(μM) , nel periodo 1991-2012

• Nitriti

Questo parametro dimostra un andamento omogeneo in tutto il periodo di studio ad eccezione del 2006 in cui in alcune stazioni come Jesolo e Caorle si sono registrati valori 5-6 volte più elevati (Fig. 3.38). La contrazione media ha mostrato i valori più alti ($0,65 \pm 0,71 \mu\text{M}$) nelle due stazioni più lontane dalla costa di Albarella, mentre i valori inferiori sono stati trovati in tutto il transetto del Lido-Pellestrina con valori compresi tra $0,36 \mu\text{M}$ nelle stazioni 1 e 2, e $0,38 \mu\text{M}$ nella stazione 3. Nelle altre stazioni le concentrazioni non superano le $0,5 \mu\text{M}$, con valori più alti nelle stazioni 1. In particolare in questa fascia

costiera a Caorle, la concentrazione media era di 0,41 μM , a Jesolo era di 0,49 μM e infine a P. Sabbioni a di 0,44 μM . Per quanto riguarda l'andamento delle concentrazioni annuali durante il periodo di monitoraggio, le variazioni maggiori di questo parametro erano presenti ad Albarella, mentre nelle altre stazioni, i dati presentavano un andamento più omogeneo.

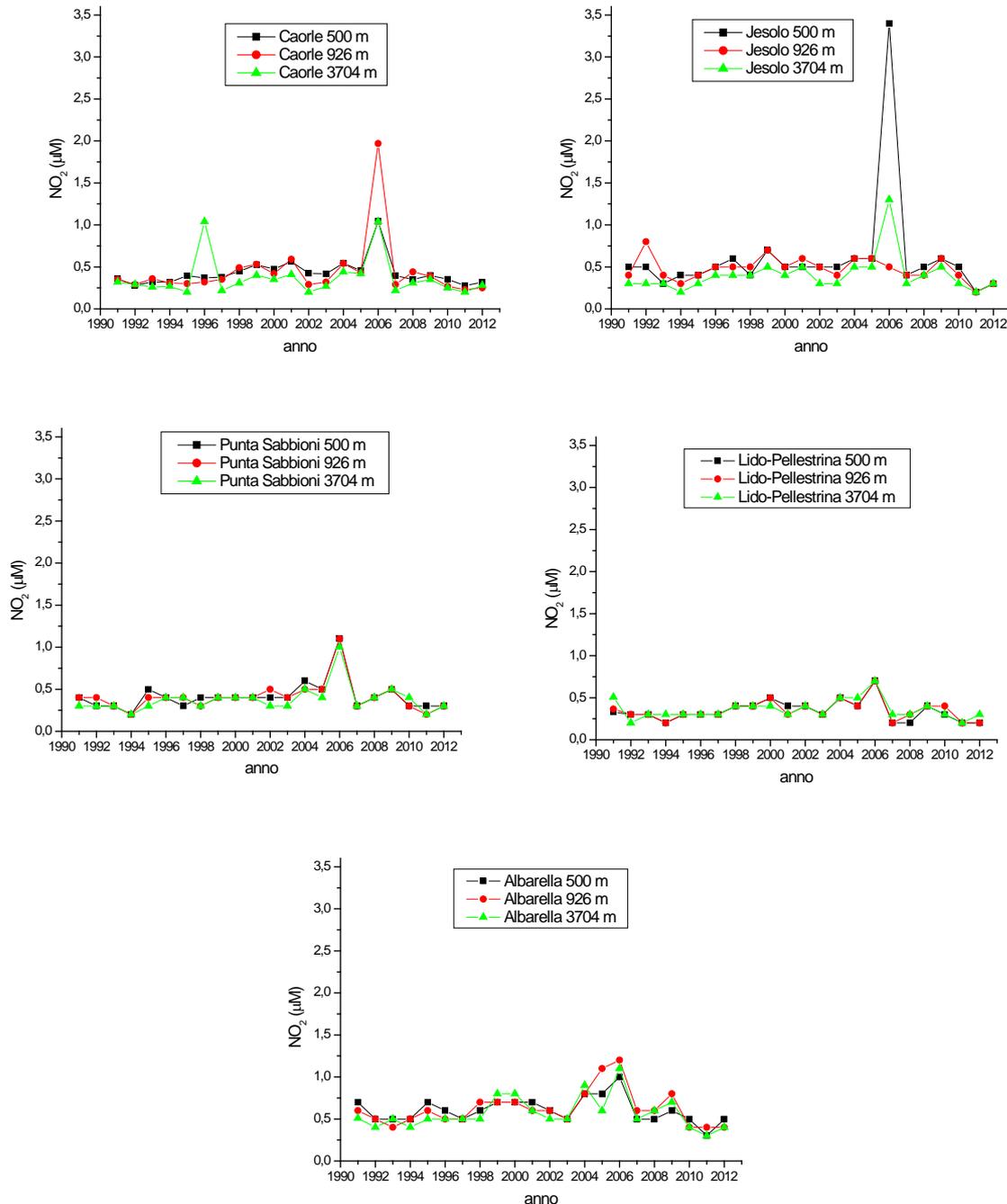
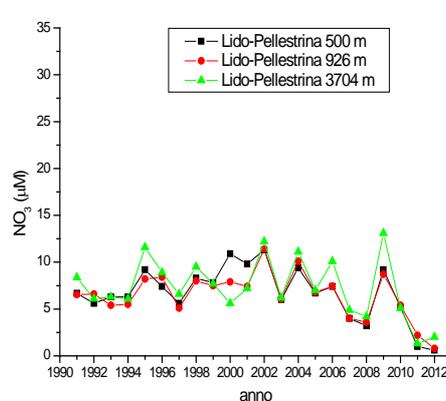
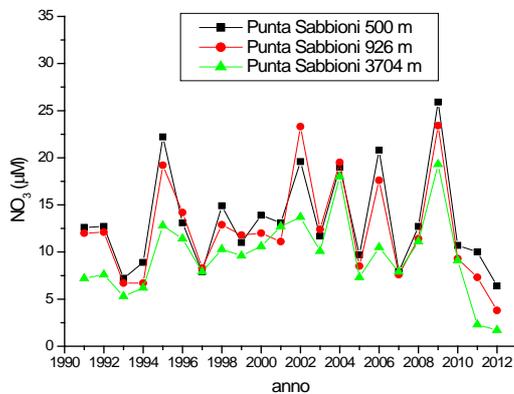
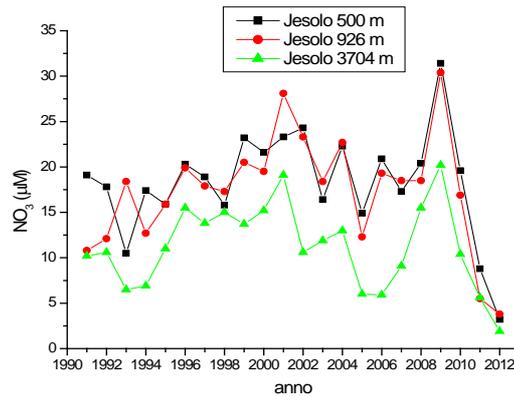
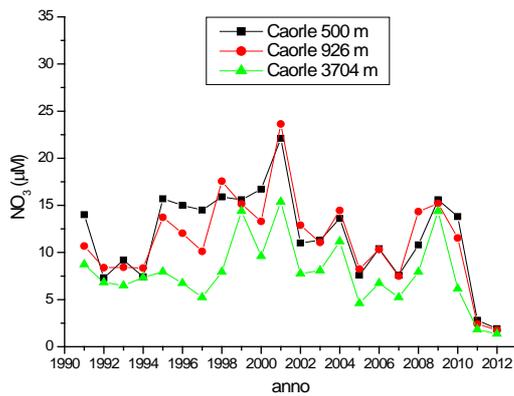


Figura 3.38: andamento della concentrazione di nitriti nell'acqua (μM) tra gli anni 1991 e 2012

• **Nitrati**

Le concentrazioni dei nitrati mostrano (**Fig. 3.39**) che, tranne la stazione di Lido-Pellestrina, gli andamenti annuali dei valori durante tutto il periodo di campionamento erano molto variabili. Nella stazione di Lido-Pellestrina l'intervallo di variabilità varia tra un valore medio annuale massimo di $13,1 \mu\text{M}$ nel 2009 nella stazioni 3, a un valore minimo di $0,63 \mu\text{M}$, nella stazione 1 durante il 2012. In questo transetto, inoltre, non è stato riscontrato una rilevate differenza di concentrazione tra le diverse stazione distribuite perpendicolarmente alla costa. In tutte le altre stazioni, oltre a una variabilità temporale si osserva anche una differenza di concentrazione in relazione alla distanza dalla costa. Questo è più evidente nel transetto di Caorle e Jesolo, dove a Caorle le concentrazioni maggiori erano $10,1 \pm 12,5 \mu\text{M}$ nella stazione 1 e $10,5 (\mu\text{M})11,77$, mentre nella stazione 3 era di $8,61 \pm 8,56 \mu\text{M}$. Viceversa nel transetto di Jesolo i valori variano da $19,1 \pm 15,5 \mu\text{M}$ nella stazione 1 a $11,3 \pm 12,6 \mu\text{M}$ nella stazione al largo. Per quanto riguarda le medie annuali più elevate tra tutte le stazioni, e anche per i nitrati le concentrazioni maggiori sono state rilevate ad Albarella. La media totale della stazione 1 era di $21,4 \pm 20,8 \mu\text{M}$, mentre nella stazione intermedia è stato osservato un valore leggermente maggiore con $22,3 \pm 24,4 \mu\text{M}$ per poi diminuire più al largo ($21,1 \pm 21,5 \mu\text{M}$).



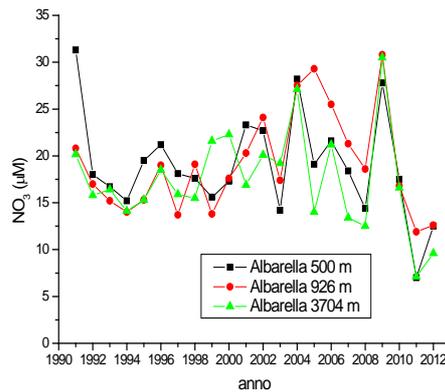
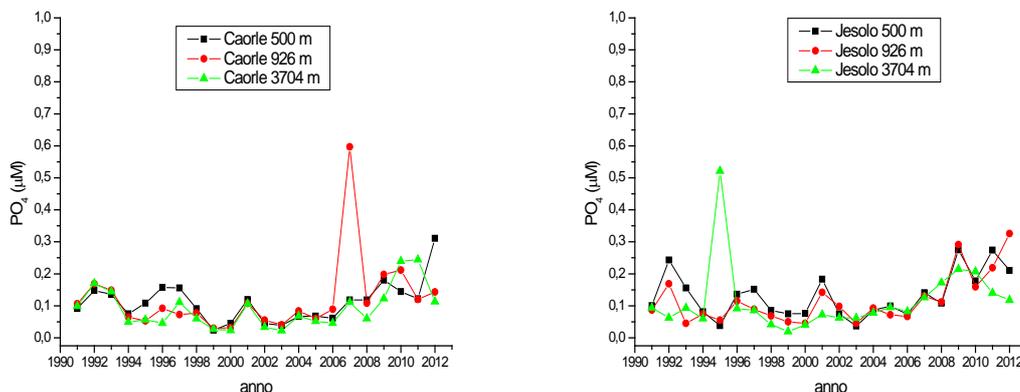


Figura 3.39: andamento della concentrazione di nitrati nell'acqua marina (μM), tra gli anni 1991 e 2012

• **Fosforo reattivo**

La media totale della concentrazione di fosforo reattivo nell'acqua durante il periodo di campionamento (**Fig. 3.40**) era di ca. $0,1 \mu\text{M}$, in tutte i transetti, tranne che in quello di Albarella, in cui i valori aumentavano fino a $0,2 \mu\text{M}$. Infatti, ad Albarella la media della stazione 1 era di $0,19 \pm 0,23 \mu\text{M}$ mentre nelle due stazione più lontane dalla costa si attestava ad un valore di $0,23 \mu\text{M}$ per entrambe, ma con una maggiore variabilità del dato in quella intermedia ($\text{DS} \pm 0,32 \mu\text{M}$ stazione intermedia, rispetto a $\text{DS} \pm 0,23 \mu\text{M}$ nelle altre stazioni). Le differenze di concentrazione, rispetto alla distanza delle stazioni dalla costa, sono state poco significative, solamente nella stazione intermedia di Caorle, durante l'anno 2007, la media risalutava molto più alta ($0,16 \mu\text{M}$).

Gli andamenti annuali della concentrazione seguono andamento ondulatorio, senza una definita tendenza, ma con alcuni valori annuali superiori alla media. In modo particolare, questo fenomeno, è stato rilevato nel transetto di Albarella, in cui le concentrazioni medie annuali maggiori sono state trovare negli anni 1991 e 1992 (valore massimo di $0,58 \mu\text{M}$ nel 1991 nella stazione intermedia e valore minimo di $0,30 \mu\text{M}$ nel 1992 in stazione 1) e negli anni 2009 e 2012. In questi ultimi due anni, la concentrazione era più alta nella stazione 2 (valore massimo nel 2009 di $0,48 \mu\text{M}$) e in quella più lontana dalla costa (3) (valore massimo nel 2012 di $0,40 \mu\text{M}$).



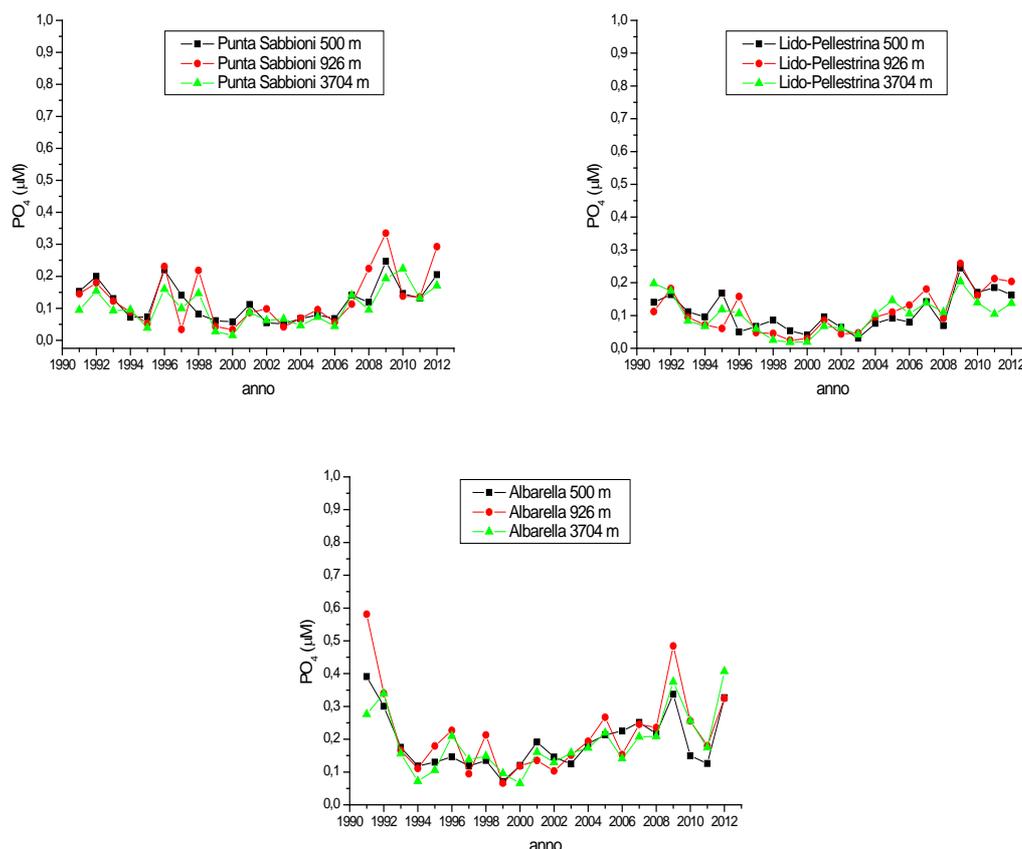


Figura 3.40: andamento della concentrazione di fosforo reattivo nell'acqua (μM), tra gli anni 1991 e 2012

• Silicati

I valori medi considerati dal 1997 al 2007 hanno evidenziato una concentrazione di silicati più alta nel transetto di Albarella con una concentrazione media nella stazione 1 di $14,8 \pm 10,4 \mu\text{M}$ (appendice 3). Il valore andava diminuendo procedendo verso il largo con $14,7 \pm 11,50 \mu\text{M}$ e $13,6 \pm 10,6 \mu\text{M}$. Il transetto con la concentrazione più bassa era Lido-Pellestrina, dove le concentrazioni variavano tra 5,40 e 5,59 μM . Le altre stazioni, Caorle, Jesolo e P. Sabbioni presentavano valori intermedi, con concentrazioni maggiori a Jesolo.

