



Università degli Studi di Cagliari

DOTTORATO DI RICERCA

Biologia e Biochimica dell'Uomo e dell'Ambiente

Ciclo XXVII

**La comunità macrozoobentonica come strumento per la valutazione
dello stato di qualità ecologico in ambienti di transizione:
il caso della laguna di Santa Gilla**

BIO/07-ECOLOGIA

Presentata da

Giulia Atzori

Coordinatore Dottorato

Prof. Emanuele Sanna

Tutor/relatore

Dott.ssa Serenella Cabiddu

Esame finale anno accademico 2013 – 2014

ABSTRACT

Transitional habitats are vulnerable ecosystems, affected by strong and unpredictable environmental parameters and exposed to several threats, both natural and anthropic, that can deeply interfere with the biological components critical to their functionality (Lardicci *et al.*, 1993; Frascchetti, 1996; Giangrande & Mistri *et al.*, 2000; Lardicci *et al.*, 2001).

The conservation and management of these habitats require an integrated study of three aspects: chemical, physical and biological (Gibson *et al.*, 2000).

Recent directives, specifically Water Framework Directive 60/2000/EC and Marine Strategy Framework Directive 56/2008/EC, suggest that biological elements are essential tools to evaluate the quality of coastal and transitional ecosystems. In particular, the macrozoobenthic component is often employed in transitional environmental programs (Blanchet *et al.*, 2008).

The location analyzed in this study is one of the most important wetlands in Sardinia. Despite this, there is no complete and recent information about the benthic community.

The main aim of this study is to characterize the Santa Gilla lagoon, studying some abiotic aspects (granulometry, mineralogy, heavy metals and organic matter in sediments, and salinity, pH, dissolved oxygen and temperature of the water column) and providing information about the macrozoobenthic community in relation to spatial-temporal variations, creating the research foundation for the development of an appropriate resource management and conservation strategy.

A total of 16910 organisms were found, belonging to 114 different taxa.

The distribution of these organisms in relation to the abiotic parameters was studied. Multivariate analysis highlighted two main groups, originating from distinct areas of the lagoon and influenced by different factors.

However, it is difficult to determine which variable most strongly influences the distribution of the community. Indeed, benthic organisms are expected to respond to a more complex set of environmental factors related to the water column, sediment, interstitial water, and interface layer (e.g. Maurer *et al.*, 1985; Whiteman *et al.*, 1996).

Different biotic indices were applied and their effectiveness was evaluated. The results were varied, but all measurement indices concluded that best ecological quality measured was in close proximity to the sea.

Through this project, important information necessary for future integrated ecosystem management was gathered. Undoubtedly, the analysis of the macrozoobenthic community is a prerequisite for the evaluation and management of ecosystems in a sustainable and appropriate manner (Ludovisi *et al.*, 2013).

Thus, this study constitutes the starting point for future quality status assessments, as well as the basis for subsequent analysis and monitoring.

I	INTRODUZIONE GENERALE.....	3
1	GLI AMBIENTI DI TRANSIZIONE	3
2	MONITORAGGIO DEI SISTEMI DI TRANSIZIONE ATTRAVERSO LO STUDIO DELLA COMPONENTE MACROBENTONICA.....	4
3	MODELLI PREDITTIVI.....	5
4	ESTUARINE QUALITY PARADOX	8
5	OBIETTIVI DELLA TESI	9
II	AREA DI STUDIO E CAMPIONAMENTO	10
1	AREA DI STUDIO.....	10
2	PIANO DI CAMPIONAMENTO E STAZIONI INDAGATE	13
3	IL CAMPIONAMENTO	15
3.1	<i>Campionamento per l'indagine di parametri di sostegno e inquinanti.....</i>	<i>15</i>
3.2	<i>Campionamento della fauna bentonica.....</i>	<i>15</i>
4	PREPARAZIONE DEI CAMPIONI PER LE SUCCESSIVE ANALISI	16
4.1	<i>Campioni destinati allo studio del macrozoobenthos</i>	<i>16</i>
4.2	<i>Campioni destinati allo studio dei parametri del sedimento</i>	<i>17</i>
III	CARATTERIZZAZIONE ABIOTICA DELLA LAGUNA DI SANTA GILLA.....	18
1	INTRODUZIONE.....	18
2	MATERIALI E METODI.....	20
2.1	<i>Analisi della granulometria</i>	<i>20</i>
2.2	<i>Analisi del contenuto di materia organica nel sedimento.....</i>	<i>21</i>
2.3	<i>Analisi delle principali fasi mineralogiche</i>	<i>22</i>
2.4	<i>Analisi della concentrazione totale di metalli pesanti nel sedimento</i>	<i>23</i>
2.5	<i>Analisi dei parametri mesologici della colonna d'acqua</i>	<i>27</i>
3	RISULTATI.....	28
3.1	<i>Analisi della granulometria</i>	<i>28</i>
3.2	<i>Analisi della materia organica nel sedimento.....</i>	<i>32</i>
3.3	<i>Analisi delle principali fasi mineralogiche</i>	<i>33</i>
3.4	<i>Analisi della concentrazione totale di metalli pesanti nel sedimento</i>	<i>35</i>
3.5	<i>Analisi dei parametri mesologici della colonna d'acqua</i>	<i>43</i>
4	CONCLUSIONI	52
IV	CARATTERIZZAZIONE DELLA COMPONENTE MACROZOOBENTONICA	56
1	INTRODUZIONE.....	56
2	MATERIALI E METODI.....	57
3	RISULTATI.....	60
3.1	<i>Descrizione della comunità</i>	<i>60</i>
3.2	<i>La struttura trofica</i>	<i>76</i>
3.3	<i>Note ecologiche dei taxa più abbondanti</i>	<i>78</i>
3.4	<i>Specie aliene.....</i>	<i>82</i>
3.5	<i>Analisi univariata: indici di diversità</i>	<i>87</i>
3.6	<i>Analisi multivariata</i>	<i>89</i>
4	CONCLUSIONI	92
V	INDICI BIOTICI NEI SISTEMI DI TRANSIZIONE	94
1	INTRODUZIONE.....	94
2	MATERIALI E METODI.....	96