• Clorofilla-a

Le concentrazioni di clorofilla-a rilevate nella stazione a 500 m dalla costa durante il periodo di campionamento (Fig. 3.41) (1991-2001, 2003-2008 e 2010-2011) hanno mostrato valori medi totali molto simili per Caorle ($2,01 \pm 0,57 \text{ mg/l}$), Jesolo ($2,21 \pm 0,53 \text{ mg/l}$), P. Sabbioni ($2,05 \pm 0,70 \text{ mg/l}$) e Lido-Pellestrina ($2,23 \pm 0,70 \text{ mg/l}$) mentre ad Albarella la media sale notevolmente fino a $4,14 \pm 1,39 \text{ mg/l}$. In questa stazione durante gli anni 1994, 1995 e 1999 sono stati rilevati valori annuali molto sopra la media, rispettivamente di 6,23 mg/l, 6,92 mg/l e 7,16 mg/l. Negli stessi anni è stato osservato lo stesso evento anche nelle altre stazioni, ma con picchi meno rilevanti.

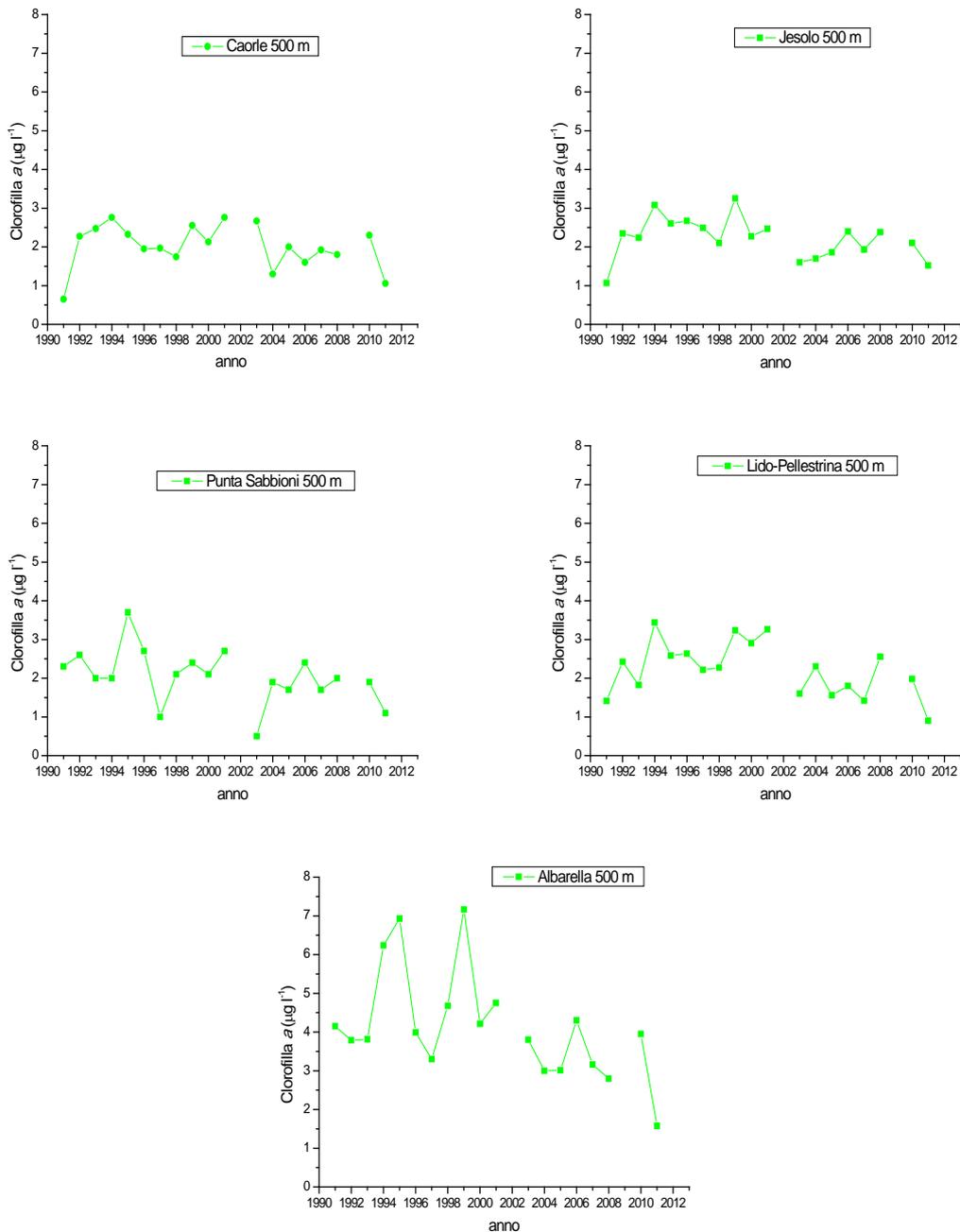


Figura 3.41: andamento della concentrazione di clorofilla- α nell'acqua (mg/l) tra gli anni 1991 e 2012

• **Disco Secchi**

La trasparenza dell'acqua, misurata tramite Disco Secchi (**Fig. 3.42**) ha mostrato una chiara differenza tra le stazioni più vicine alla costa rispetto a quello più lontane, poiché in tutti i transetti le acqua più torbide sono state rilevate nella stazione 1, vicina alla costa, con una tendenza a una maggiore limpidezza verso la stazione 3. Inoltre durante tutto il periodo (1991-2012) gli andamenti annuali risultano più altalenanti e variabili nei transetto di Jesolo, in modo particolare nella stazione 3. Tra tutti i transetti considerati, le acque più limpide rilevate nella stazione più vicina alla costa erano quelle di P. Sabbioni e Lido-Pellestrina, con valori medi totali di Disco Secchi di $2,46 \pm 0,83$ m e $2,37 \pm 0,50$ m, rispettivamente. Per quanto

riguarda la stazione 2, intermedia, la viabilità maggiore è stata riscontrata al Lido-Pellestrina, in cui valori medi totali erano di $3,39 \pm 1,29$ m mentre, in quella più al largo le acque più limpide sono state osservate a Jesolo, con una media di $5,03 \pm 2,70$ m.

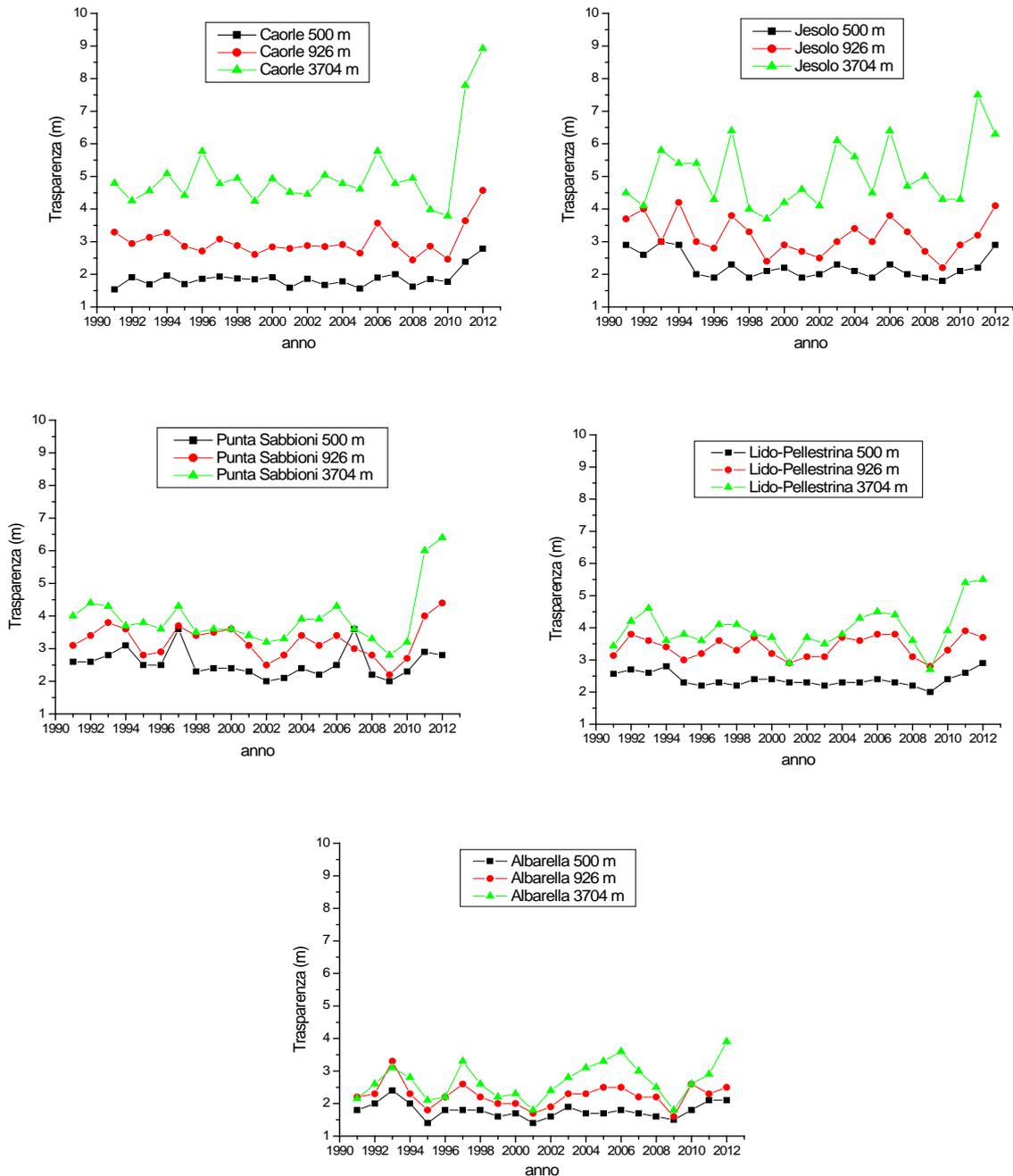


Figura 3.42: andamento del valore di trasparenza nell'acqua (m) misurato col Disco Secchi tra gli anni 1991 e 2012

Discussione

4.1. PREMESSA

Lo studio dei risultati, ottenuti in questa ricerca, ha permesso di caratterizzare a più livelli, sia spaziali che temporali, le condizioni ecologiche del Mar Adriatico settentrionale, mettendo in relazione la matrice biologica “macrofite”, campionata sotto-costa, con i parametri ambientali dell’acqua e del sedimento. Pertanto, oltre all’analisi ambientale dell’acqua nelle quattro stazioni di campionamento delle macrofite (Salvore, Sistiana, P.S.M. e Lido-Pellestrina) sono stati valutati anche i parametri chimico-fisici e biologici dell’acqua in un’area marina più estesa, all’interno del bacino del Mar Adriatico settentrionale. Tali parametri considerati, sono stati rilevati a diversa distanza dalla costa (transetti da 500 m a 3704 m dalla costa), in distinte aree marino-costiere, che comprendono le coste dalla regione Emilia-Romagna (Transetti di P. Garibaldi) alla regione Friuli Venezia-Giulia (Transetti di Muggia). In questo contesto, tali parametri hanno permesso di ottenere maggiori informazioni sul sistema ecologico in un’area più vasta, favorendo in questo modo un’immagine più ampia della complessità e dei meccanismi chimico-fisici e biologici che interagiscono in questa parte di mare. Com’è noto, gli ecosistemi marini sono sistemi ecologici “aperti”, che interagiscono a grande scala con tutte le componenti ambientali, climatiche ed antropiche, a cui sono sottoposti. L’Adriatico settentrionale rientra pienamente all’interno dei cosiddetti “ecosistemi fragili” di grande importanza ecologica, sociale ed economica, poiché risulta costantemente soggetto a numerosi pressioni di tipo ambientale e antropico (Marasovic et al., 1991; 2005), che lo rendono una delle aree più vulnerabili del Mediterraneo (UNEP, 1996; McQuatters-Gollop et al., 2009). Per questa ragione, grazie ai dati ambientali dell’acqua del monitoraggio istituzionale marino-costiero, si è scelto di espandere lo studio a scala temporale e spaziale, valutando le condizioni ecologiche nelle diverse zone dell’Adriatico settentrionale, anche attraverso l’applicazione di indici macrofitici (EEI-c e CARLIT).

Nell’ambito di questo capitolo, in primo luogo saranno discusse e caratterizzate le quattro stazioni di monitoraggio annuale 2012-2013 (Salvore, Sistiana, P.S.M. e Lido-Pellestrina) dal punto di vista della biodiversità macrofisica, della valutazione degli indici applicati, ovvero EEI-c e CARLIT, e dei parametri ambientali dell’acqua e del sedimento. Nella seconda fase di discussione, saranno esaminati i parametri della matrice dell’acqua in tutta l’ampia area di monitoraggio istituzionale dell’Adriatico settentrionale, tenendo in considerazione i risultati dell’indice biologico CARLIT. Infine, grazie ai dati di ARPA Veneto, sarà fatto uno “zoom” sulle condizioni chimico-fisiche e biologiche delle acque marino-costiere venete, nello spazio e nel tempo.

4.1.1. Caratterizzazione delle quattro stazioni annuali.

I risultati ottenuti dallo studio biotico e abiotico nelle quattro stazioni considerate hanno evidenziato caratteristiche ecologiche differenti a seconda della zona di studio. In particolare, le stazioni presentavano comunità macrofite con diversità sia a livello di specie (aspetto qualitativo) sia di coperture (aspetto quantitativo). Inoltre i campionamenti delle macrofite attraverso le due tecniche, quali "quadrato" (area minima qualitativa) e raccolta *random* lungo un transetto costa-largo, hanno mostrato una rilevante differenza nel numero di specie identificate. Infatti, la raccolta in assenza di un'area minima qualitativa (quadrato) ha permesso di individuare e riconoscere molte più *Taxa* rispetto al campionamento effettuato tramite quadrato, poiché risulta molto difficile individuare, all'interno di un'area di 40 X 40 cm, anche in più repliche, le specie presenti in microambienti particolari, per esempio, tra gli anfratti e insenature delle rocce. Tuttavia, il limite di questa tecnica di raccolta è superato dalla possibilità di eseguire uno studio di tipo quantitativo, in relazione alla copertura delle macroalghe, in una zona subacquea prestabilita. Quindi, entrambe queste metodologie di campionamento, hanno garantito la valutazione sia della *species diversity* sia della *species richness*, che compongono la biodiversità macrofita nelle quattro stazioni di studio.

In particolare, in relazione alla matrice abiotica, si è osservato che le differenze in termini di biodiversità macrofita risultano principalmente condizionate dai fattori chimico-fisici e biologici dell'acqua. Mentre, la caratterizzazione granulometrica e chimica (concentrazione di carbonio, azoto e fosforo) del sedimento ha permesso di dare utili informazioni sulle diverse condizioni idro-geo-morfologiche della costa, ma soprattutto, indicazioni sul condizionamento dato dai numerosi corsi d'acqua che sfociano in mare e portano con sé detrito e altre sostanze. In questo contesto, i risultati dello studio della biodiversità macrofita di ogni stazione, in termini di copertura dei gruppi di Stato Ecologico (ESG) (Orfanidis et al., 2011), sono stati messi in relazione, attraverso la statistica multivariata, alle condizioni chimico-fisiche e biologiche dell'acqua ed del sedimento (granulometria e concentrazioni di azoto fosforo e carbonio).

L'analisi statistica di ridondanza (RDA), effettuata grazie al *software* CANOCO 5, è stata calcolata attraverso i parametri ambientali dell'acqua (pH, salinità, ossigeno disciolto, silicati, ione ammonio, nitriti, nitrati, fosforo reattivo, clorofilla-*a* e particolato sospeso), del sedimento (granulometrie e concentrazione di carbonio organico/inorganico, azoto e fosforo organico/inorganico) ed inoltre i valori percentuali medi di copertura macrofita di ogni gruppo di Stato Ecologico (IA, IB, IC, IIA e IIB) per ciascuna stazione. Tali dati considerati riguardano le due stagioni di campionamento, la prima da aprile-settembre (1) e la seconda da ottobre-marzo (2). Il grafico ottenuto (Fig. 4.1) esprime, con il primo e secondo fattore, una "*explained variation cumulative*" pari a 92,95%.

Come indicato nel grafico di Fig. 4.1, le variabili "stazioni" (indicate con pallini rossi) si distribuiscono nel sistema cartesiano in tre aree spaziali distinte, che seguono i raggruppamenti della classificazione dell'indice EEI-c: "povero-moderato" a P.S.M (insieme rosso), "buono-moderato" al Lido-Malamocco e a Sistina (insieme giallo) e "alto-buono" a Salvore (insieme blu). Si può constatare inoltre, che, la variabilità stagionale (1 e 2) delle

condizioni biotiche e abiotiche, risulta poco significativa, tranne la stazione di Sistiana, dove sono stati osservati cambiamenti stagionali sia dei parametri ambientali dell'acqua, in modo particolare salinità, ossigeno disciolto e nitriti, sia della copertura macrofitica totale della stazione.