2.1	<i>Indici biotici</i>	96
2.2	<i>Analisi dei dati</i>	101
3	RISULTATI.....	102
3.1	<i>Indici biotici</i>	102
3.2	<i>Analisi dei dati</i>	109
4	CONCLUSIONI	112
VI	I RAPIDI PROTOCOLLI DI MONITORAGGIO	114
1	INTRODUZIONE.....	114
2	MATERIALI E METODI.....	116
3	RISULTATI.....	117
4	CONCLUSIONI	119
VII	CORRELAZIONE TRA COMUNITÀ BIOTICA E COMPONENTE ABIOTICA.....	121
1	INTRODUZIONE.....	121
2	MATERIALI E METODI.....	122
3	RISULTATI.....	124
4	CONCLUSIONI.....	129
VIII	CONCLUSIONI GENERALI	132
IX	BIBLIOGRAFIA	140
X	APPENDICI.....	156
I	PROTOCOLLI TESTATI PER L'ANALISI DEI METALLI.....	156
II	LISTA FAUNISTICA.....	159
III	PARAMETRI AMBIENTALI	164

I Introduzione Generale

1 GLI AMBIENTI DI TRANSIZIONE

Secondo il Decreto legislativo 152/06 gli ambienti di transizione sono “corpi idrici superficiali in prossimità della foce di un fiume, parzialmente di natura salina a causa della loro vicinanza alle acque costiere, ma sostanzialmente influenzati dai flussi di acqua dolce”.

In particolare, gli ambienti salmastri sono ambienti di transizione peculiari che, per le loro caratteristiche, sono definiti come piccole “isole” lungo il paesaggio costiero (Bramucci, 2009). Essi costituiscono il passaggio naturale tra ambiente terrestre e ambiente marino e comprendono un sistema complesso che riveste un ruolo basilare sia per l’aspetto ecologico che per quello socio-economico (Zamboni, 2008).

Si tratta di habitat caratterizzati da una spiccata sensibilità e fragilità, facilmente soggetti a crisi distrofiche (Cognetti, 1999). Effettivamente, l’incontro tra acque continentali e acque marine determina condizioni di grande instabilità dei parametri fisico-chimici: salinità, temperatura dell’acqua e ossigeno disciolto possono subire variazioni significative in archi di tempo estremamente brevi in rapporto alle maree, alle piogge, alle mareggiate, alle piene dei fiumi e all’evaporazione (Cognetti, 1999).

In particolare, gli ambienti di transizione limitati e caratterizzati da bassa profondità sono habitat influenzati da forti e imprevedibili variazioni dei parametri chimico-fisici e sottoposti a numerose pressioni e minacce, sia di origine naturale che antropica, in grado di influenzare profondamente la componente biologica e alterare la sua funzionalità (Lardicci *et al.*, 1993; Giangrande & Fraschetti, 1996; Mistri *et al.*, 2000; Lardicci *et al.*, 2001). Pertanto, gli organismi che colonizzano le acque salmastre devono far fronte all’instabilità dei parametri ambientali in quanto le variazioni di ciascuno dei quali, nell’ambito di determinati vincoli, possono costituire un fattore limitante per la presenza di una determinata specie (Cognetti *et al.*, 2004). L’insieme di ambienti salmastri è considerato un dominio autonomo e definito ifalmirobio (o paralico), situato tra il dominio marino e quello delle acque dolci, caratterizzato da una fauna comune ai vari biotopi, la cui

distribuzione appare legata al complesso dei vari fattori che per la loro instabilità rendono questi ambienti altamente selettivi (Remane, 1940).

2 MONITORAGGIO DEI SISTEMI DI TRANSIZIONE ATTRAVERSO LO STUDIO DELLA COMPONENTE MACROBENTONICA

Nonostante la loro singolarità e fragilità, questi ambienti sono stati solo recentemente inseriti nei piani di monitoraggio e nelle principali normative comunitarie. In particolare, la Direttiva Quadro sulle Acque, *Water Framework Directive* (60/2000/EC), riconosce le acque di transizione come una distinta categoria, considerando le loro caratteristiche peculiari.

Negli ultimi decenni, i monitoraggi ai fini conservazionistici si sono rivolti in modo più dettagliato verso la componente biologica dell'ecosistema, poiché risultano capaci di rispondere alle differenti modificazioni ambientali. In particolare, le recenti normative comunitarie *WFD* 60/2000 e la *Marine Strategy Framework Directive* (56/2008/EC), indicano gli elementi biologici come uno strumento fondamentale per valutare lo stato di qualità degli ecosistemi marino-costieri e di transizione.

Tra gli elementi biologici proposti da queste direttive la componente macrozoobentonica è tra quelle maggiormente adoperate per gli studi ambientali dei sistemi marini e di transizione (Blanchet *et al.*, 2008). Si tratta infatti della componente animale che vive a stretto contatto con il fondo e che presenta dimensioni superiori ai 0.5 mm o comunque in grado di essere trattenuta da setacci di tali dimensioni (Holme & McIntyre, 1971-1984; Gray, 1981). Effettivamente, questa componente risulta, per le seguenti caratteristiche, preferibile ad altri elementi biologici indicati dalle direttive quali i pesci (il cui campionamento su scala spaziale e scala temporale risulta difficoltoso a causa dell'elevata variabilità delle popolazioni e degli eventi di migrazione) e il plancton (che risulta soggetto ad ampie fluttuazioni temporali): sono organismi dotati di scarsa mobilità che quindi riflettono più fedelmente le condizioni ambientali locali; sono sensibili a diversi inquinanti che si accumulano proprio a livello dei sedimenti; sono ubiquitari e il loro campionamento è a basso impatto ecologico e ha costi relativamente bassi; sono caratterizzati da cicli vitali diversi e con una diversa tolleranza a stress derivati da inquinamento o da altri fattori; sono note le relazioni con i parametri ambientali quali la temperatura, la salinità, la profondità e la natura del substrato; rappresentano l'interfaccia per lo scambio di nutrienti tra colonna

d'acqua e sedimento per cui, se determinate sostanze si presentano nel sedimento, con tutta probabilità, benché con diverse concentrazioni, esse si presenteranno anche lungo la colonna d'acqua; sono relativamente facili da determinare sistematicamente; hanno un ciclo vitale che può essere compreso tra 1 e 2 anni e, mentre gli stadi larvali generalmente rispondono in modo veloce agli stress, gli stadi adulti rispondono più lentamente registrando anche stress più remoti (Bilyard, 1987; Dauer, 1993; Warwick, 1993; Weisberg *et al.*, 1997; Paul *et al.*, 2001).