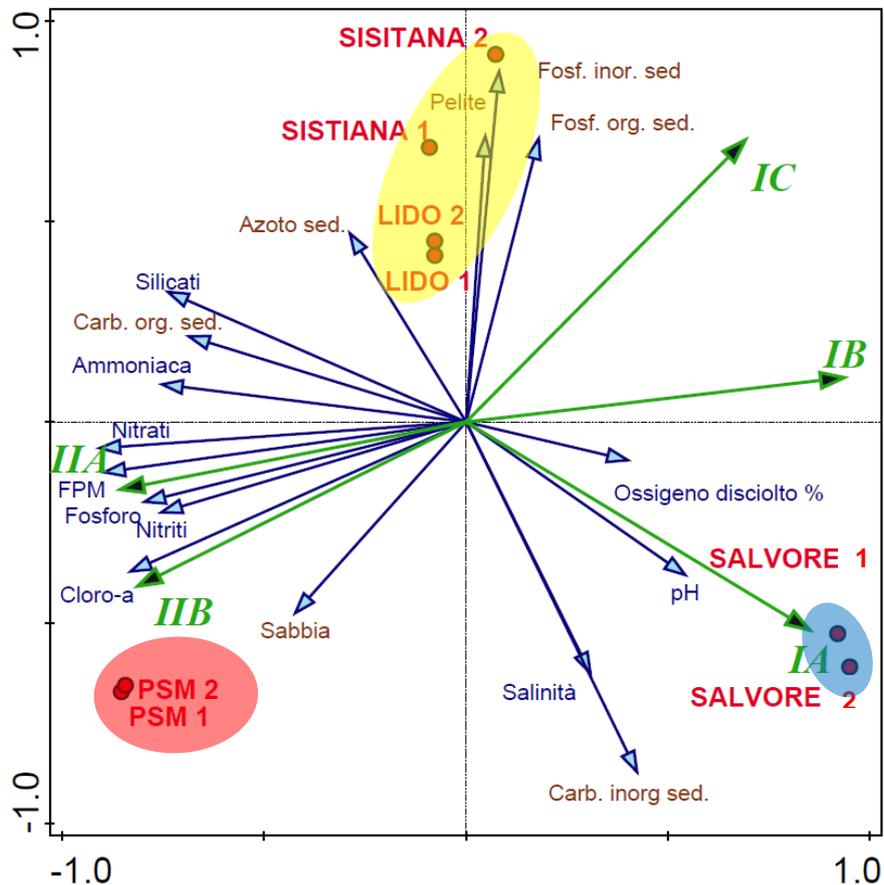


Figura 4.1: Grafico dell'analisi Statistica di Ridondanza (RDA) nelle due stagioni primavera (1) e autunno (2).

Per quanto riguarda i vettori che rappresentano i parametri ambientali dell'acqua (assi azzurri), si può notare come i parametri di salinità, pH e ossigeno disciolto siano inversamente correlati con la concentrazione di nutrienti (fosforo e azoto), silicati, clorofilla-a e particolato sospeso. Questo risultato statistico evidenzia come una bassa salinità nell'acqua, possa essere legata a condizioni di alta trofia e acqua più torbide. Tale fenomeno, può essere condizionato, in un ambiente marino-costiero, dalla presenza di importanti apporti fluviali, i quali possono trasportare, attraverso l'input di acqua dolce, nutrienti, detrito e altre sostanze inquinanti. Risulta quindi evidente che le condizioni ecologiche di queste aree siano fortemente condizionate dalla presenza o dall'assenza delle foci fluviali, che caratterizzano questo mare.

Inoltre, i dati di granulometria del sedimento mostrano che la componente fine (pelite) è correlata con la concentrazione nel sedimento di fosforo organico ed inorganico, viceversa i fondali sabbiosi risultano "statisticamente collegati" alla concentrazione del carbonio inorganico. Infine, il vettore "concentrazione di azoto nel sedimento", correlato con le stazioni

di Sistiana e Lido, non mostra una significatività statistica rilevante ($p > 0,05$), poiché non incide in modo marcato nel sistema.

Per quanto concerne la distribuzione spaziale nel grafico delle componenti che rappresentano i Gruppi di Stato Ecologici (ESG) (indicati con assi vettoriali verdi), a loro volta, si possono suddividere in due categorie in relazione ai parametri ambientali. Le specie del "ESG I" (IA, IB e IC), risultano inversamente correlate con i nutrienti (azoto e fosforo), i silicati, la clorofilla-*a* e il particolato sospeso, mentre quelle del "ESG II" sono statisticamente legate ai parametri di alta trofia (maggiore concentrazione di fosforo e azoto), abbondante clorofilla-*a* e scarsa trasparenza dell'acqua.

Il calcolo del RDA ha permesso inoltre di valutare le correlazioni delle stazioni in relazione alle considerazioni precedentemente analizzate (fattori abiotici e biotici), garantendo in questo modo la caratterizzazione ecologica di ogni area di studio.

In seguito saranno discusse e caratterizzate singolarmente nel dettaglio ognuna di queste quattro stazioni, in relazione all'analisi statistica dell'RDA rappresentata dal grafico di **Fig. 4.1**.

❖ SALVORE

La stazione di Salvore risulta avere una marcata correlazione con i ESG IA e IB, comprendenti specie sensibili ad alto valore ecologico (**Fig. 4.2**). Questi gruppi, sono rappresentati, in termini di dominanza di copertura, dalla fanerogama marina *Cymodocea nodosa* (IA), la quale forma una vasta prateria nell'infralitorale a fondale sabbioso, ma anche da *Cystoseira crinita* (IA), *C. compressa* (IB) e *Padina Pavonica* (IB). Tali specie sono state trovate ad un intervallo di profondità da 1 a 3 metri, spesso in associazione tra loro nel piano infralitorale di substrato roccioso, interconnesso a pianie sabbiose, in cui era predominante la prateria a *Cystoseira nodosa*. Una minore correlazione è data dalle macroalghe del ESG IC, di cui le specie predominante sono *Halimeda tuna* e *Flabellia petiolata*; entrambe sono specie sciafile del circolitorale che dominano insenature e anfratti del substrato roccioso, spesso in associazione con molte specie calcaree del genere *Jania* e *Lithophyllum*, e specie del genere *Peyssonelia*. Ulteriori *Taxa* del ESG IC, presenti nei piani infralitorale superiore, con coperture più basse, sono le specie calcaree ramificate del genere del genere *Haliptilon*, *Amphiroa*, *Corallina* e *Ellisolandia*. In questo gruppo è importante anche citare le piccole specie calcaree epifitiche (genere *Hydrolithon*), che colonizzavano principalmente le foglie di *Cymodocea nodosa* e i talli di *Cystoseira* sp., e inoltre anche le specie che non sono state campionate attraverso quadrato o non hanno mostrato una copertura superiore al 1%, come *Nemalion helminthoides* (mesolitorale), *Acetabularia acetabulus* e *Anadiomene stellata* (infralitorale).

Per quanto riguarda le specie del ESG II, la stazione di Salvore evidenzia una correlazione negativa con questo gruppo, poiché queste macroalghe colonizzavano in modo minore ed con una più bassa copertura. I *Taxa* del gruppo IIA che risultano più rappresentative sono le alghe del genere *Dictyota*, *Osmundea*, *Rhodymenia* e *Palisada*, tutte specie dell'infralitorale superiore, dove sono presenti anche in associazione i generi *Spyridia* e *Bryopsis*, del gruppo IIB. Di questo ultimo gruppo è importante indicare la presenza di *Valonia aegagropila* e *V. macrophysa*, spesso epifite sul genere *Cystoseira*.



Figura 4.2 foto delle principali comunità macrofitiche di Salvore

Tali risultati sottolineano come la biodiversità macrofitica di questa area marino-costiera risulta ricca in termini di specie e di copertura, con molti *Taxa* definiti sensibili, ad alto valore ecologico. Tali macroalghe colonizzano il fondale caratterizzato da acque oligotrofiche, con scarsa attività fitoplantonica (bassa concentrazione di clorofilla-*a*), limpide durante tutto l'anno e con parametri di salinità, ossigeno disciolto e pH stabili. Queste affermazioni confermano il giudizio di Stato Ecologico “Alto”, dato dai due indici. Si può ipotizzare dunque, considerando la localizzazione della stazione, che lo stato Ecologico sia garantito dall'assenza di importanti apporti fluviali e da un continuo ricambi d'acqua, favorito dalla corrente fredda e oligotrofica che risale la costa istriana.

❖ SISTIANA

L'area costiera di Sistiana risulta essere caratterizzata da una più marcata correlazione statistica con le macrofite del gruppo *IC*, in modo particolare, le specie che colonizzano maggiormente il fondale roccioso sono: *Ellisolandia elongata*, specie del infralitorale e *Peyssonnelia rubra* e *P. squamaria*. (Fig. 4.3). Queste ultime due macrofite, sono organismi vegetali sciafili, dominanti nella fascia verticale intorno ai 3 metri di profondità, lungo la falesia carsica. Viceversa, *Cystoseira compressa* e *Padina pavonica*, pur con scarse coperture, sono le uniche rappresentati del gruppo *IB*.

Come nella stazione di Salvore, i gruppi con minor valenza ecologica (ESG II) sono meno rappresentativi nella copertura totale, anche se, *Dictyota dichotoma*, *Halymenia floresii*, *Scinaia furcellata* e *Ulva leatevirens*, sono presenti in modo sparso e non abbondante nel fondale del piano infralitorale.

Le condizioni chimico-fisiche che determinano la diversità macrofitica a Sistiana risultano molto particolari, con valori bassi di salinità e concentrazioni maggiori di silicati e ione ammonio. In ultima analisi, la temperatura dell'acqua registrata mostra valori più bassi, rispetto alle altre stazioni.

Queste caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua potrebbero essere in parte dovute alla fuoriuscita in profondità, lungo la falesia carsica, di acqua dolce e fredda, proveniente dal fiume Timavo. Tali apporti d'acqua dolce di questo fiume, oltre ad un abbassamento dei valori di salinità nella fascia costiera, portano con sé rilevati quantità di ione ammonio (mediana 1998–2007 di 113 μM) e silicati (mediana 1998 – 2007 di 65 μM), come descritto da [Cozzi & Gianni \(2011\)](#). Questo fenomeno, potrebbe giustificare le rilevati concentrazioni determinate di questi due elementi chimici, i quali assieme ad variazioni di salinità e pH possono indurre alterazioni nelle comunità macrofitiche.

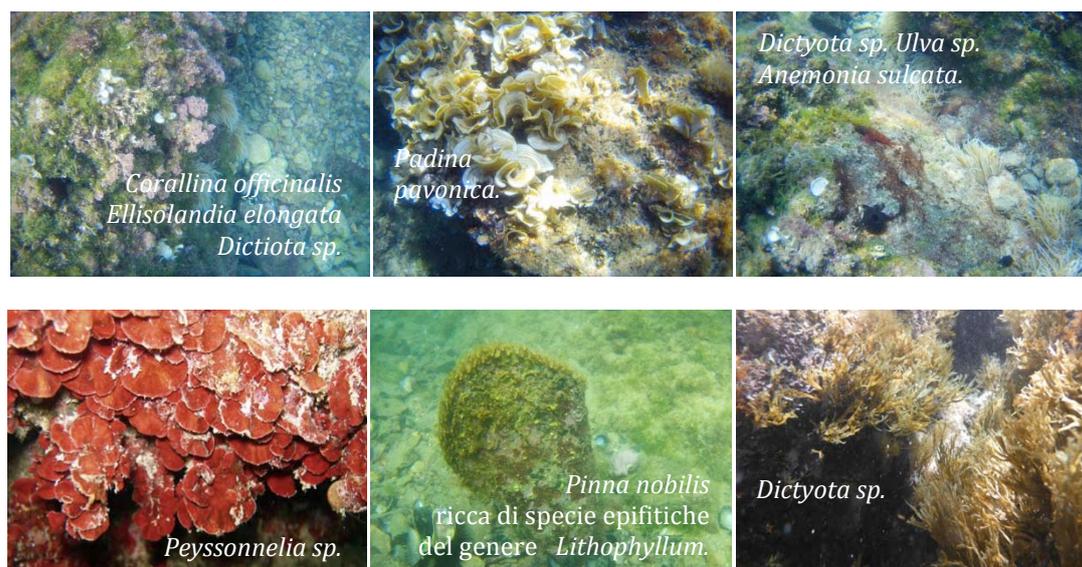


Figura 4.3: Foto delle principali comunità macrofitiche di Sistiana

Lo stato ecologico, classificato "moderato" per entrambi gli indici (EEI-C e CARLIT) è caratterizzato quindi da una non abbondante copertura e diversità specifica ma dalla presenza di alcune specie ad alto valore ecologico.

❖ PORTO SANTA MARGHERITA

La stazione di P.S.M. presenta una marcata correlazione sia con le specie del gruppo ecologico *IIA* e *IIB* (opportuniste e tionitrofile) sia con le variabili ambientali dell'acqua che indicato concentrazioni alte di nutrienti, variazione di salinità e pH e acqua maggiormente torbide. Di conseguenza, tutte le specie che colonizzano i pennelli frangiflutto fanno parte dell'insieme delle macroalghe opportuniste e tionitrofile, come le Ulvacee e alcune piccole Rhodophyceae (*Polysiphonia denudata*, *Ceramium ciliatum* e *Caulacanthus ustulatus*), che tollerano queste condizioni ambientali dell'acqua. (**Fig. 4.4**) Tali macroalghe sono presenti negli strati più superficiali del meso e infralitorale in associazione con tre specie di molluschi bivalvi filtratori (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck 1819, *Ostrea edulis* Linnaeus, 1758 e *Crossostrea gigas* Thunberg, 1793), anch'essi tipici di ambienti eutrofici. Nella lista di specie, mancano completamente le macroalghe calcaree, probabilmente a causa di continue variazioni dei parametri chimici, come il pH, che impediscono lo sviluppo della componente di carbonato di calcio del tallo.



Figura 4.4: Foto delle principali comunità macrofittiche di Porto Santa Margherita

Lo stato ecologico, classificato come "povero-moderato" dall'indice EEI-c e "cattivo" dall'indice CALIT, si presenta quindi compromesso ed alterato. Considerando la vicinanza di questa area con la foce del fiume Livenza (un km verso est circa), il quale, come descritto da [Cozzi & Gianni \(2011\)](#) ha una portata media annua di 5,7 km³, (2004-2007) e trasporta la maggior concentrazione di nitrati e ione ammonio, rispetto ai fiumi veneti (mediana 2000-2007: 160 µM e 6,1 µM, rispettivamente), superando anche il fiume Po, si può ipotizzare che questa stazione sia soggetta a continui *input* di nutrienti e particolato. Inoltre, l'area costiera presenta solamente dei corti pennelli (< 40 m), che probabilmente non riescono a limitare e a proteggere da tali apporti che vengono trasportati dalla corrente costiera antioraria.

LIDO-MALAMOCCO

La zona costiera del Lido, classificata da entrambi gli indici (indice EEI-c e CARLIT) come "moderata", mostra una composizione delle comunità macrofittiche tendente a specie opportuniste e tionitrofile, come numerose Ulvaceae e Gracilariaceae, dominanti nel meso e infralitorale, lungo i pennelli frangiflutto. La copertura e il numero di specie risultano comunque molto alte (la seconda dopo Salvore), ma le uniche specie a valenza ecologica elevata sono alcune alghe carcaree (*IC*) epifite ed epilittiche del genere *Lithophyllum* ed altre con struttura del tallo ramificata, come *Corallina officinalis* e *Ellisolandia elongata*. Inoltre, anche se con minor valenza ecologica, è importante sottolineare la presenza di *Cystoseira compressa* (*IB*), in associazione con *C. barbata* (specie generalista), lungo le dighe sommerse parallele alla costa (soffolte), ad una profondità di circa 2-3 m (**Fig. 4.5**). Come mostrato nel grafico di **Fig 4.1.**, l'analisi statistica evidenzia come le variabili dei nutrienti (fosforo e azoto) e la quantità di particolato sospeso non risultano avere un'alta correlazione con questa stazione. Si può osservare solamente una scarsa significativa correlazione con la concentrazione dello ione ammonio nell'acqua. Le spiegazioni delle condizioni trofiche ed ecologiche di questa area costiera potrebbero essere imputate con la stretta relazione di scambio d'acqua mareale con la Laguna di Venezia. Inoltre un'altra importante caratteristica è la presenza di una lunga diga foranea di circa 2,5 km posta verso est (diga di San Nicolò) e delle dighe parallele alla costa (soffolte) che delimitano e proteggono l'area sotto-costa dal flusso di acqua della corrente antioraria che arriva da nord-est, arricchita dal contributo dei principali fiumi dell'Adriatico centrale (Piave Sile, Livenza Tagliamento Isonzo).

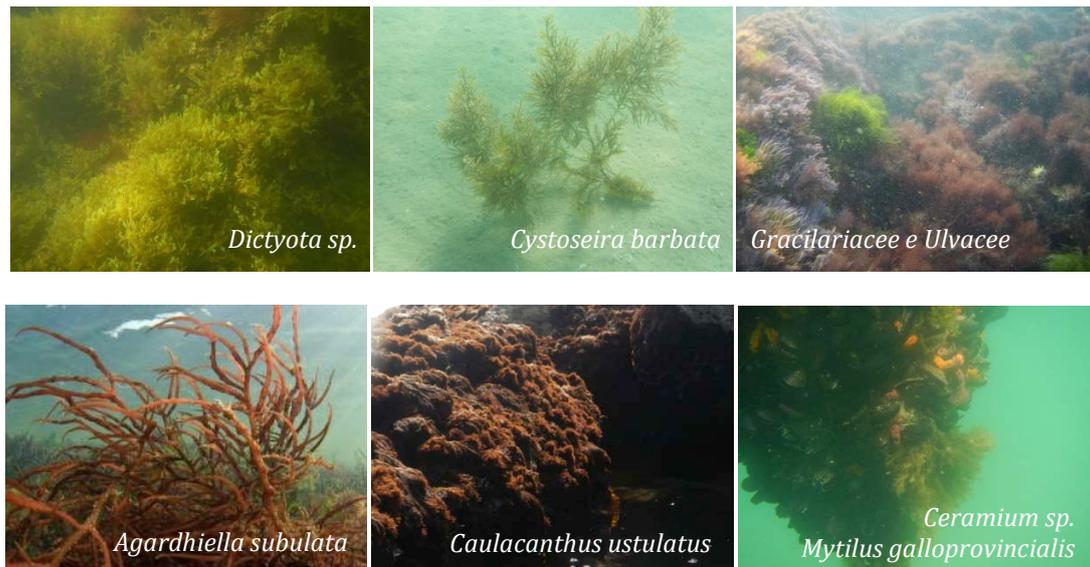


Figura 4.5: Foto delle principali comunità macrofittiche di Porto Santa Margherita

Questi fattori potrebbero garantire una limitazione ai grandi *input* fluviali, sia di particolato sospeso (che causa torbidità dell'acqua) sia di concentrazioni di nutrienti, e di conseguenza favoriscono condizioni chimico-fisiche dell'acqua più stabili, rispetto alla rimanente costa Veneta. Si può affermare quindi che la comunicazione mareale con la laguna di Venezia gioca evidentemente un ruolo importante nelle condizioni ecologiche e chimico-fisiche di questa area marina. La laguna di Venezia, che come descritto in bibliografia (Sfriso et al., 2009; Sfriso & Facca 2007; Sfriso et al., 2014; Facca et al., 2011) negli ultimi anni ha mostrato un miglioramento delle condizioni ecologiche e una importante diminuzione delle concentrazioni di nutrienti, potrebbe fungere da "tampone" rispetto ai fattori che causano maggiori alterazioni trofiche nelle altre aree. Dunque, è possibile ipotizzare che questa parte costiera sia influenzata in modo minore dagli *input* dei fiumi del reticolo drenante Padano, mentre, le acque che maggiormente influenzano lo Stato Ecologico sono quelle della laguna di Venezia. Inoltre, un altro importante fenomeno che indica la stretta relazione con la Laguna di Venezia è la presenza di numerose specie aliene. Com'è noto, tale laguna è sempre stata soggetta all'introduzione di specie alloctone (Sfriso & Marchini, 2014), a causa delle numerose attività antropiche, come acqua-cultura e trasporto navale. Dalla *checklist* ottenuta in questo studio risulta evidente come la maggior presenza di specie aliene, rispetto alle altre stazioni, sia stata determinata al Lido, le stesse sono state trovate anche all'interno delle acque lagunari (Sfriso & Marchini, 2014).

4.1.2. Studio delle aree di monitoraggio istituzionale

L'indice CARLIT, grazie alla sua veloce applicazione, ha permesso in questo studio di individuare lo Stato Ecologico (ES) in una area costiera molto vasta. Le classificazioni di ES ottenute, nelle quattordici stazioni localizzate dalla foce a Delta del Fiume Po (Barricata) all'area costiera Croata (Salvore), mostrano come la zona sotto-costa sia caratterizzata da differenti e distinte condizioni ecologiche. Le comunità macrofite presenti sono composte quindi da diverse specie con "valori ecologici" riconoscibili a seconda della zona costiera considerata. Le aree costiere in cui è stata determinata una maggiore qualità ecologica sono quelle tra Salvore (costa croata) verso il golfo di Trieste e Miramare, mentre si evidenzia un peggioramento spostandosi in direzione della costa Veneta ed Emiliana, eccezione fatta per il Lido e Pellestrina (Buosi *et al.*, 2014). In queste due stazioni si è osservata una condizione di stato ecologico migliore, classificato come "moderato". Per cercare di comprendere a fondo le condizioni ambientali dell'acqua che hanno portato a differenti situazioni ecologiche in Adriatico settentrionale, sono stati analizzati statisticamente e messi in relazione tra loro i parametri ambientali dell'acqua delle stazioni a 500 metri ("1") e a 3704 ("3") di tutta l'area di studio Si.Di.Mar. Questo per ottenere informazione su vasta scala delle condizioni trofiche ed eventuali pressioni che possono influenzare le comunità macrofite sotto-costa.

Il calcolo dell'RDA (*software* CANOCO 5), pone in relazione l'influenza dei differenti parametri dell'acqua (salinità, Disco-Secchi, ossigeno disciolto, pH, fosforo, ione ammonio, nitriti, nitrati, silicati e clorofilla-*a*) correlati alle dieci stazioni di studio.

Com'è evidenziato dal primo e secondo fattore ("*explained variation cumulative*" pari a 96,9%) del grafico di **Fig. 4.6**, i parametri di salinità, Disco Secchi e ossigeno disciolto sono inversamente correlati con le concentrazioni dei nutrienti (DIN e fosforo reattivo), dei silicati, della clorofilla-*a* e dei valori di pH. Queste correlazioni risultano più marcate nelle stazioni della fascia a 500 m. Tale risultato statistico conferma la stessa considerazione ottenuta per i parametri ambientali dell'acqua nelle stazioni sotto-costa a monitoraggio annuale (Salvore, Sistiana, P.M.S. e Lido).

In particolare, la stazione di P. Garibaldi, situata in prossimità del Delta del Po, è fortemente influenzata dalle concentrazioni di DIN, (in modo particolare dai nitriti), clorofilla-*a* e dal valore di pH ed è inversamente correlata alla salinità e alla limpidezza del acqua (Disco Secchi). Risulta chiaro, come già descritto in precedenza, che queste acque sono marcatamente influenzate dagli apporti del fiume Po, il quale sfocia nelle vicinanze a nord della stazione.

Il fiume Po scarica il maggior flusso d'acqua dolce annuale rispetto a tutti i fiumi di questa parte di Adriatico, trasportando anche quantità rilevanti di nutrienti e materiale particolato (Cozzi & Giani, 2011). Va considerato inoltre il contributo di altri due importanti fiumi che sfociano a nord-est, il Brenta e Adige. Quest'area, come è possibile notare dal dendrogramma di **Fig. 4.7**, presenta caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua peculiari, statisticamente lontane dalle ulteriori stazioni.

L'area a nord di P. Garibaldi, (Albarella) influenzata sempre dai fiumi Po, Adige e Brenta, rileva una situazione simile, ma con correlazioni meno marcate, rispetto ai parametri di alta

trofia e torbidità. Infatti, sotto-costa, lo Stato Ecologico in quest'area risulta compromesso fino alla spiaggia di Isola Verde (Chioggia).

Le correlazioni nelle stazioni di Lido e Pellestrina sono ancora diverse, ovvero l'area mostra una maggiore affinità statistica con la salinità, l'ossigeno e Disco Secchi. Dunque le condizioni di stato ecologico, rilevate attraverso gli indici, risultano "moderate", confermando, quanto descritto precedentemente, in cui questa area marino-costiera definisce una stretta relazione con le acque della laguna di Venezia, rispetto ai fiumi presenti nell'Adriatico settentrionale.

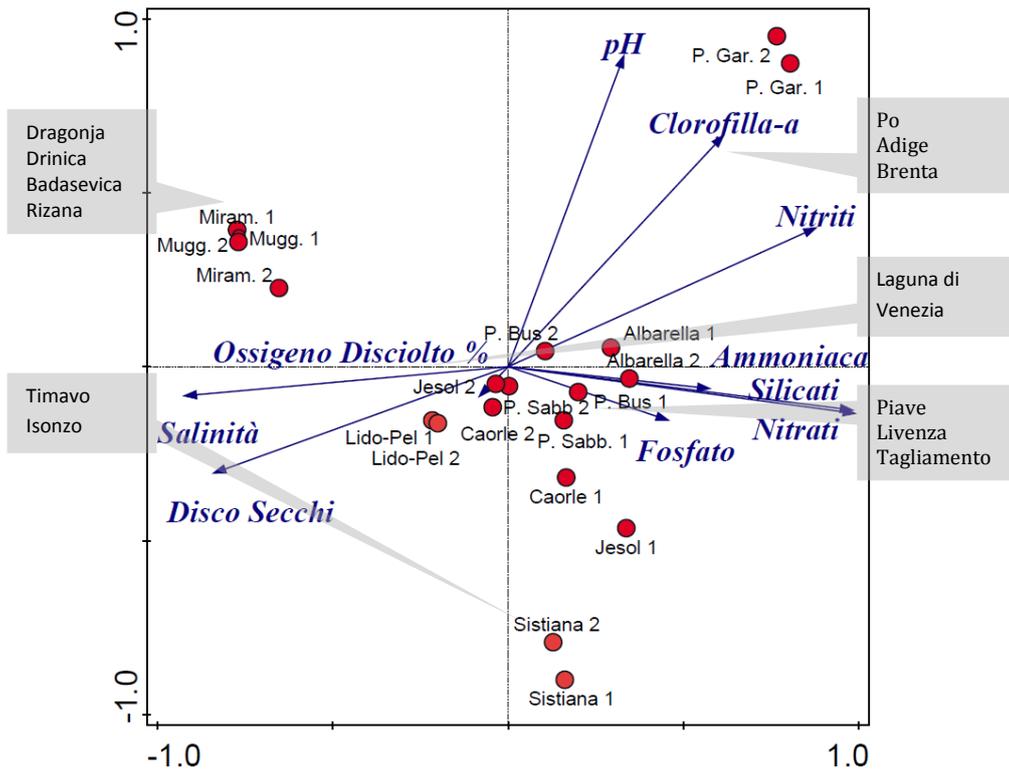


Figura 4. 6: RDA dati ambientali Si.Di.Mar. nelle stazioni a 500 m (1) e a 3704 m (3) e rispettivi apporti fluviali dei fiumi o lagune situati vicino alle aree di studio.

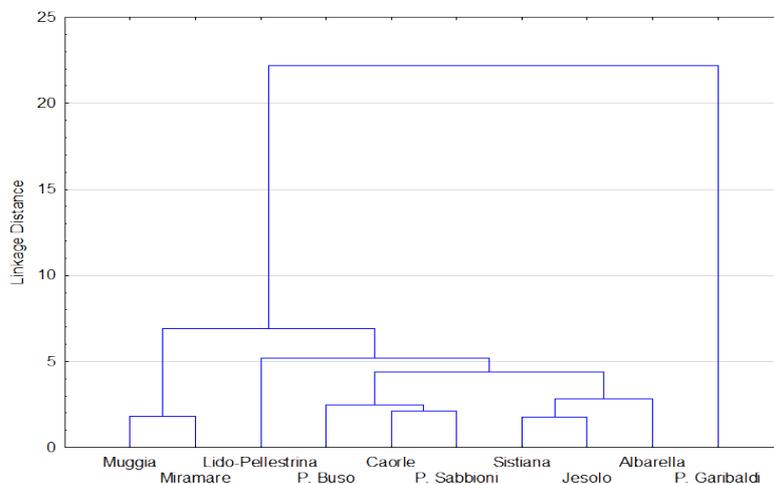


Figura 4.7: dendrogramma della distanza statistica delle stazioni in relazione alla media dei parametri ambientali dell'acqua in entrambe le distanze dalla costa (stazioni "1" e "3").

Com'è evidente dal grafico di **Fig. 4.6**, le variabili che rappresentano le stazioni nell'area centrale dell'Adriatico settentrionale, da P. Sabbioni a Caorle, in cui sfociano i fiumi Piave, Livenza e Tagliamento, risultano posizionate al centro del sistema cartesiano. Infatti non presentano una rilevante correlazione con l'insieme dei parametri ambientali dell'acqua. Per alcune stazioni, come Caorle e Jesolo, è evidente una differenza tra la fascia più al largo (stazione "3"), con una miglior condizione trofica dell'acqua, rispetto a quella a 500 metri (stazione "1") in cui i nutrienti e la torbidità sono fattori determinati. Dal dendrogramma di **Fig. 4.7** si evince una similarità statistica, relativamente ai dati dell'acqua, Jesolo e Sistiana, poiché presentano media di concentrazione di silicati e nitrati molto simili, soprattutto nella fascia a 3704 m dalla costa. Contrariamente lo stato ecologico rilevato sotto-costa, e quindi la composizione delle comunità macrofisciche, risultano diversi: "moderato" per Sistiana e "cattivo" per Jesolo. Queste differenze potrebbero essere causate da un cambio della trofica e di torbidità tra le acque sotto-costa, dove sono presenti le comunità macrofisciche, e quelle più a largo.

Mentre, la zona costiera di fronte alla laguna di Grado-Marano, rappresentata in questo studio dai dati del transetto di P. Buso, mostra una situazione chimico-fisica dell'acqua tendente a condizioni di eutrofia e torbidità dell'acqua, soprattutto verso la costa (stazioni a 500 m). Tuttavia è importante valutare, in questa analisi, la testimonianza della presenza nella fascia a 1 km circa dalla costa di una prateria di *Cymodocea nodosa* e piccoli residui di *Posidonia oceanica* (circoscritte da un substrato roccioso, ovvero resti di archeologici) (Godini et al., 2003).

Da cartografia del 2005 (<http://mapserver.arpa.fvg.it/adriblu/map.phtml>) si evidenzia una vasta area a fanerogame marine, situata di fronte alla laguna di Grado Marano, da Bibione fino alla costa di Duino, prima di Sistiana (**Fig. 4.8**). Come si può notare dalla mappa di **Fig. 4.8**, in corrispondenza del transetto di P. Buso, localizzato di fronte ad una bocca di porto della laguna, non è segnalata la presenza di fanerogame.



Figura 4.8: mappa delle fanerogame marine della zona di fronte alla laguna di Grado-Marano
<http://mapserver.arpa.fvg.it/adriblu/map.phtml>

Anche se nel monitoraggio di questa ricerca non sono stati eseguiti rilievi floristici nella fascia costiera lungo la laguna di Grado-Marano (per la difficoltà di raggiungere il sito), osservazioni satellitari tramite il software *Google Earth* hanno evidenziato che la costa è caratterizzata dall'assenza di dighe artificiali, quindi con scarsi ancoraggi per le macroalghe. La presenza di praterie di fanerogame marine (specie sensibili) potrebbe indicare che l'acqua nella fascia ad

un 1 km, con profondità di circa 6 metri, hanno condizioni ecologiche non compromesse, rispetto a quelle più sotto-costa.

Viceversa, ad est della laguna di Grado-Marano, dove la prateria scompare, le acque di Sistiana, come già osservato sotto-costa, sono influenzate dalla concentrazione di ione ammonio, nitrati, fosforo e silicati ma anche la trasparenza dell'acqua risulta un fattore correlato (**Fig. 4.6**). Infatti, in questa zona costiera rocciosa, come già affermato, lo Stato Ecologico risulta "Moderato".

Mentre l'area marino-costiera di Miramare e Muggia, poste ad est nella costa friulana, con caratteristiche dell'acqua molto simili (**Fig. 4.7**), hanno acque con maggiore trasparenza e salinità dell'acqua e dunque sono inversamente correlate con le concentrazioni dei nutrienti (azoto fosforo), dei silicati, della clorofilla-*a*. In questa due aree, localizzate lungo la costa rocciosa Friulana, le condizioni Ecologiche migliorano e compaiono le specie sensibili, come la prateria di *Cymodocea nodosa* presente a Muggia. Tale miglioramento è spiegabile dall'assenza di apporti fluviali e inoltre dall'influenza della corrente oligotrofica, risalente dall'istria.

Lo studio statistico dei parametri dell'acqua e la loro disposizione nell'area del grafico di **Fig. 4.6**, in modo particolare la contrapposizione tra i parametro di salinità e Disco Secchi con le concertazione di nutrienti, evidenzia come le condizioni chimico-fisiche e biologiche delle aree marino-costiere dell'Adriatico settentrionale siano fortemente condizionate dai numeri fiumi presenti. Osservando gli apporti fluviali di DIN e fosforo reattivo, descritti da **Cozzi & Giani 2011**, e rappresentati da **Fig. 4.9**, è possibile osservare una diminuzione degli apporti sia di DIN che di fosforo, da est verso ovest. Infatti, i fiumi Sloveni-Croati (Dragonja, Drinica, Badasevica e Rizana) e i fiumi italiani più a est (Timavo e Isonzo) incidono solamente per l'1,3 % nell'apporto di Fosforo, mentre presentano un "range" di concentrazione da 1 a 5 % per quanto riguarda il DIN.