La comunità macrozoobentonica, e in particolare quella legata al substrato molle, è ampiamente utilizzata per studi ecologici ed è considerata un forte bioindicatore, o indicatore biologico, inteso come un organismo o un gruppo di organismi (popolazione, comunità) che, con una risposta a livello biochimico, citologico, fisiologico o ecologico permette di caratterizzare, in modo pratico e sicuro, lo stato di un ecosistema e di evidenziare, il più precocemente possibile, le probabili alterazioni (Blandin, 1986).

La modificazione dell'habitat, e, in generale, lo stress vengono percepiti dalla comunità e tradotti con differenti effetti, tra cui la diminuzione della diversità, della biomassa, della ricchezza, dell'abbondanza, l'aumento delle specie opportuniste e tolleranti parallelamente alla riduzione delle specie sensibili e conservatrici (Engle, 2000; Occhipinti-Ambrogi, 2003). Queste ultime sono dominanti in ambienti stabili e sono caratterizzate da lunghi periodi di vita, tasso riproduttivo modesto, dimensioni maggiori e abbondanze relativamente basse ma costanti. Al contrario, le specie opportuniste presentano vita breve, cicli di crescita rapidi, piccole dimensioni e alte densità numeriche.

3 MODELLI PREDITTIVI

Sono stati sviluppati diversi modelli atti a descrivere e predire l'andamento di alcune variabili della comunità bentonica come l'abbondanza e la biomassa in funzione dei principali parametri ambientali tra cui l'arricchimento organico (Pearson & Rosenberg, 1978), la salinità (Remane, 1934), la tessitura granulometrica e il confinamento. L'arricchimento organico risulta il principale fattore condizionante della comunità bentonica. Nel 1978 fu introdotto il paradigma di Pearson & Rosenberg, modello concettuale che descrive la risposta degli invertebrati bentonici lungo un gradiente di arricchimento organico che si può riassumere con la tendenza alla diminuzione dell'abbondanza, alla diminuzione della biodiversità e al passaggio da specie sensibili al disturbo a specie tolleranti e opportuniste (Fig. 1).

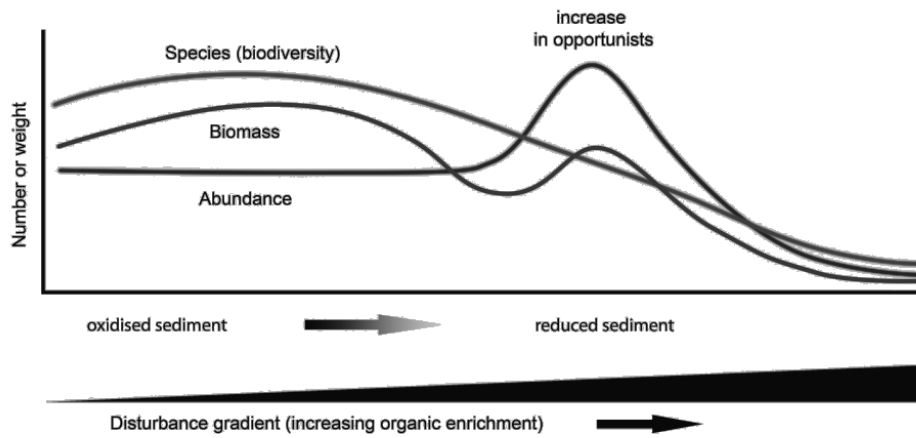


Figura 1. Curve SAB (specie/abbondanza/biomassa) lungo un gradiente di arricchimento organico (Pearson & Rosenberg, 1978).

Altro fattore importante che influenza la distribuzione della comunità bentonica è la salinità. In figura 2 è descritto l'andamento del numero di specie lungo un gradiente di salinità secondo il modello di Remane (1934): ne risulta un andamento caratteristico nel numero di specie lungo un gradiente di salinità, con un minimo (chiamato "*artenminimum*") a circa 6-7 PSU, suggerendo la presenza di una barriera ecofisiologica. Effettivamente, in sistemi con fluttuazioni sotto i 15 PSU, la salinità agisce come un fondamentale fattore limitante per la colonizzazione di specie dall'ambiente marino (Cognetti, 1992). Lungo il gradiente variano anche le varie proporzioni delle specie d'acqua dolce, specie di acque di transizione e specie marine.

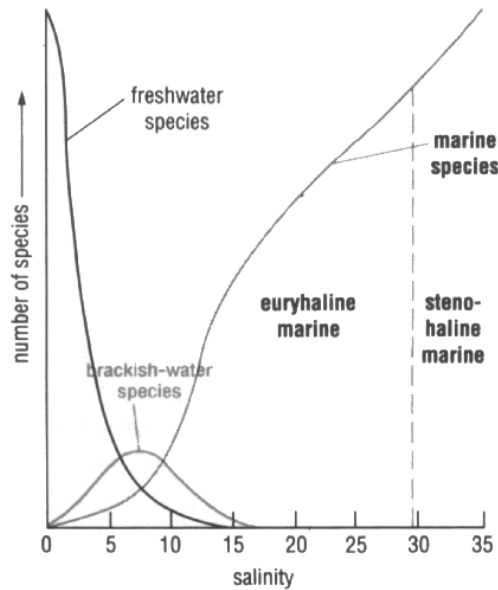


Figura 2. *Trend* del numero di specie lungo un gradiente di salinità (Remane, 1934).