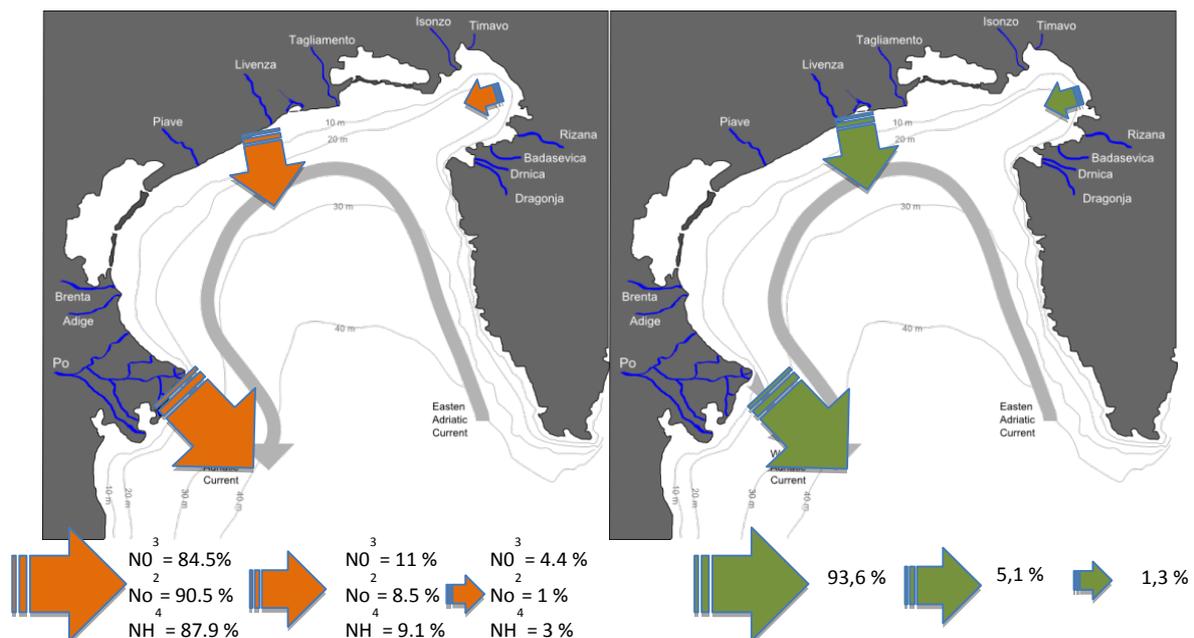


Figura 4.9: apporti di DIN e Fosforo reattivo nell'Adriatico settentrionale da parte fiumi

Gli apporti di questi nutrienti aumentano nei fiumi della costa centrale (Tagliamento, Livenza Piave), con percentuali di fosforo reattivo di 5,1% e di DIN di circa il 9,5% (media tra ione ammonio, nitriti e nitrati). Infine, gli *input* maggiori sono ad opera dei fiumi Brenta, Adige e Po, con percentuali di circa 87,6 % di DIN (media tra ione ammonio, nitriti e nitrati) e 93,6% di fosforo reattivo.

In questo contesto, per comprendere a pieno la distribuzione di questi apporti di nutrienti va considerato anche la tipica corrente antioraria dell'Adriatico settentrionale, che trasporta i flussi da est verso ovest, arricchendosi durante il percorso, con il contributo di tutti i fiumi presenti. Questi dati confermano, che l'apporto di acqua dolce continentale è un fattore fondamentale sulle condizioni fisico-chimiche e biologiche dell'acqua di questa parte di Mar Adriatico, influenzando in modo diverso le differenti aree. Mettendo in relazione questi dati, (parametri ambientali acqua e apporti fluviali) con la classificazione di stato ecologico determinata lungo la costa (primi 300 metri), si può confermare che le condizioni ecologiche possono essere fortemente compromesse nelle aree marino-costiere maggiormente condizionate dagli apporti di acqua dolce. I *Taxa* che colonizzano questi ambienti sono principalmente specie opportuniste e tionitrofile (Ulvaceae e Gracilariaceae) che riescono a crescere e a riprodursi in condizioni di forti "input" di nutrienti e scarsa trasparenza dell'acqua. Viceversa, la fascia costiera in cui i fiumi incidono in modo minore e i parametri dell'acqua risultano positivamente correlati con salinità e Disco Secchi (trasparenza dell'acqua), le condizioni di stato ecologico migliorano e compaiono le specie macrofite più sensibili, ad alto valore ecologico, le quali, in presenza di alterazioni fisico-chimiche dell'acqua, come aumento di nutrienti, torbidità e variazioni di pH, tenderebbero a scomparire.

4.1.2.1. "Zoom" delle condizioni ecologiche nella costa veneta

Particolare attenzione si è posta all'aspetto ecologico dall'area marino-costiera della costa veneta. Come già discusso, la biodiversità macrofita rilevata sotto-costa, risulta principalmente povera e composta da specie opportuniste e tionitrofile, con condizioni quindi di Stato Ecologico "cattive". Si evidenzia però un'eccezione per l'area di fronte alla Laguna di Venezia (Lido e Pellestrina), in cui la presenza di una diversità molto elevata e di una copertura macrofita, composta da un numero più alto di specie sensibili, definisce una classificazione di Stato Ecologico "Moderato". Lo studio dei parametri ambientali dell'acqua dal 1991 al 2012 ha permesso di mettere in relazione le condizioni ecologiche della diversità floristica con le possibili pressioni, operate in questa zona costiera ad ampia scala spaziale (fino a 3704 m dalla costa) e temporale (21 anni di dati mensili).

L'analisi fattoriale (**Tab. 4.1**) (*software* Statistica 10) dei parametri ambientali dell'acqua, eseguita nelle tre stazioni in tutti i cinque transetti istituzionali durante l'intero periodo (1991-2012), ha evidenziato come nella fascia a 500 m dalla costa i parametri che risultano

statisticamente significativi nel primo fattore (varianza cumulativa 36,3 %) sono: salinità ($p = 0,87$), nitrati ($p = -0,80$) nitriti ($p = -0,77$) e clorofilla-*a* ($p = -0,73$). Queste variabili permettono di spiegare quali tra i parametri considerati incidono maggiormente nel sistema. Com'è possibile notare, la significatività della salinità ($p > 1$) risulta contrapposta ai nitriti, nitrati e clorofilla-*a* ($p < 1$). Mentre nel secondo fattore (varianza cumulativa 18,5%) solamente la temperatura ($p = 0,77$) risulta significativa. Inoltre, i risultati relativi alla fascia che comprende l'area delle stazioni a 926 m e 3704 m mostrano significatività molto simile.

Tabella 4.1: Analisi fattoriale dei dati di tutte le stazioni nei 5 transetti istituzionali

	500 m		926 m		3704 m	
	Fat. 1 (36,3)	Fat. 2 (18,5)	Fat. 1 (39,8 %)	Fat. 2 (18,2)	Fat. 1 (39,8)	Fat. 2 (19,2)
Varianza cumulativa						
Disco Secchi	0.63	-0.37	0.78	-0.04	0.73	-0.23
Temperatura	0.08	-0.77	0.21	-0.77	0.06	-0.80
Salinità	0.87	0.03	0.81	0.13	0.83	0.13
pH	-0.45	-0.29	-0.28	-0.43	-0.63	-0.13
% Ossigeno	-0.40	-0.69	-0.29	-0.76	-0.61	-0.51
NH₄⁺	-0.40	-0.11	-0.57	-0.05	-0.37	-0.35
NO₂²⁻	-0.77	0.39	-0.77	0.27	-0.74	0.38
NO₃⁻	-0.80	0.28	-0.83	0.28	-0.84	0.25
Fosforo reattivo	-0.44	-0.55	-0.47	-0.46	-0.43	-0.57
Clorofilla-<i>a</i>	-0.73	-0.14				

In particolare, nel primo fattore (varianza cumulativa 39,8 % per entrambe le distanze dalla costa) i parametri che evidenziamo significatività sono: nitrati ($p = -0,83$; $-0,84$), nitriti ($p = -0,77$; $-0,74$), salinità ($p = 0,81$; $0,83$) e Disco Secchi ($p = 0,78$; $0,73$). Anche in questo caso i valori di salinità e Disco Secchi risultano contrapposti ai nitriti e ai nitrati. Nel secondo fattore, sono significativi la temperatura e l'ossigeno disciolto per la fascia a 926 m (varianza cumulativa 18,2%), mentre solamente la temperatura per quella a 3704 m (varianza cumulativa 19,2%). Come si può notare nelle stazioni posizionate più al largo, la variabile Disco Secchi risulta maggiormente rilevante, questo perché, la trasparenza dell'acqua aumenta notevolmente e in modo più variabile tra le zone, spostandosi verso il largo.

In definitiva, come si evince dall'analisi fattoriale (**Tab 4.1**), il sistema ecologico e trofico delle acque della costa veneta sono condizionate principalmente dalla salinità e trasparenza dell'acqua e dalla concentrazione di nitrati e nitriti.

Questo è evidente osservando inoltre i risultati dei coefficienti di correlazione tra i parametri considerati nella stazione a 500 metri (**Tab. 4.2** e **Fig. 4.11**).

L'analisi evidenzia una significativa correlazione positiva tra salinità e trasparenza dell'acqua (0,55), e tre significative correlazioni inverse, ovvero tra nitrati e salinità (-0,74), nitriti e salinità (-0,52) e clorofilla-*a* e salinità (-0,59) (**Fig. 4.11**).

Infine, emerge anche una rilevante correlazione positiva tra i nitriti e i nitrati (0,72) (Tab. 4.2), indice di una marcata attività di nitrificazione ad opera batterica, durante il ciclo dell'azoto.

Tabella 4.2: correlazioni tra i parametri nella stazione a 500 m. (Legenda: D. = Disco, Temp. = temperatura, Oss.% = percentuale di saturazione dell'ossigeno, RP = fosforo reattivo, Sal = salinità; Chlor-*a* = Clorofilla-*a*)

	Temp.	Sal	pH	Oss %	NH ₄ ⁺	NO ₂ ²⁻	NO ₃ ⁻	RP	Chlor- <i>a</i>
D. Secchi	0.21	0.55	-0.16	0.00	-0.14	-0.46	-0.48	-0.05	-0.39
Temp.		-0.08	0.07	0.37	-0.07	-0.39	-0.19	0.16	0.11
Salinità			-0.32	-0.21	-0.27	-0.52	-0.74	-0.42	-0.59
pH				0.27	-0.04	0.23	0.13	0.22	0.48
Oss. %					0.20	0.14	0.17	0.46	0.34
NH₄⁺						0.31	0.15	0.39	0.17
NO₂²⁻							0.72	0.09	0.49
NO₃⁻								0.21	0.40
RP									0.13

Come già descritto in precedenza, il parametro salinità nell'acqua è strettamente legato alla presenza di flussi di acqua dolce da parte dei fiumi e, la relazione inversa tra una diminuzione di salinità e un aumento di concentrazione di nitriti e nitrati, può essere un chiaro indice di apporti di acqua dolce ricca di nutrienti da parte dei fiumi. Infine, anche l'abbondante presenza di clorofilla-*a* è da collegare a un'abbondante disponibilità di nutrienti per il fitoplancton marino, che quindi può generare rilevanti *bloom* fitoplactonici, soprattutto durante i mesi caldi, causando inoltre anche alterazioni della concentrazione di ossigeno disciolto e limitazione della trasparenza dell'acqua.

Tra tutte le aree di studio della costa Veneta, Albarella presenta dati dei parametri dell'acqua che esprimono situazioni distrofiche molto frequenti, testimoniate, non solo dalle alte concentrazioni di nutrienti, ma anche da picchi di concentrazioni di clorofilla-*a*, collegati ad incrementi di percentuali di ossigeno disciolto, in modo particolare durante gli anni 1994 e 2000. L'area marino-costiera infatti è localizzata in prossimità delle foci dei fiumi Adige, Brenta e Po, che come descritto in precedenza, presentano i maggiori apporti di nutrienti in mare rispetto ai rimanti fiumi.

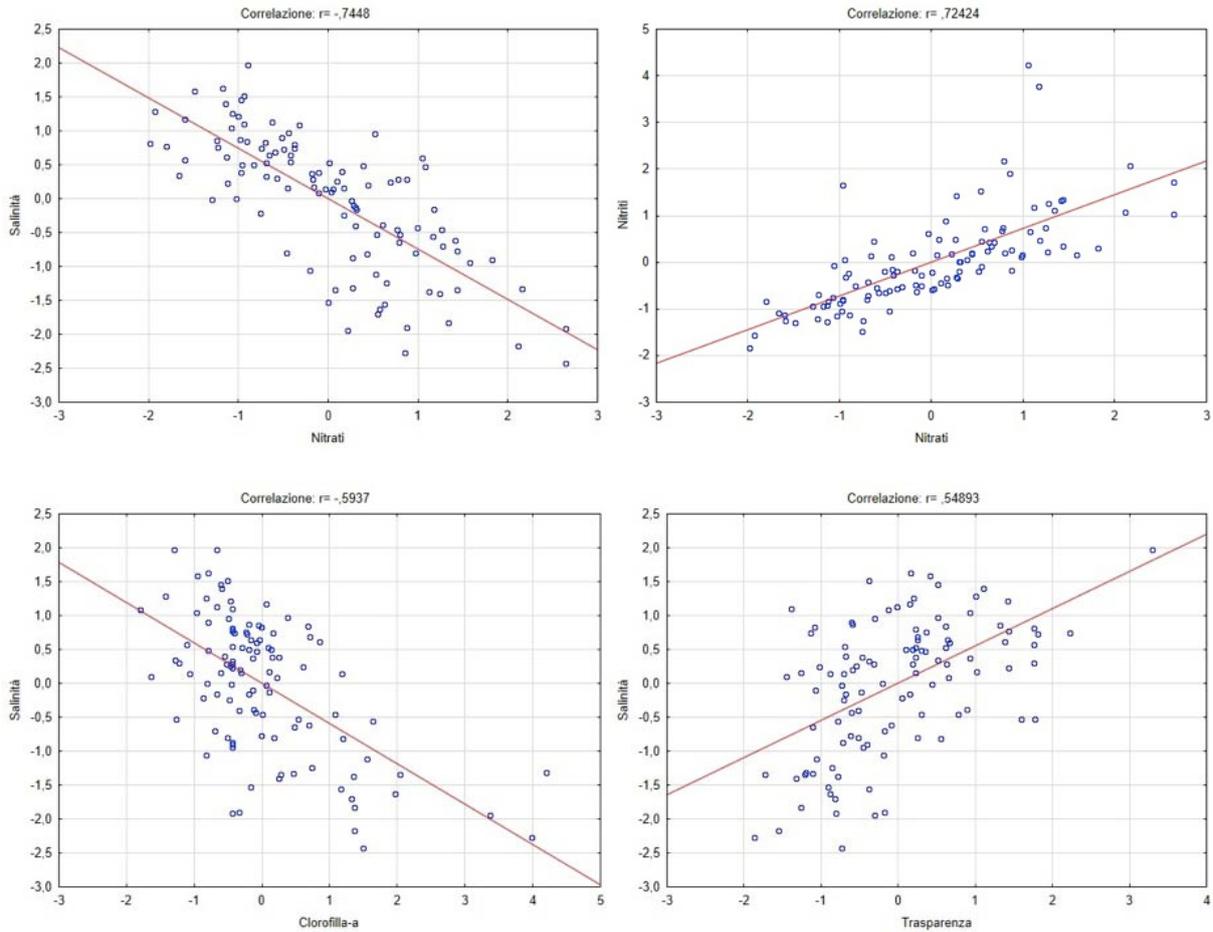


Figura 4.10: grafici di dispersione, relativi alla correlazione più significative nelle stazioni a 500 m dalla costa (salinità-nitrati, nitrati-nitriti, salinità-clorofilla-a e salinità-trasparenza)

Per quanto concerne la variabilità dai dati nel tempo (1991-2012), come si evince dai risultati, non è possibile ipotizzare una tendenza dai valori per tutti i parametri considerati, evidenziando un continuo cambio delle condizioni ambientali dell'acqua durante gli anni, probabilmente dovuto a condizioni climatiche.

In conclusione, si può affermare che le acque marino-costiere l'intera costa veneta sia fortemente legata agli apporti fluviali del reticolo di drenaggio padano, ma che l'area costiera di Lido e Pellestrina, grazie alla posizione geografica, all'influenza con la Laguna di Venezia e alla protezione da strutture artificiali, presenta condizioni trofiche migliori e maggiore trasparenza dell'acqua, garantendo così una condizione di Stato Ecologico meno compromesso, rispetto a tutta a costa Veneta.

Conclusioni

La ricerca svolta ha permesso di implementare le conoscenze in merito alla diversità macrofitica del Mar Adriatico settentrionale. Nello specifico, si è ottenuta una *checklist* rappresentativa delle specie presenti (166 macroalghe e 1 fanerogama marina) nelle quattro stazioni oggetto di studio (Salvore Sistiana, Porto Santa Margherita e Lido). Il campionamento tramite quadrato (area minima rappresentativa), inoltre, ha permesso di determinare quali *Taxa* risultassero dominanti in termini di copertura. I dati delle singole specie e le relative coperture sono quindi stati utilizzati per la valutazione dello Stato Ecologico, attraverso l'applicazione degli indici macrofitici EEI-c (*Ecological Evaluation Index*) e CARLIT (*Cartography of littoral rocky-shore communities*). La classificazione ottenuta con i due diversi indici, mostra risultati concordanti per la maggior parte delle stazioni indagate, tranne per alcune aree. Per esempio nell'area di Porto Santa Margherita, l'indice CARLIT esprime un giudizio "Cattivo" mentre, l'EEI-c "Povero-Moderato". Tale differenza è da collegarsi alle diverse metriche considerate per la valutazione dello Stato Ecologico: nella stazione di Porto Santa Margherita sono presenti solamente specie opportuniste e tionitrofile e, dunque, la qualità ambientale individuata dall'indice CARLIT risulta compromessa; l'indice EEI-c, invece, dando maggior rilievo alla "quantità" di copertura dei gruppi (ESG), che, in questa area, risulta bassa a causa della scarsa colonizzazione da parte dei *Taxa* algali (tutti di scarso valore ecologico), comporta un giudizio complessivamente migliore per la stazione. In questo lavoro, dallo studio della relazione tra le comunità macrofisciche e le componenti ambientali, emerge come l'approccio dell'indice EEI-c possa fornire una valutazione sovrastimata, in modo particolare per le aree maggiormente compromesse, in cui, secondo i risultati ottenuti, la scarsa presenza di specie, seppur a basso valore ecologico, indica un condizione ecologica molto alterate.

In generale si è rilevato un miglioramento dello Stato Ecologico considerando le stazioni da ovest verso est, in contrapposizione con la corrente marina antioraria dell'Adriatico settentrionale. Nello specifico, infatti, dalla zona costiera ad ovest del Po verso la costa croata la classificazione di Stato Ecologico passa da "cattivo" a "alto" con eccezione dell'area antistante la laguna di Venezia (Lido e Pellestrina), individuata come "moderato".

Al fine di ottenere una valutazione effettiva sulle criticità e pressioni che influenzano la biodiversità del Mar Adriatico settentrionale, lo studio dei fattori biotici (macrofite) è stato affiancato all'analisi dei parametri abiotici, relativi alla matrice acqua e sedimento. L'analisi statistica effettuata sui dati inerenti la matrice acqua ha, dunque, permesso di evidenziare come le componenti ambientali che maggiormente condizionano le comunità macrofitiche sono la concentrazione dei nutrienti, come l'azoto inorganico disciolto, la torbidità e la salinità. In particolare si è determinata una correlazione inversa tra i parametri nutrienti e torbidità rispetto alla salinità: questa evidenza indica chiaramente la forte influenza da parte di *input* di acqua dolce di origine fluviale. Tale tesi è inoltre supportata dalla grande variabilità determinata per i parametri ossigeno disciolto, clorofilla-*a* e pH nelle zone influenzate da apporti di acqua dolce.

In conclusione, i risultati ottenuti mostrano, come le criticità e le pressioni ambientali non condizionano un solo limitato ecosistema, ma dall'interconnessione e influenza di molteplici sistemi ambientali come, per esempio, in questo caso, l'ambiente fluviale, lagunare e marino.

Bibliografia

- AA.VV. ARPAV e Museo di Storia Naturale di Venezia (2006) Tegnùe: ambiente, organismi e curiosità – Mestre (VE)
- Alberto, F., Gouveia, L., Arnaud-Haond, S., Perez-Llorens, J.L., Duarte, C.M., Serra, O. E. A. (2005). Within-population spatial genetic structure, neighbourhood size and clonal sub range in the seagrass *Cymodocea nodosa*. *Molecular Ecology*, 14, 2669-2681.
- Artegiani, A., D. Bregant, E., Paschini, N. Pinardi, F., Raichich, Russo A. (1997a). The Adriatic Sea general circulation. Part I: Air-sea interactions and water mass structure, *J. Physical Oceanography* 27, 1492-1514.
- Artegiani, A., D. Bregant, E. Paschini, N. Pinardi, F. Raichich, Russo A. (1997b). The Adriatic Sea general circulation. Part II: Baroclinic circulation structure, *Journal Physical Oceanography*, 27 1515-1532.
- Aspila, K.I., H. Agemian, Chau A.S.Y. (1976). A semi-automated method for the determination of inorganic, organic, and total phosphate in sediments. *Analyst* 101, 187-197.
- Athanasiadis, A. (1999). *Mesophyllum macedonis*, nov. sp. (Rhodophyta, Corallinales), a putative Tethyan relic in the north Aegean Sea. *European Journal of Phycology* 34, 239-252, 23
- Ballesteros, E., Polo, L., Romero, J., (1984). Vegetació submarina de les illes Medes. I. Algues. In J. Ros, I. Olivella, J. M. Gili (Eds.), *Els sistemes natural de les illes Medes*. Arxius de la Secció de Ciéncies 73, Institut d'Estudis Catalans, Barcelona, Spain. 333-371.
- Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., García, M., Mangialajo, L., De Torres, M., (2007). A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Mar. Poll. Bull.* 55, 172-180.
- Basset, A., Marchiori, S., Sangiorgio, F., Medagli, P., Orfanidis, S. (2009b). The Lake of Cesine. In: Cecere, E; Petrocelli, A. Izzo, G., Sfriso, A. (Eds). *Flora and Vegetation of the Italia Transitional Water Systems*. Co.Ri.La, Multigraf Spinea 189-194
- Bax N, Williamson A., Aguero M., Gonzalez E., Geeves W. (2003). Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Mar Policy* 27, 313-323.
- Bellan-Santini, D., (1968). Influence de la pollution sur les peuplements benthiques. *Rev. Int. Oceanogr. Medit.* 10, 27-53.
- Belsher, T., (1977). Analyse des répercussions de pollutions urbaines sur les macrophytobenthos de Me'diterrane'e (Marseille, Port-Vendres, Port-Cros). The`se Doctorat 3 cycle, Universite' d'Aix-Marseille II, 287.
- Bennett, S., Roca, G., Romero, J., Alcoverro, T., (2011). Ecological status of seagrass ecosystems: An uncertainty analysis of the meadow classification based on the *Posidonia oceanica* multivariate index (POMI). *Marine Pollution Bulletin*, 1616-1621
- Benschneider, K., Robinson, Rj. (1952). A new spectrometric method for determination of nitrite in sea water. *Journal of Marine Research.* 11, 87-96.
- Berthelot, M. P. (1859). *Repertoire de Chemie Appliquee*, 284.

- Bold, H. C., Wynne, M., (1985). Introduction to Phycology. 2nd editions. Prentice hall, Englewood Cliffs, N.J.
- Boldrin, L., Zammit P, Muntoni F, Morgan J. (2009). The mature adult dystrophic mouse muscle environment does not impede efficient engrafted satellite cell regeneration and self-renewal. *Stem Cells* 27, 2478–2487
- Book, J.W., Perkins, H.T., Cavaleri, L., Doyle J.D., Pullen J.D. (2005). Observations of the western Adriatic slope current during winter of 2001. - *Progress in Oceanography* 66 (2), 270–286
- Boudouresque, C.F, (1971). Recherches de bionomie analytique, structurale et expérimentale sur les peuplements benthiques sciaphiles de Méditerranée occidentale (fraction algale). La sous-strate sciaphile des peuplements de grandes *Cystoseira* de mode battu. *Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille* 31, 141-151
- Boudouresque, C.F, Lück H.B., (1972). Recherches de bionomie structurale au niveau d'un peuplement benthique sciaphile. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 8 (2), 133-144
- Boudouresque, C.F (1974). Aire minimale et peuplement saulgaux marins. *Soc. Phycol. De France, Bull.*, 19, 141-157.
- Boudouresque, C.F, Belsher T. (1979). Un e method de determination de l'aire minimal qualitative. *Rapp.Comm.int. Mer Médit.*, 4: 25-26.
- Boudouresque, C.F., (1985). Groupes ecologiques d'algues marines et phytocénoses benthiques en Méditerranée nord-occidentale: une revue. *Giornale Botanico Italiano* 118 (suppl. 2), 7–42.
- Brasier, M.D. (1975). An outline history of seagrass communities. *Palaeontology*, 18, 681-702.
- Braun-Blanquet, J., (1915). *Les Cevennes Méridionales*. Geneva.
- Bressan, G. (1974). Rodoficee calcaree dei mari italiani. *Boll. Soc. Adr. Sc.* 59, 1–132.
- Bressan, G., Babbini, L. (2003). Corallinales del Mar Mediterraneo: Guida alla determinazione. *Biol. Mar. Mediterr.*, 10 (Suppl. 2), 1-238
- Bricaud, A., Morel, A. and Prieur L. (1981). Absorption by dissolved organic matter of the sea (yellow substance) in the UV and visible domains, *Limnology and Oceanography* 26, 43-53.
- Brock, V. E. (1954). A preliminary report on a method of estimating ~~refish~~ populations. *Journal of Wildlife Management* 18, 297–308.
- Brodie, J., De'ath G., Devlin M., Furnas M., Wright M. (2007). Spatial and temporal patterns of near-surface chlorophyll a in the Great Barrier Reef lagoon. *Marine and Freshwater Research* 58, 342- 353
- Buosi A., Facca C., Sfriso A. (2014). Trophic state and ecological status assessment by the application of the CARLIT index in the Northern Adriatic Sea. *ATTI SIBM 2014, Genova, SIBM, (Volume pre-print - 124), Convegno: 45° Congresso SIBM, VENEZIA, 19-23 Maggio (Articolo in Atti di convegno)*
- Butterfield, N. J. (2000). *Bangiomorpha pubescens* n. gen., n. sp.: Implications for the evolution of sex, multicellularity and the Mesoproterozoic/Neoproterozoic radiation of eukaryotes. *Paleobiology* 26, 386-404.
- Butterfield, N. J., Knoll, A. H. and Sweet, K (1988). Exceptional preservation of fossils in an Upper Proterozoic shale. *Nature* 334, 424-427.

- Butterfield, N. J., Knoll, A. H. and Sweet, K (1994). Paleobiology of the Neoproterozoic Svanbergfjellet Formation, Spitsbergen. *Fossils and Strata* 35, 75-82.
- Butterfield, N. J. (2001). Paleobiology of the late Mesoproterozoic (ca. 1200 Ma) Hunting Formation Somerset Island, Arctic Canada. *Precambrian Research* 111, 235-256.
- Chadefaud, M. (1960). Les végétaux non vasculaires (Crytogamie). In *Traité de botanique systématique*, Vol Ieds. Chadefaud M & Emberger L. Masson et Cie, Paris.
- CIESM (2002). Alien marine organisms introduced by ship in the Mediterranean and Black seas. *CIESM Workshop Monographs No. 20*, CIESM, Monaco.
- CIESM (2008). Climate warming and related changes in Mediterranean marine biota. *CIESM Workshop Monographs No. 35*, CIESM, Monaco.
- Cinelli, F., Boudouresque, C.F., Fresi E., Marcot J., Mazzella L. (1977). L'aire minima duphytobenthos dans le Port de Sant'Angelo (Ischia, Italie). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 4, 148-152
- Clayton, MN., Wiencke, C. (1990). The anatomy, life history and development of the Antarctic brown algae *Phaeurus antarcticus* (Desmarestiales, Phaeophyceae). *Phycologia* 29, 303-315
- Colantoni P., G. P., Marocco R., (1985). Geologia della Piattaforma adriatica. Estratto dal volume P.F. Oceanografia e Fondi Marini Sottoprogetto Risorse Minerarie. Rapporto tecnico finale: 49-81.
- Cormaci, M., Furnari, G., Giaccone, G., Serio, D. (2004). Alien macrophytes in the Mediterranean Sea: a review. In: Pandalai SG (ed) *Recent research developments in environmental biology*. Research Signpost, Trivandrum, 153-202
- Cormaci, M., Duro, A., Furnari, G., (1982). Considerazioni sugli elementi fitogeografici della flora algale della Sicilia. *Naturalista Siciliano*, ser. IV, 6 (Suppl.) (1), 7-14
- Cormaci, M., Furnari G., Giaccone G., (2005). Alghe e piante vascolari marine. In: Blasi et al. (eds), *Stato della biodiversità in Italia. Contributo alla strategia nazionale per la biodiversità*. Palombi Ed., Roma: 466
- Cozzi, S., and Giani M., (2011). River water and nutrient discharges in the Northern Adriatic Sea: Current importance and long term changes. *Continental Shelf Research* 31, 1881-1893.
- Curiel, D., Bellemo G., Iuri M., Scattolin M., Marzocchi M. (2000). Qualitative minimal area of phytobenthic communities in the inlets of the lagoon of Venice (Italy, Mediterranean Sea). *Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia*, 50: 145-154.
- Danovaro, R., Company, J. B., Corinaldesi, C., D'Onghia, G., Galil B., Gambi, C., Gooday, A.J., Lampadariou, N., Luna, GM., Morigi, C, Olu K., Polymenakou, P., Ramirez -Llodra, E, Sabbatini, A., Sardà, F, Sibuet M., Tselepides, A. (2010) Deep-Sea Biodiversity in the Mediterranean Sea: The Known, the Unknown, and the Unknowable. *PLoS ONE* 5(8). *Review*.
- Dauvigneaud P. (1947). Remarques sur la végétation des pannes dans les dunes littorales entre La Panneet Dunkerque. *Bull. Soc. Bot. Belg.* 79, 123-140.
- Decreto Legislativo 11 maggio 1999, n.152 (Sup. Ord. G.U. n. 124 del 29.05.1999)
- Den Hartog, C. (1970). *The seagrasses of the World* North Holland Publ., Amsterdam, 275.
- Diez, I., Secilla, A., Santolaria, A., Gorostiaga, J.M., (1999). Phytobenthic intertidal community structure along an environmental pollution gradients. *Marine Pollution Bulletin* 38, 463-473

- Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 (G.U.C.E. L327 del 22.12.2000)
- Duarte C.M. (1991). Seagrass depth limit. *Acquatic Botany* 40, 363-37.
- Facca, C., Pellegrino N., Ceoldo S., Tibaldo M., Sfriso A. (2011). Conditions in the Waters of the Venice Lagoon (Northern Adriatic Sea, Italy) *The Open Oceanography Journal*, 5, 1-13
- Falace, A., Curiel, D., Sfriso, A. (2009). Study of the Macrophytes Assemblages and Application of Phytobenthic Indices to assess the Ecological Status of the Marano and Grado Lagoon (Italy). *Marine Ecology*. 30, 480-494.
- Feldmann, J. (1937). Les algues marines de la côte des Albères. I-III. Cyanophycées, Chlorophycées, Phaéophycées. *Revue Algologique* 149-335, 67.
- Forch, C., Knudsen, M., Sorensen, S.P.L. (1902) Berichteuber die Konstanten bestimmungenzurAufstellung der hydrographischenTabellen. *Kgl. DanskeVidenskSelsk. Skrifter*, 6 RaekkeNaturvidensk, Mathem.Afd., 12, 1-151.
- Franco, P., Michelato, A. (1992). Northern Adriatic Sea: Oceanography of the basin proper and of the western coastal zone. in *Marine coastal eutrophication*, edited by R. Marchetti R. a: Vollenweider and R. Viviani . Amsterdam Elsevier , 35-66.
- Frasconi, F., Frignani, M., Guerzoni, S., Ravaioli M (1988). Sediments and Pollution in the Northern Adriatic Sea. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1000-1020
- Funk, G. (1927). Die Algen vegetation des Golfs von Neapel. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli* 7, 1-507.
- Furnari, G., Giaccone G., Cormacci, M., Alongi, G., Catra M., Nisi A., Seria D. (2010). Macrophytobenthos. *Biol. Mar. Mediterr.* 17 (suppl), 801-828.
- Garret, H.E., Walker A. J. (1964). The spectrophotometric determination of silicic acid in dilute solution. *Analyst*, 89, 642-650.
- Giaccone, G. and Geraci R. M (1989). Biogeography of Mediterranean seaweed. *Anales Jarred. Bot. Madrid*. 46(1), 27-34
- Giani, M., Djakovac T., Degobbi D., Cozzi S., Solidoro C., Fonda Umani S. (2011). Recent changes in the marine ecosystems of the northern Adriatic Sea, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1-13.
- Gislen, T. (1930). Epibiosis of GullmarFjord II. *Kristinebergs Zool. Sta.* 1877 to 1927. 4, 1-380,
- Gordini, E., Caressa, S., Marocco, R., (2003). Nuova carta morfo-sedimentologica del Golfo di Trieste (Da Punta Tagliamento alla foce dell'Isonzo) *Gortaniatti Museo Friul di storia nat.* 25, 5-29
- Graham L. E., Cook M. E., Hanson D. T., Pigg K. B., Graham J. M., (2010). Structural, physiological, and stable carbon isotope evidence that the enigmatic Paleozoic fossil *Prototaxites* formed from rolled liverwort mats. *American Journal of Botany* 97, 268-275.
- Graham, L. E., & Wilcox L. W. (2000). Ochrophytes IV - Chrysomeridaleans, Phaeothamniophycians, Tribophyceans, and Phaeophyceans. *Algae*, 301-342. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice-Hall, Inc.
- Gravitz, N., Gleye L. (1975) A photochemical side reaction that interferes with phenol hypochlorite assay for ammonia. *Limnol. Oceanogr.* 20, 1015-1017.