Anche l'importanza della composizione del sedimento nel determinare il *pattern* di distribuzione della fauna bentonica è stata ampiamente riconosciuta e sono stati condotti numerosi studi per indagare la relazione tra le due variabili (Teske & Wooldridge, 2003).

Riassumendo, la ricchezza di specie nelle lagune costiere è il risultato di un complesso sistema di fattori descritti con il termine “confinamento” ossia il tempo richiesto per rinnovare gli elementi biogeni di origine marina, secondo quanto indicato da Guelorget & Perthuisot (1983). Maggiore è il ricambio d'acqua delle lagune costiere e più stabile risulterà la comunità bentonica (Bachelet *et al.*, 2000).

Guelorget & Perthuisot nel 1992 stabilirono una scala di confinamento a 6 zone: la zona 1 si trova nelle immediate vicinanze dei canali di comunicazione con il mare per cui si tratta di una continuazione del dominio marino popolato da specie talassiche; la zona 2 è la zona in cui c'è l'effettiva penetrazione del dominio paralitico benché si possano ancora trovare molluschi come *Donax trunculus* e *Tellina tenuis*, policheti come *Cirriiformia tentaculata*, *Phyllodoce mucosa* e *Pectinaria koreni*, crostacei ed echinodermi, mentre scompaiono le specie maggiormente stenoaline; la zona 3 è caratterizzata dalla scomparsa completa degli echinodermi e dalla presenza di specie miste, presenti sia in laguna sia in mare come ad esempio i bivalvi *Ruditapes decussatus* e *Loripes lacteus* e i policheti *Nephtys hombergii* e *Glycera convoluta*; la zona 4 è caratterizzata dalla scomparsa di specie marine e la comparsa di specie prettamente lagunari come i bivalvi *Abra alba*, *Cerastoderma glaucum*, il polichete *Hediste*

diversicolor e i crostacei *Corophium insidiosus* e *Gammarus insensibilis*; la zona 5 è contraddistinta da un sedimento generalmente ricco di materia organica, fortemente ridotto, nero e con odore caratteristico, in cui vivono crostacei detritivori quali *Sphaeroma bookeri* e *Corophium insidiosus*, gasteropodi come *Hydrobia* sp., policheti come *Hediste diversicolor* e larve di chironomidi; infine la zona 6 è quella definita “cianobatterica” caratterizzata dalla comparsa di specie dolciacquicole come quelle appartenenti alla sottoclasse degli oligocheti.

Le modificazioni di alcuni parametri di comunità come la ricchezza di specie, la densità e la biomassa nelle varie zone di confinamento è riportata in figura 3.

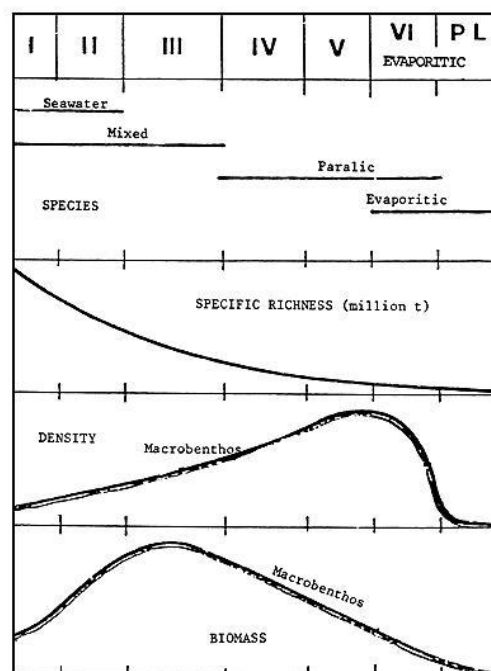


Figura 3. Ricchezza di specie, densità e biomassa della comunità macrozoobentonica in relazione al confinamento negli ambienti di transizione (Guelorget, 1987).

4 ESTUARINE QUALITY PARADOX

Nonostante ci siano dei modelli che descrivono l'andamento della comunità bentonica, talvolta la sua distribuzione è difficilmente interpretabile, soprattutto negli ambienti lagunari. Infatti, i sistemi di transizione risultano degli ambienti naturalmente stressati (Reizopoulou *et al.*, 2014), caratterizzati da ampia eterogeneità, valori estremi e ampie fluttuazioni di differenti variabili ambientali quali ossigeno, temperatura e salinità (Sigovini, 2011). Si tratta di ambienti rigidi, per natura caratterizzati da arricchimento organico e

popolati da specie meno sensibili e più tolleranti (Reizopolou *et al.*, 2014). Questo stress naturale risulta influenzare la comunità macrozoobentonica che pertanto risponde modificando i propri parametri (numero di specie, abbondanza, biomassa, struttura trofica) e gli indici derivanti (indici di diversità). Queste variabili risultano quindi regolate dallo stress ambientale, sia esso di origine naturale (per esempio il gradiente di salinità) o antropica (per esempio la presenza di metalli pesanti) e per questo motivo risulta difficile separare e discriminare lo stress antropogenico in questo tipo di habitat. Da questo fenomeno nasce il concetto di “*Estuarine Quality Paradox*”, introdotto da Dauvin (2007) e poi sviluppato da Elliott & Quintino (2007), da cui ne deriva anche la difficoltà di applicare gli indici biotici creati per ambienti marino-costieri, contrassegnati da una certa stabilità, per valutare lo stato di qualità degli ambienti di transizione.

Negli ultimi decenni, soprattutto successivamente alle principali normative comunitarie in tema di qualità delle acque, c'è stato un forte incremento nella formulazione di indici applicabili alla comunità biotica al fine di monitorare il profilo dell'ecosistema indagato (Borja *et al.*, 2004; Diaz *et al.*, 2004; Rosenberg *et al.*, 2004; Borja, 2000, 2005). Questi indici sono però difficilmente applicabili su ampia scala e molto spesso sono necessari degli indicatori e degli indici creati *ad hoc* per poter descrivere in modo corretto e sicuro un habitat, soprattutto quando si tratta di ambienti di transizione.

5 OBIETTIVI DELLA TESI

Lo scopo principale di questa tesi è stato quello di caratterizzare, in modo completo, la laguna di Santa Gilla, sotto alcuni aspetti biotici e abiotici, in modo da ampliarne le conoscenze per un'adeguata strategia di conservazione e gestione delle risorse.

In particolare, nel presente studio, ci si è prefisso l'obiettivo di indagare e descrivere i *trend* di distribuzione della comunità bentonica della laguna, e, relazionandoli con i principali parametri ambientali di sostegno e la concentrazione di particolari inquinanti come la concentrazioni di metalli pesanti, definire indicatori e strumenti atti alla valutazione della qualità di questo ambiente.

II Area di Studio e Campionamento

1 AREA DI STUDIO

La laguna di Santa Gilla consta di un'estensione di circa 13 km² e ricade territorialmente nei comuni di Cagliari, Assemini, Elmas e Capoterra. È posizionata nella costa sud della Sardegna, in prossimità della città di Cagliari e dei suoi porti, quello storico e quello industriale, che trattano diversi tipi di traffici. È compresa fra le longitudini 3° 21' 11" W e 3° 26' 40" W, alla latitudine N 39° 13' circa; è delimitata a Sud-Est dal cordone litoraneo di La Playa, che lo separa dal mare, e sul quale corre la SS n. 195; ad Est dalle colline di Cagliari; a Nord e a Nord-Ovest dalle foci di immissari fra cui i fiumi Mannu e Cixerri; a Ovest dai complessi industriali e delle saline di Macchiareddu e a Sud-Ovest dal cono di deiezione del fiume di S. Lucia (Capoterra).

La laguna potrebbe essere divisa in due differenti aree (Masala Tagliasacchi *et al.*, 1992) per la presenza di strutture fisse legate alla pesca: una zona più interna (10 km²), caratterizzata da un basso ricambio d'acqua con il mare aperto, e una pre-laguna (2.5 km²), caratterizzata da flussi di marea e *input* di acque eutrofiche provenienti dal porto di Cagliari (Serra, 1984).

La morfologia attuale della laguna è il risultato di una serie di modifiche iniziate circa 200 anni fa e tuttora non ancora ultimate. In particolare, questi cambiamenti hanno riguardato la sua estensione, il lungomare, il bacino di utenza dei principali affluenti delle acque continentali, le opere di bonifica del Cixerri e Fluminimannu (metà del 1900), l'attuazione delle saline di Contivecchi (1920), l'istituzione del grande complesso industriale di Macchiareddu-Grogastu (1960) e, infine, la costruzione del Porto Canale (porto industriale, 1970) (Cottiglia, 1995).

Nella parte Sud la laguna comunica con il Mar Mediterraneo attraverso la limitata bocca della Scafa che, con una sezione subacquea di 280 mq e una larghezza di 140 metri, consente un discreto ricambio delle acque del bacino.

La parte Nord è influenzata, invece, dagli *input* fluviali (Degetto *et al.*, 1997). Infatti, la laguna costituisce il bacino scolante di un insieme di 4 corsi d'acqua tra i quali i principali sono il Flumini Mannu (superficie del bacino di 1779 km²), ed il Rio Cixerri (superficie 618 km²).

Il Flumini Mannu rappresenta il tributario principale della laguna, drena estese regioni dell'Iglesiente, del Sarcidano, della Marmilla e della Trexenta per poi sfociare nel settore nord-orientale della laguna.

Il Rio Cixerri si origina invece dai rilievi dell'Iglesiente e prosegue verso oriente sino alla confluenza con la laguna. Questo tributario, ha raccolto per un lungo arco di tempo le acque reflue derivanti dalle attività minerarie del Sulcis-Iglesiente, trasportandole nella parte sud-ovest della Sardegna (Atzeni *et al.*, 1998).

Tra i tributari minori il più significativo è il Rio di Sestu (superficie bacino 115 km²), mentre per quanto riguarda lo stagno di Capoterra l'immissario principale è il Rio di Santa Lucia (superficie 130 km²).

Il sistema idrografico comprende anche altri affluenti secondari rappresentati dal Riu Meloni, Riu Sa Murta e Riu Is Molentis.

La portata media fluviale complessiva è di 12 m³s⁻¹ con picchi di 30 m³s⁻¹ in inverno (Frontalini *et al.*, 2009), benché gli afflussi dei tributari negli ultimi 20 anni siano stati ridotti e, con questi, anche le quantità di fertilizzanti che giungono in laguna (Cottiglia, 1995).

Effettivamente, le condizioni ecologiche della laguna di Santa Gilla risultano abbastanza differenti se confrontate con altri ambienti di transizione come la laguna di Orbetello e la laguna di Lesina che sono caratterizzate da un'importante eutrofizzazione (Lenzi, 1992; Manini *et al.*, 2003).

I corsi d'acqua inoltre apportano alla laguna grandi quantità di materiali fini che si distribuiscono depositandosi sui fondali della stessa. Il sedimento è composto, infatti, prevalentemente da fango (60%), argilla (43%) e limo (17%) (Frontalini *et al.*, 2009).

La profondità media è di 100 cm e la massima di 200 cm lungo il canale navigabile lungo 10 km.

Il ricambio di acqua risulta più veloce nel bacino sud (2-3 giorni) rispetto al bacino più interno (8-12 giorni) (Degetto *et al.*, 1997; Frontalini *et al.*, 2009).

Nel complesso le acque della laguna sono classificabili come meso-polialine, anche se va fortemente sottolineata la forte variazione stagionale della salinità (Carrada, 1987).

La laguna è una delle più importanti zone umide in Sardegna ed è considerata Zona a Protezione Speciale (Direttiva 79/409/CEE), Zona Umida di Importanza Internazionale dalla Convenzione di Ramsar (D.M. 03/09/1980), Riserva Naturale (L.R. 31/1989) e Sito di Interesse Comunitario (Direttiva 143 92/43/CEE), Oasi permanente di protezione faunistica e di cattura (L.R. 23/98).