- Guinda, X., Juanes, J.A., Puente, A., Revilla, J.A., (2008). Comparison of two methods for quality assessment of macroalgae assemblages, under different pollution types. *Ecol. Indic.* 8, 743–753.
- Guiry, M. D., Guiry, G. M. (2010). *AlgaBase* version 4.2. World-wide electronic publication, National University of Ireland. www.algabase.org.
- Guiry, M. D., Guiry, G. M. (2014). *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched on 26 November 2014.
- Han, T. M. and Runnegar, B. (1992). Megascopic eukaryotic algae from the 2.1-billion-year-old neogaunee iron-formation, Michigan. *Science* 257, 232-235
- Harmelin-Vivien, M.L., Harmelin, J.G. (1975). Présentation d'une méthode d'évaluation "in situ" de la faune ichtyologique. *Trav. Sci. Parc Nation. Port-Cros.* 1, 47-52
- Hemminga, M.A.; Duarte, C.M, (2000). *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press.
- ICRAM (2008). Protocolli per il campionamento e La determinazione degli elementi di qualità biologica e fisico-chimica nell'ambito dei programmi di monitoraggio ex 2000/60/CE delle acque marino-costiere.
- Iserentant, R., De Sloover, J., (1976). Le concept de bioindicateur. *Mem. Soc. Roy. Bot. Belg.* 7, 15-24.
- John, T. O. Kirk (2003). The vertical attenuation of irradiance as a function of the optical properties of the water. *Limnol. Oceanogr.* 48(1), 9–17
- Juanes, J.A., Guinda, X., Puente, A., Revilla, J.A., (2008). Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. *Ecol. Indicators.* 8, 351-359
- Kamburska, L. and Fonda Umani, S. (2009). Seasonal and inter-annual variability of mesozooplankton biomass in the Northern Adriatic Sea (Gulf of Trieste). *J. Mar. Syst.* 78: 490–504.
- Knoll, A. H., Javaux, E. J., Hewitt, D. And Cohen, P. (2006). Eukaryotic organisms in proterozoic oceans. *Philosophical transactions of the royal society b: biological sciences* 361, 1023-1038.
- Köppen, W.; Geiger, R. (1928). *Klimate der Erde*. Gotha: Verlag Justus Perthes..Wall-map 150cm x 200cm.
- Krause-Jensen, D., Middelboe, A.L., Sand-Jensen, K., Christensen, P.B., (2000). Eelgrass *Zostera marina*, growth along depth gradients: upper boundaries of the variation as a powerful predictive tool. *Oikos* 91, 233–244.
- Leliaert, F., Verbruggen, H., Zechman, F. W. (2011). Into the deep: new discoveries at the base of the green plant phylogeny. *Bio Essays* 33: 683–692.
- Leliaert, F., Smith, D.R., Moreau, H., Herron, M.D., Verbruggen, H., Delwiche, C.F. & De Clerck, O. (2012). "Phylogeny and molecular evolution of the green algae". *Critical Reviews in Plant Sciences* 31, 1–46.
- Lewis, L. A., McCourt, R. M. (2004). Green algae and the origin of land plants. *Am. J. Bot.* 91, 1535–1556.
- 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. *American Naturalist*, 116 (1), 25-44
- Littler, M.M., Littler, D.S., Taylor, P.R., (1983). Evolutionary strategies in a tropical barrier reef system: functional-form groups of marine macroalgae. *Journal of Phycology*, 19 (2), 229-237.
- Lorenzen, C.J. (1967). *Technical Papers of Marine Science*. Determination of chlorophyll in sea water. UNESCO, 35-120.

- Mac Arthur, R.H. & Wilson, E.O., (1967). The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, 203.
- Marasovic, I., Gacic, M., Kovacevic, V., Krstulovic, N., Kuspilic, G., Pucherpetkovic, T., Odzak, N., Solic, M., (1991). Development of the red tide in the Kastela Bay (Adriatic Sea). *Marine Chemistry* 32, 375–385.
- Marasovic, V., Nincevic, Z., Kuspilic, G., Marinovic, S., Marinov, S., (2005). Long-term changes of basic biological and chemical parameters at two stations in the middle Adriatic. *Journal of Sea Research* 54, 3–14.
- Margulis, L. (1970). Origin of eukaryotic cells: evidence and research implications for a theory of the original and evolution of microbiol, plant, and animal cells on the Precambrian earth. Newhaven, Conneticut. Yale University Press.
- Margulis, L. (1981). Symbiosis in cell evolution: life and its environment on the early earth. San Francisco w. H. Freeman 1-14.
- Marocco, R. (1995). Sediment distribution and dispersal in Northern Adriatic lagoons (Marano and Gradoparalic system). *Giornale di Geologia*, 57 (1–2) 77–89.
- Mattox, K. R. and Stewart, K. D. (1984). Classification of the green algae: a concept based on comparative cytology. In: *Systematics of the Green Algae*. 29–72. Irvine, D. E. G. and John, D. M., Eds., Academic Press, London.
- McCourt, R. M., Delwiche, C. F. and Karol, K. G. (2004). Charophyte algae and land plant origins. *Trends in Ecology and Evolution* 19, 661-666.
- McQuatters-Gollop, A., Gilbert, A., D. Mee, L., E. Vermaat, J., Yuri Artioli, A., Humborg C., Wulff F. (2009). How well do ecosystem indicators communicate the effects of anthropogenic eutrophication? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82, 583–596
- Moestrup, Ø. (1991). Further studies of presumedly primitive green algae, including the description of Pedinophyceae class. nov. and Resultor gen. nov. *J. Phycol.* 27, 119–133.
- Molinier, R., (1936). Le Reboisement Des Iles Du Frioul; Les Conditions Du Milieu. Les Possibilités, Les Essais. Le Chêne, 42.
- Molinier, R., (1937). Carte Des Associations Végétales Des Massifs De Carpiagne, Puget Et Marseillevyre. Le Chêne, 44.
- Molinier, R., (1939). Les Associations Végétales Du Massif De La Sainte-Baume (Provence Occidentale). *Bull. Soc. Hist. Nat. Tolouses*, 73, 27-69
- Murphy, J., Riley, J.P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *AnalyticaChim. Acta*, 27, 31-36.
- Molnar, JL., Gamboa, RL., Revenga, C, Spalding MD (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Front Ecol Environ* 6, 485–492.
- Nakayama, T., Marin, B., Kranz, H. D., Surek, B., Huss, V. A. R., Inouye, I., and Melkonian, M. (1998). The basal position of scaly green flagellates among the green algae (Chlorophyta) is revealed by analyses of nuclear-encoded SSU rRNA sequences. *Protist* 149, 367–380.
- Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J., Geertz-Hansen, O., (2002). Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25, 930–937.

- Niklas, K. J., Kutschera, U. (2009). The evolutionary development of plant body plans. *Funct. Plant Biol.* 36, 682–695
- Nisbet, E. G. And Sleep, N. H. (2002). The Early Earth: The Physical Setting For Life. In: Rothschild, L. And Lister, A. (Eds) *Evolution on planet earth: impact of the physical environment*. Academic press
- Nota D.J.G., (1958). Sediments of the western Guyana shelf. Report of Orinoco shelf expedition, 2. Mendedel, Land bomvhogedrool, Wegeningen, 58-98.
- Oltmanns, F. (1905). *Morphologie und Biologie der Algen*. Gustav Fischer Verlag, Jen. 2, 155-164,
- Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., (2001). Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterr. Mar. Res.* 2 (2), 45–65
- Orfanidis, S., Panayotidis P., Stamatis, N. (2003). An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators* 3, 27–33.
- Orfanidis, S., Panayotidis, P., Ugland, K.I., (2011). Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step forward for functional groups, the formula and reference condition values. *Mediterranean Mar. Sci.* 12 (1), 199–231.
- Orlando-Bonaca, M.; Lipej, L. (2008). Ecological survey of endolithic blennies spawning in a sandstone habitat in the Gulf of Trieste. *Acta Adriat.* 49(3), 233-244.
- Orlic, M., M. Kuzmic, Z. Pasaric, (1994). Response of the Adriatic Sea to the Bora and Sirocco forcing, *Continental Shelf Research.* 14 (1), 91-116.
- Padilla, D.K. & Allen, B.J., (2000). Paradigm lost: reconsidering functional form and group hypotheses in marine ecology. *Journal of Experimental Marine Biology & Ecology*, 250 (1- 2), 207-221.
- Paul the Deacon (1974). *History of the Lombard's*. University of Pennsylvania Press, 1974 - 329.
- Pérès J. M. E J. Picard, (1964). *Nouveau Manuel de Bionomie Benthique de la Mer Méditerranée*. Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume., 31, 47: 5-137.
- Petrocelli A., Basset A., Belmonte, G., Giangrande, A., Marchiori, S., Meddagli P., Cecere E. (2009) The lake of Acquatic. In: Cecere, E; Petrocelli, A. Izzo, G., Sfriso, A. (Eds). *Flora and Vegetation of the Italia Transitional Water Systems*. Co.Ri.La, MultigrafSpinea 173-182
- Pianka, E.R., (1970). On r- and K-Selection. *American Naturalist*, 104: 592-597.
- Pinedo, S., García, M., Satta, M. P., De Torres, M., Ballesteros, E., (2007). Rocky-shore communities as indicators of water quality: a case study in the North western Mediterranean.
- Pizzuto F., Presti C. E Serio D., (1995). Struttura e periodismo di un popolamento a *Cystoseira amentacea* Bory v. *stricta* Montagne (Fucales, Fucophyceae) del litorale catanese. *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.*, 28(349), 23-43
- Preisendorfer R.W (1986). Secchi Disk science: visual optics of natural water: *Limnol. Oceanogr.*, 31, 909-926.
- Qiu, Y. L. and Palmer, J. D. (1999). Phylogeny of early land plants: insights from genes and genomes. *Trends Plant Sci.* 4, 26–30
- Rasmussen, B., Fletcher I. R., Bekker, A., Muhling j. R., Gregory C. j., and Thorne A. M. (2012). Deposition Of 1.88-Bilion-Year-Old Iron Formations as a Consequence of Rapid crustal growth. *Nature* 484, 498-501.
- Raunkiaer, C. (1903). Anatomical Patamogeton-studies and Patamogeton fluitans. *Bot. Tidssk* 25, 253-280.

- Robba, L., Russell S.J., Barker G.L. and Brodie J. (2006). Assessing the use of the mitochondrial cox1 marker for use in DNA barcoding of red algae (Rhodophyta). *Amer. J. Bot.* 93, 1101-1108.
- Rossi, D., Baudo, R., Muntau H. (1992). Campionatori per acqua. *Acqua e Aria.* 4, 309.
- Runnegar, B. (1994). Proterozoic eukaryotes: evidence from biology and geology. In Bengtson, S. (ed.): *Early Life On Earth -Nobel Symposium* . 84, 287-297. Columbia University Press, New York, N.Y.
- Russo A., Artegiani A., (1996). Adriatic sea hydrography – *Scient. Marina* 60 (2): 33-43.
- Schneider, D. A., Bickford, M. E., Cannon, W. F., Schulz, K. J. And Hamilton M. A. (2002). Age of volcanic rocks and syndepositional iron formations, marquette range super group: implications for the tectonic setting of paleoproterozoic iron formation of the lake superior region. *Canadian Journal of earth Sciences* 39, 999-1012.
- Sellner, K.G., Fonda Umani, S., (1999). Dinoflagellate blooms and mucilage production. In: Malone, T.C., Malej, A., Harding Jr., L.W., Smolaka, N., Turner, R.E. (Eds.), *Ecosystems at the land-sea margin-drainage basin to coastal sea. Coastal and Estuarine Studies*, vol. 55. American Geophysical Union, Washington DC. 173-206.
- Sfriso, A., La Rocca, B., Godini, E. (2002). Check-list of macroalgae in thee areas of Vanice Lagoon characterized by different trophic leavel (in Italia). *Lavori Società Veneziana di Scienze Naturali*, 27, 85-99.
- Sfriso A., Favaretto M., Ceoldo S., Facca C., Marcomini A. (2005). Organic carbon changes in the surface sediments of the Venice lagoon in *Environment International*. 7, 1002-1010
- Sfriso A.; La Rocca B (2005). Aggiornamento di taxa macroalgali nei litorali e nei bassofondali della laguna di Venezia in *LAVORI - Società Veneziana Di Scienze Naturali*. 30, 45-58
- Sfriso, A., Facca C., (2007). Distribution and production of macrophytes and phytoplankton in the lagoon of Venice: comparison of actual and past situation. *Hydrobiologia* 577 (1), 71-85.
- Sfriso, A., Facca, C., Ghetti, P. F. (2006). Seaweeds and environmental variables to assess the ecological quality of transitional marine environmental (in Italian) *Biologia Marina Mediterranea*, 13, 434-445.
- Sfriso A. (2008). *Ruppia maritima* L. e *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande (Helobiae, Spermatophyta) in laguna di Venezia. *Lavori - Società Veneziana di Scienze Naturali*. 33, 41-46
- 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, 117-141.
- Sfriso, A., Facca, C., (2011). Macrophytes in the anthropic constructions of Venice littorals and their ecological assessment by integrations of the “CARLIT” index. *Ecol. Indic.* 11, 772-781.
- Sfriso A., Facca C., Bon D., Giovannone F., Buosi A., (2014). Using phytoplankton and macrophytes to assess the trophic and ecological status of some Italian transitional systems *Continental Shelf Research*. 81, 88-98
- Sfriso A., Facca C., Bonometto A., Boscolo R., (2014). Compliance of the macrophyte quality index (MaQI) with the WFD (2000/60/EC) and ecological status assessment in transitional areas: The Venice lagoon as study case. *Ecological Indicators* 46 536-547
- Sfriso A., Marchini A. (2014). Updating of non-native macroalgae in the Italian coasts: new introductions and cryptic species. *ATTI SIBM 2014, Genova, SIBM, (Volume pre-print - 38), Convegno: 45° Congresso SIBM, VENEZIA, 19-23 Maggio (Articolo in Atti di convegno)*
- Shepard, F.P., (1954). Nomenclature based on sand-silt-clay ratios: *Journal Sedimentary Petrology*. 24, 151-158.

- Simeoni, U., Corbau, C., (2007). Editorial "Coastal Vulnerability related to sea level rise, *Geomorphology* 107 (1-2), 1-2.
- Solorzano, L. (1969). Determination of ammonia in natural waters by phenol hypochlorite methods. *Limnol. Oceanogr.*, 14, 799-801.
- Strasburger E., (2007). *Trattato di Botanica, Evoluzione, sistematica ed ecologia*, vol.2, 10a edizione italiana, a cura di Luca Bragazza, Antonio Delfino Editore, Roma.
- Strickland, J.D.H., Parson, T.R. (1972). *A Practical Handbook of Seawater Analyses*. Fish. Res. Bd. Canada, Bull. No. 167, Ottawa. 310.
- Tait, R., V. (1981). *Elements of Marine Ecology*. Butter worths, London
- UNEP, (1996). *Assessment of the state of eutrophication in the Mediterranean sea*, UNEP/MAP, Athens, 456.
- Valentine, J. F., Heck J. R, K. L. (1999). Seagrass herbivory; evidence for the continued grazing of marine grasses. *Marine Ecology. Progress Series* 176, 291-302.
- Van Den Hoek, C., Mann, D.G. & Jahns, H.M. (1995). *Algae: An introduction to Phycology*, Cambridge University Press, United Kingdom
- Vdovic, N. Juracic M. (1993). *Sedimentological and Surface Characteristic of the Northern and Central Adriatic Sediment* 551.35
- Walker, D. Iand G. .Kendrick A. (1998). Threats to macroalgae diversity: marine habitat destruction and fragmentation, pollution and introduced species. *Bot.Mar.* 41:105–11
- Weiss, R. F. (1970). The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater. *Deep Sea Res.*, 17: 721-35.
- Wells, E., Wilkinson, M., Wood, P., Scanlan, C., (2007). The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under the European Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 55, 151–161.
- Wells, E., (2008). *Water Framework Directive Marine Plants Task Team: intertidal coastal waters macroalgae-rocky shore tool*. Paper No.: MPTT/MAT01. Edinburgh, Scotland, U.K. 36.
- Willis K. J., & McElwain J. C. (2014). *The Evolution of Plants*. Oxford Univ Press (Txt) II edition. 398
- Wood, E. D, Armstrong, F. A. J., Richards F.A (1967). Determination of nitrate in seawater by cadmium copper reduction to nitrite *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 47, pp. 23–31
- Wooster, W.S., Lee A.J., Dietrich G. (1969). Redefinition of salinity. *Deep-Sea Res.* 16, 321–322.
- Zenetos, A., Gofas, S., Russo, GF, Templado, J. (2002). *CIESM Atlas of exotic species in the Mediterranean vol 3 Molluscs*. CIESM, Monaco 376
- Zenetos, A., Cinar, ME., Pancucci-Papadopoulou, MA., Harmelin JC, Furnari, G., Andaloro, F., Bellou, N., Streftaris, N., Zibrowius, H. (2005). Annotated list of marine alien species in the Mediterranean with records of the worst invasive species. *Medit Mar Sci* 6(2), 63–118
- Zenetos, A., Meric, E, Verlaque, M., Galli, P, Boudouresque, C.F, Giangrande, A., Cinar, M.E., Bilecenoglou, M (2008). Additions to the annotated list of marine alien biota in the Mediterranean with special emphasis on Foraminifera and Parasites. *Medit. Mar Sci.* 9(1), 119–165

Zenetos, A., Gofas, S., Morri, C., Rosso, A., Violanti, D., GarcíaRaso, J.E., Çinar, M.E., Almogi-Labin A., Ates A.S., Azzurro, E., Ballesteros, E., Bianchi, C.N., Bilecenoglu, M., Gambi, M.C., Giangrande, A., Gravili, C., Hyams-Kaphzan, O., Karachle, P.K., Katsanevakis, S., Lipej, L., Mastrototaro, F., Mineur, F., Pancucci-Papadopoulou, M.A., Ramos-Esplá, A., Salas C., San Martín, G., Sfriso, A., Streftaris, N. & Verlaque, M.,(2012). Alien species in the Mediterranean Sea by 2012.A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways. *Mediterranean Marine Science* 13 (2), 328-352.