Nonostante la sua importanza, è stata caratterizzata da una contaminazione di diversa natura: inquinamento microbiologico e organico dovuto agli scarichi urbani dell'adiacente città di Cagliari e inquinamento chimico derivato principalmente dagli scarichi dell'area industriale di Macchiareddu-Grogastu e da altre attività antropiche, quali l'aeroporto, i porti, le raffinerie, gli inceneritori e le ferrovie (Frontalini *et al.*, 2009) (Fig. 4).

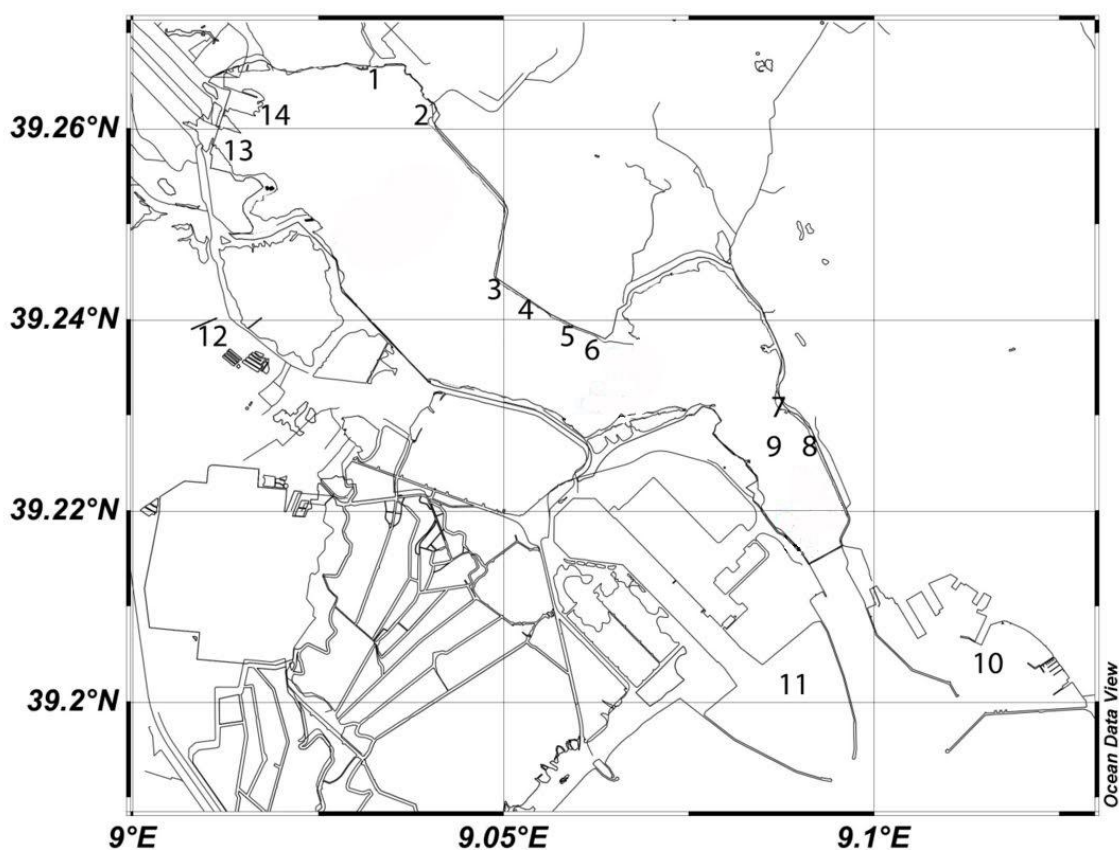


Figura 4. Principali fonti di disturbo della laguna di Santa Gilla: 1, 2, 8 reflui urbani; 3,4,5,6 reflui aeroportuali; 7 reflui centrale elettrica; 9 impianti di mitilicoltura; 10 porto turistico; 11 porto industriale; 12 complesso industriale di Macchiareddu; 13 Rio Cixerri; 14 Flumini Mannu.

In particolare, dalla metà degli anni '60 a metà degli anni '80, le acque lagunari sono state oggetto di immissione di scarichi industriali di composti di Hg, Pb e Zn, di acque reflue urbane non trattate e di acque di dilavamento provenienti da terreni agricoli. In particolare in tale periodo si è stimato che siano state immesse in laguna circa 26 tonnellate di Hg provenienti dall'impianto di cloro-alcali, perlopiù confinate in un'area di circa 2 km² di fronte all'area industriale sul versante occidentale della laguna (Degetto *et al.*, 1997). Nel 1986, venne proposto ed eseguito un piano di riqualificazione per ripristinare uno stato di qualità accettabile della laguna che consisteva in una serie di interventi tra cui isolare i

sedimenti più contaminati nella zona adiacente la zona industriale di Macchiareddu. Nonostante questo anche recentemente è stata riscontrata una concentrazione di inquinanti superiore ai limiti di legge (Frontalini *et al.*, 2009).

2 PIANO DI CAMPIONAMENTO E STAZIONI INDAGATE

Al fine di scegliere delle stazioni rappresentative nelle quali studiare e approfondire la distribuzione della comunità bentonica, nell'aprile 2013, è stata condotta un'indagine preliminare. Si è predisposto un piano di campionamento di tipo stratificato preferenziale: sono stati tracciati 8 transetti, perpendicolari al gradiente di salinità, all'interno dei quali sono state individuate 4 stazioni, per un totale di 32 stazioni. Sono state inoltre indagate altre 2 stazioni posizionate in corrispondenza di due importanti immissari della laguna, il Flumini Mannu e il sistema canale del Rio Meloni (Fig. 5; Tab. 1).

Sulla base dell'indagine preliminare e sulle informazioni reperibili in letteratura, per i successivi campionamenti, effettuati da settembre 2013 a giugno 2014, nella laguna sono state individuate 3 macroaree: la zona nord, più prossima agli immissari, zona centrale e zona sud, più prossima alla bocca mare. Questo ha garantito un'ottimizzazione del piano di campionamento e del rapporto costo-benefici.

Si è optato per un campionamento di tipo gerarchico e per ciascuna di queste 3 macroaree sono state scelte due stazioni appartenenti allo stesso transetto, presentanti caratteristiche ambientali confrontabili e sottoposte a concentrazioni di salinità simili. Le stazioni indagate sono state le stazioni B2 e B4 della zona nord, le stazioni E1 e E3 della zona centrale e le stazioni H2 e H4 della zona sud.