Appendice 1

Normativa di riferimento – Acque

Deliberazione della Giunta Regionale n. 1950 del 28 ottobre 2013 (BUR n. 97 del 15/11/2013)

Decreto Legislativo 10 dicembre 2010, n. 219 (G.U. n.296 del 20.12.2010)

Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare 8 novembre 2010, n. 260 (So n. 31 alla G.U. 7 febbraio 2011 n. 30)

Deliberazione del Consiglio Regionale n. 107 del 5 novembre 2009 (BUR n. 100 del 08.12.2009)

Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare 17 luglio 2009 (G.U. n. 203 del 02.09.2009)

Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare 14 aprile 2009, n. 56 (Sup.Ord. n. 83 G.U. n. 124 del 30.05.2009)

Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare del 16 giugno 2008, n. 131 (Sup.Ord. n. 189 G.U. n. 187 del 11.8.2008)

Decreto Legislativo 03 aprile 2006, n. 152 (Sup. Ord. n. 96/L G.U. n. 88 del 14.04.2006)

Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio 18 settembre 2002 (Sup. Ord. n. 198 G.U. n. 245 del 18.10.2002)

Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 (G. U. C. E. L327 del 22.12.2000)

Normativa di riferimento – Acque Marino-Costiere

DIRETTIVA 2008/56/CE del parlamento europeo e del consiglio del 17 giugno 2008 (G.U. Unione Europea L 164/19 del 25.6.2008)

Legge Regionale del Veneto n. 15 del 12 luglio 2007 (Bollettino ufficiale della Regione Veneto n. 63 del 12 luglio 2007)

Decreto del Ministero della Salute 16 maggio 2002 (G.U. n. 165 del 16.07.2002)

Decreto Legislativo 18 agosto 2000, n. 258 (Sup. Ord. G.U. n. 218 del 18.09.2000)

Decreto Legislativo 11 maggio 1999, n.152 (Sup. Ord. G.U. n. 124 del 29.05.1999)

Decreto del Ministero della Sanità 31 luglio 1995 (G.U. n. 279 del 29.11.1995)

Decreto del Ministero della Sanità 17 giugno 1988 (G.U. n. 149 del 1988)

Legge 31 dicembre 1982, n. 979 (Sup. Ord. G.U. n. 16 del 18.01.1983)

Appendice 2

Lista tassonomica e coperture medie dei Gruppi di Stato Ecologico (ESG), raccolte tramite la tecnica del quadrato (40X40), durante le due campagne di campionamento (primavera – autunno).

		Salvore	Sistiana	P. S. M.	Lido
ESG	Specie	Copertura Quadrato %	Copertura Quadrato %	Copertura Quadrato %	Copertura Quadrato %
IA	<i>Cymodocea nodosa</i>	25,00			
IA	<i>Cystoseira crinita</i>	10,31			
IA	<i>Cystoseira crinitophylla</i>	6,25			
IA	<i>Cystoseira spinosa</i>	6,06			
IB	<i>Cystoseira barbata v. barbata</i>	1,72			6,38
IB	<i>Cystoseira compressa</i>	14,88	2,13		2,38
IB	<i>Padina pavonica</i>	12,63	3,41		
IB	<i>Rytiphlaea tinctoria</i>	0,78			
IC	<i>Acetabularia acetabulum</i>	0,50			
IC	<i>Amphiroa beauvoisii</i>	4,47			
IC	<i>Amphiroa rigida</i>	0,76			
IC	<i>Anadyomene stellata</i>	1,94			
IC	<i>Corallina officinalis</i>	2,09	6,56		7,13
IC	<i>Ellisolandia elongata</i>	4,75	9,78		3,91
IC	<i>Flabellia petiolata</i>	9,34			
IC	<i>Halimeda tuna</i>	13,16			
IC	<i>Haliptilon attenuatum</i>	4,63			
IC	<i>Hydrolithon farinosum</i>	0,50	0,50		0,50
IC	<i>Jania rubens</i>	0,50			
IC	<i>Jania rubens v. rubens</i>	3,19			
IC	<i>Lithophyllum byssoides</i>	1,88	4,50		2,38
IC	<i>Lithophyllum incrustans</i>	1,41	2,91		
IC	<i>Lithophyllum pustulatum</i>	0,50			0,50
IC	<i>Lithophyllum racemus</i>	0,50			
IC	<i>Peyssonnelia rubra</i>	3,88	9,44		
IC	<i>Peyssonnelia squamaria</i>	2,78	8,28		
IIA	<i>Agardhiella subulata</i>				16,41
IIA	<i>Botryocladia microphysa</i>	1,41			
IIA	<i>Caulacanthus ustulatus</i>		3,47	15,63	4,56
IIA	<i>Chondracanthus acicularis</i>				2,06
IIA	<i>Chondria capillaris</i>				2,28
IIA	<i>Chondria coerulescens</i>				2,03
IIA	<i>Chondria mairei</i>	3,34			
IIA	<i>Chylocladia verticillata v. verticillata</i>	0,75	2,53		

IIA	<i>Colpomenia sinuosa</i>	0,78		
IIA	<i>Dasycladus vermicularis</i>	2,69		
IIA	<i>Dictyopteris polypodioides</i>			6,49
IIA	<i>Dictyota dichotoma v, dichotoma</i>	4,78	6,88	5,02
IIA	<i>Dictyota dichotoma v, intricata</i>	6,97	3,16	2,50
IIA	<i>Dictyota linearis</i>	2,72	0,80	3,38
IIA	<i>Gelidium crinale</i>	3,31	2,94	
IIA	<i>Gelidium pusillum</i>	3,25		4,56
IIA	<i>Gracilaria bursa-pastoris</i>		2,78	11,67
IIA	<i>Gracilaria gracilis</i>		3,13	4,41
IIA	<i>Halopteris filicina</i>	5,19		
IIA	<i>Halymenia floresii v, floresii</i>		6,53	2,88
IIA	<i>Hypnea musciformis</i>	0,75	1,78	3,83
IIA	<i>Laurencia obtusa</i>	3,62		2,38
IIA	<i>Lomentaria articulata v, articulata</i>	2,28		2,16
IIA	<i>Nitophyllum punctatum</i>	3,88		2,55
IIA	<i>Osmundea truncata</i>	6,91		0,78
IIA	<i>Palisada perforata</i>	4,16		
IIA	<i>Pterocladia capillacea</i>		0,78	2,59
IIA	<i>Rhodophyllis divaricata</i>	2,38	2,00	
IIA	<i>Rhodymenia ardissoni</i>	4,75		3,19
IIA	<i>Scinaia furcellata</i>		6,34	
IIA	<i>Sphacelaria plumosa</i>	0,80		
IIA	<i>Zanardinia typus</i>		2,53	
<hr/>				
IIA	<i>Acrochaete viridis</i>	0,50		0,50
IIB	<i>Aglaothamnion tripinnatum</i>		0,50	0,50
IIB	<i>Antithamnion cruciatum</i>	0,50		
IIB	<i>Antithamnion spirographidis</i>			0,50
IIB	<i>Blidingia minima</i>			0,50
IIB	<i>Bryopsis cupressina</i>			0,50
IIB	<i>Bryopsis duplex</i>	3,44		0,78
IIB	<i>Bryopsis feldmannii</i>	3,19		
IIB	<i>Bryopsis hypnoides</i>		0,80	1,13
IIB	<i>Bryopsis plumosa</i>		2,78	5,88
IIB	<i>Ceramium ciliatum v, ciliatum</i>		1,50	18,75
IIB	<i>Ceramium cimbricum f, cimbricum</i>			3,53
IIB	<i>Ceramium derbesii</i>	3,47		
IIB	<i>Ceramium virgatum v, virgatum</i>			2,25
IIB	<i>Chaetomorpha aerea</i>		1,00	2,03
IIB	<i>Chaetomorpha ligustica</i>			0,50
IIB	<i>Chaetomorpha linum</i>		1,00	1,88
IIB	<i>Cladophora dalmatica</i>	0,50	0,50	
IIB	<i>Cladophora lehmanniana</i>	0,80		
IIB	<i>Cladophora laetevirens</i>	0,50		
IIB	<i>Cladophora prolifera</i>		0,50	0,50

IIB	<i>Codium fragile</i>	2,13		
IIB	<i>Dasya baillouviana</i>			0,50
IIB	<i>Dasya hutchinsiae</i>		0,50	
IIB	<i>Dasya punicea</i>	0,78		
IIB	<i>Polysiphonia denudata</i>		19,48	
IIB	<i>Polysiphonia morrowii</i>			3,33
IIB	<i>Solieria filiformis</i>			11,59
IIB	<i>Spyridia filamentosa</i>	5,18	3,25	2,63
IIB	<i>Ulothrix flacca</i>			0,50
IIB	<i>Ulva intestinalis v, intestinalis</i>		3,13	20,13
IIB	<i>Ulva laetevirens</i>		6,18	16,19
IIB	<i>Ulva linza</i>		0,78	5,63
IIB	<i>Ulva rigida</i>		2,00	2,88
IIB	<i>Ulvella setchellii</i>			0,50
IIB	<i>Valonia aegagropila</i>	3,34		
IIB	<i>Valonia macrophysa</i>	3,61		
IIB	<i>Wrangelia penicillata</i>	3,00		

Appendice 3

Medie e deviazioni standard (d.s) mensili dei parametri ambientali dell'acqua, campionati durante gli anni 1991-2012 dall'Agenzia Regionale per l'Ambiente del Veneto (ARPAV) nei cinque transetti della costa veneta.

	Caorle		Jesolo		P. Sabbioni		Lido-Pellestrina		Albarella	
	Media	d.s	Media	d.s	Media	d.s	Media	d.s	Media	d.s
500 m (Stazione 1)										
Temperatura (°C)	17,38	±7,04	17,62	±6,86	17,69	±7,05	17,83	±7,04	17,50	±7,14
Salinità (psu)	32,57	±3,85	30,88	±4,19	32,76	±3,23	33,91	±2,43	28,67	±5,26
pH	8,18	±0,07	8,18	±0,09	8,19	±0,09	8,20	±0,09	8,22	±0,11
Ossigeno disciolto (%)	99,51	±10,42	100,90	±11,90	101,53	±12,51	100,94	±12,96	104,80	±17,18
Ammonio (µM)	1,30	±0,86	0,95	±0,84	0,85	±0,88	0,79	±0,75	1,69	±1,68
Nitriti (µM)	0,50	±0,78	0,67	±3,34	0,44	±0,68	0,36	±0,48	0,62	±0,61
Nitrati (µM)	10,08	±12,51	19,12	±15,51	13,84	±14,03	7,19	±8,41	19,52	±19,66
DIN (µM)	11,81	±13,03	20,74	±16,2	15,14	±14,52	8,34	±8,77	21,39	±20,80
Silicati (µM)	9,57	±7,39	10,45	±6,33	7,83	±5,74	5,40	±4,67	14,82	±10,43
Fosfato (µM)	0,11	±0,16	0,12	±0,15	0,11	±0,16	0,10	±0,13	0,19	±0,23
Clorofilla-a (mg/l)	2,01	±0,57	2,21	±0,53	2,05	±0,70	2,23	±0,70	4,14	±1,39
Disco Secchi (m)	1,84	±0,51	2,20	±0,72	2,46	±0,83	2,37	±0,50	1,77	±0,53
926 m (Stazione 2)										
Temperatura (°C)	17,24	±7,01	17,65	±6,93	17,60	±7,02	17,79	±6,99	17,51	±7,09
Salinità (psu)	32,86	±3,28	31,45	±3,80	32,72	±3,27	33,89	±2,38	28,94	±4,99
pH	8,18	±0,07	8,18	±0,07	8,19	±0,08	8,21	±0,09	8,22	±0,11
Ossigeno disciolto (%)	100,24	±10,81	100,43	±11,47	101,46	±12,75	101,96	±12,51	105,21	±18,05
Ammonio (µM)	1,16	±0,87	0,93	±0,92	0,81	±0,80	0,76	±0,73	1,74	±1,98
Nitriti (µM)	0,62	±1,85	0,47	±0,53	0,43	±0,73	0,36	±0,44	0,65	±0,71
Nitrati (µM)	10,50	±11,77	18,38	±15,49	13,03	±13,62	6,95	±8,07	19,95	±22,44
DIN (µM)	12,21	±12,37	19,36	±16,18	14,31	±14,13	8,07	±8,43	22,33	±24,09
Silicati (µM)	7,85	±4,96	13,44	±32,30	7,90	±6,37	5,05	±3,90	14,71	±11,05
Fosfato (µM)	0,16	±0,21	0,11	±0,15	0,12	±0,22	0,10	±0,16	0,21	±0,32
Disco Secchi (m)	2,96	±1,02	3,18	±1,45	3,17	±1,29	3,39	±1,16	2,24	±0,90
3704 m (Stazione 3)										
Temperatura (°C)	17,86	±6,91	17,72	±6,92	17,69	±7,06	17,89	±6,94	17,41	±7,03
Salinità (psu)	33,86	±2,85	33,32	±3,48	33,51	±2,82	33,73	±2,63	30,47	±4,82
pH	8,19	±0,08	8,19	±0,07	8,20	±0,08	8,21	±0,09	8,22	±0,12
Ossigeno disciolto (%)	100,62	±10,14	100,39	±10,90	100,28	±11,35	102,30	±14,00	104,71	±19,48
Ammonio (µM)	0,73	±0,75	0,76	±0,81	0,81	±0,70	0,87	±1,31	1,65	±1,89
Nitriti (µM)	0,36	±0,73	0,41	±1,08	0,38	±0,70	0,38	±0,50	0,65	±0,71
Nitrati (µM)	8,61	±8,56	11,38	±12,03	10,26	±11,06	7,79	±9,64	18,79	±19,96
DIN (µM)	9,68	±8,82	12,56	±12,65	11,45	±11,31	9,02	±10,37	21,09	±21,50
Silicati (µM)	5,82	±3,84	7,15	±6,00	6,52	±5,27	5,59	±4,51	13,60	±10,59
Fosfato (µM)	0,08	±0,15	0,11	±0,31	0,10	±0,17	0,10	±0,15	0,21	±0,23
Disco Secchi (m)	4,84	±2,42	5,03	±2,70	3,79	±1,67	3,89	±1,75	2,87	1,37

Rigraziamenti

La mia famiglia, Adriano, Giulia, Chiara, Nicola, Andrea B., Francesco, Sara Z., Andrea S., Simona A. M., Isabella M., Michele M., la commissione dottorale, la segreteria DAIS, Stefania, Alberto, Elena, Este, Matteo, Teo, Dario, Dan, ARPAV, Anna Rita, Sara A., Luca, Bruno, Sandra, Piero, Francesca, Paolo, Francesco T., Massi, Guido, Renzo, Pippo, Mauretto, ARPA Friuli Venezia Giulia e ARPA Emilia Romagna, Roberta, Egidio, Antonio, Teresa, Ste, Chiara P., Tiziana, Cecilia, Lucia, Alessandro G., tutti i ragazzi dell'officina, Andrea S.