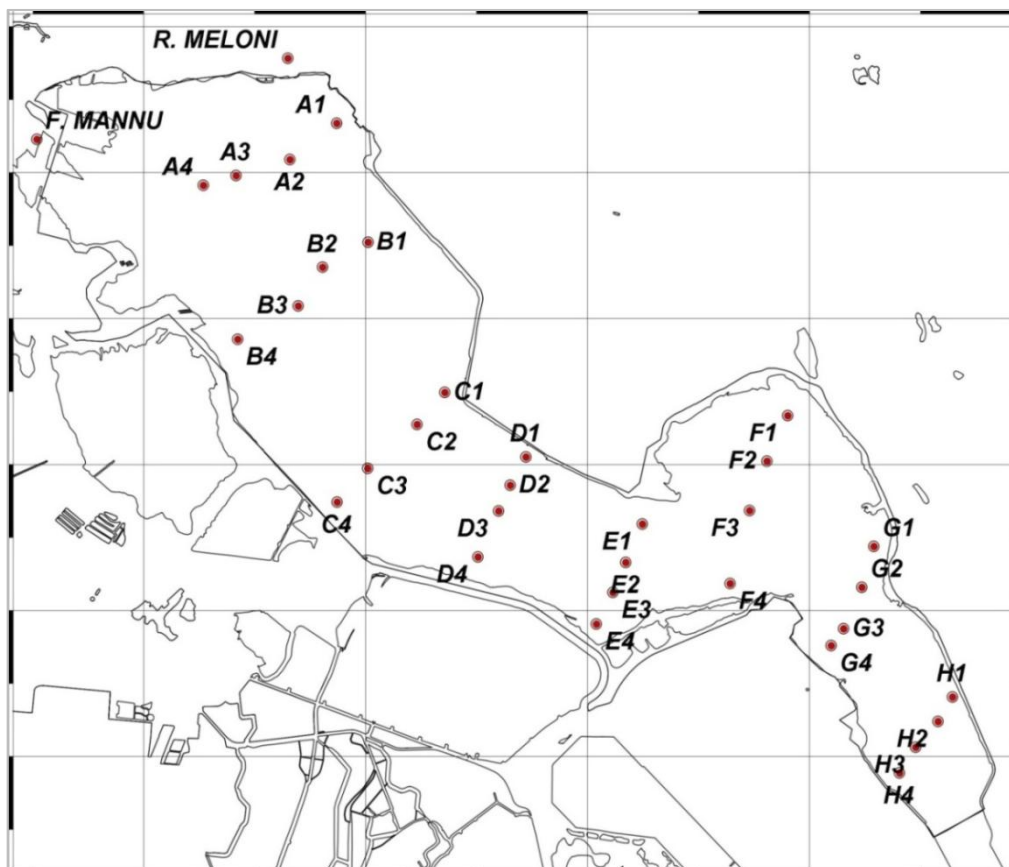


Figura 5. Stazioni di campionamento nel sito di indagine.

Tabella 1. Stazioni di campionamento della laguna di Santa Gilla e corrispondenti coordinate geografiche.

Station	Latitude	Longitude	Station	Latitude	Longitude
A1	39,26338	9,03738	E2	39,23328	9,06344
A2	39,26088	9,03315	E3	39,23122	9,06228
A3	39,2598	9,0283	E4	39,22906	9,06078
A4	39,25912	9,02535	F1	39,24334	9,07803
B1	39,25521	9,0402	F2	39,24022	9,07617
B2	39,2535	9,03612	F3	39,23683	9,07458
B3	39,25086	9,03392	F4	39,23183	9,07286
B4	39,24856	9,02844	G1	39,23439	9,08578
C1	39,24492	9,04714	G2	39,23158	9,08472
C2	39,24272	9,04461	G3	39,22875	9,08306
C3	39,23972	9,04019	G4	39,22759	9,08195
C4	39,23742	9,03742	H1	39,22406	9,09289
D1	39,2405	9,05444	H2	39,22239	9,09158
D2	39,23856	9,05303	H3	39,22064	9,08958
D3	39,23681	9,05197	H4	39,21886	9,08811
D4	39,23367	9,05011	F. Mannu	39,26227	9,01033
E1	39,23592	9,06492	R. Meloni	39,26781	9,03297

3 IL CAMPIONAMENTO

3.1 Campionamento per l'indagine di parametri di sostegno e inquinanti

Nell'indagine preliminare (aprile 2013) sono stati prelevati dei campioni da 34 stazioni al fine di valutarne la granulometria, la mineralogia e la concentrazione di metalli. I campioni sono stati prelevati con la benna *Van Veen*. Nel caso del campione destinato all'analisi dei metalli è stato conservato soltanto il "cuore" della bennata, separato con una carota di PVC di 10 mm di diametro.

Nei mesi di settembre 2013, dicembre 2013, marzo 2014 e giugno 2014, per ciascuna delle 6 stazioni indagate (B2, B4, E1, E3, H2, H4) sono stati prelevati dei campioni addizionali per l'analisi della materia organica, conservati in contenitori di polietilene a temperatura di 4°C sino all'arrivo in laboratorio.

Negli stessi mesi con l'utilizzo di una sonda multiparametrica Hanna Instruments HI9828 sono stati registrati i principali parametri mesologici: temperatura dell'acqua, salinità, conducibilità, ossigeno disciolto (mg/L; %saturazione), pH. E' stata inoltre registrata la trasparenza dell'acqua per mezzo del disco di Secchi.

3.2 Campionamento della fauna bentonica

I campioni di sedimento per l'analisi del macrozoobenthos sono stati prelevati stagionalmente (settembre 2013, dicembre 2013, aprile 2014 e giugno 2014) dalle 6 stazioni (B2, B4, E1, E3, H2, H4) con una benna di tipo *Van Veen* (area di presa = 33 cm * 18 cm; capacità di penetrazione = 14.5 cm). Al fine di ottenere un campione significativo, per ciascuna stazione si è scelto di effettuare 3 repliche. Per ogni sito di prelievo è stata compilata una scheda di campionamento, riportante la campagna, la denominazione della stazione, coordinate e profondità, data e ora del prelievo, condizioni meteo-marine, aspetto del sedimento e note generali.

Il campione prelevato è stato adagiato in una bacinella di PVC per permettere la raccolta e la setacciatura del sedimento senza perdita di materiale. Per evitare la perdita di materiale, il campionatore è stato accuratamente lavato con acqua filtrata con filtro inferiore ai 0.5 mm (per prevenire accidentali introduzioni di organismi). L'acqua di lavaggio è stata anch'essa raccolta nella bacinella contenente il campione.

Ciascun campione è stato quindi vagliato con setaccio ASTM di maglia di 0.5 mm al fine di eliminare l'eccesso di acqua e la frazione più fine non necessaria allo studio.

La porzione trattenuta è stata riposta in contenitori di polietilene ad alta densità (HDPE), opportunamente etichettati.

Con il duplice scopo di rilassare gli organismi evitando che si contraggano e rendano così difficile la loro identificazione, ma anche di evitare che questi soffrano al momento dell'immersione nella soluzione fissativa, il campione è stato trattato con una soluzione narcotizzante di solfato di magnesio $MgSO_4$ al 7.5% per 20 minuti. La stessa soluzione è stata quindi rimossa, aiutandosi con acqua filtrata e un setaccio di maglia 0.5 mm, ed è stata quindi aggiunta una soluzione fissativa di formalina al 10% (o formaldeide al 4%) neutralizzata con acqua di mare.

Infine ciascun campione è stato stoccato provvisoriamente, in attesa delle successive analisi in laboratorio.

4 PREPARAZIONE DEI CAMPIONI PER LE SUCCESSIVE ANALISI

4.1 Campioni destinati allo studio del macrozoobenthos

In laboratorio i campioni destinati all'indagine del macrozoobenthos sono stati lavati, ripuliti dalla soluzione fissativa e sono stati nuovamente setacciati con una batteria di setacci di tre differenti maglie, 0.5 mm, 1 mm e 2 mm. Questo ha permesso di stimare le eventuali differenze nei risultati delle analisi in relazione alle conseguenti diverse dimensioni degli organismi trattenuti (si veda il capitolo VI). Le varie frazioni sono state poi separate e conservate in differenti contenitori.

I campioni sono stati sottoposti a colorazione con Rosa Bengala (chimicamente 4,5,6,7-Tetracloro-3',6'-diidrossi-2',4',5',7'-tetraiodospiro[isobenzofuran-1(3H),9'-[9H]xanten]-3-one disodico), utilizzato nelle dosi di 200 mg/l e lasciato agire per circa mezz'ora. Questa fase ha lo scopo di facilitare il *sorting* in quanto il colorante impiegato si lega selettivamente alle proteine degli organismi, la cui individuazione al binoculare risulta così facilitata. Si è scelto di utilizzare questo colorante nel fase *pre-sorting* in laboratorio e non durante la preparazione dei campioni in campo, come invece indicato dal manuale ICRAM (2001), in maniera tale da velocizzare le operazioni a bordo.

Il campione è stato quindi smistato in differenti gruppi tassonomici (*sorting*) con l'utilizzo di un binoculare SMZ-1500 (7-40 x) equipaggiato di un oculare addizionale opzionale. Gli individui appartenenti ai differenti *taxa* sono stati riposti in differenti contenitori di plastica,

etichettati, contenenti alcool etilico al 70%, sino alla seguente fase di determinazione sino al livello tassonomico più basso (LPT).

4.2 Campioni destinati allo studio dei parametri del sedimento

I campioni destinati invece all'analisi del contenuto di materia organica, della granulometria e della concentrazione di metalli pesanti sono stati essiccati in stufa a temperatura di 40°C sino al raggiungimento di peso costante. Sono stati quindi conservati in appositi contenitori a chiusura ermetica in un posto fresco e lontano dall'umidità sino alle successive analisi.

III Caratterizzazione abiotica della laguna di Santa Gilla

1 INTRODUZIONE

Come già affermato nel capitolo I, la distribuzione del macrozoobenthos è influenzata da differenti parametri ambientali e componenti abiotiche.

Tra quelli relativi al sedimento, particolarmente incidenti risultano essere i parametri granulometria (Teske & Wooldridge, 2003), quantità e composizione biochimica della materia organica (Pearson & Rosenberg, 1978; Graf *et al.*, 1983; Grant & Hargrave, 1987; Jumars & Penry, 1989; Graf, 1992; Albertelli *et al.*, 1999) e concentrazione di metalli pesanti.

La granulometria è definita dalle caratteristiche dell'ambiente di deposizione e dalla natura degli apporti (Cognetti *et al.*, 2004); influisce direttamente sulla composizione geochimica del substrato (Buckley & Craston, 1991) oltre che sulla distribuzione dei sistemi biologici bentonici (Cancemi *et al.*, 2003).

Per quel che riguarda la materia organica e i metalli pesanti, entrambi sono fattori che hanno un forte impatto nei sistemi di transizione. Questi, infatti, sono esposti a molteplici pressioni antropiche e ricevono *input* fluviali ricchi di nutrienti organici e minerali provenienti dai vicini insediamenti urbani e industriali (Aliaume *et al.*, 2007; Tramati *et al.*, 2011). Inoltre, essendo caratterizzati da confinamento, bassa profondità e ridotto ricambio idrico (Barnes, 1999), sono spesso soggetti a eutrofizzazione, inquinamento microbiologico e chimico. In particolare, il comparto sedimentario riceve, con un'intensità specifica per ogni ambiente, apporti ricchi di composti organici e chimici dall'ambiente pelagico (Graf, 1992; Lampitt & Antia, 1997; Albertelli *et al.*, 1999), costituendo quindi il principale deposito di contaminanti che raggiungono il sistema acquatico (Degetto *et al.*, 1997).

La componente bentonica, in diretto contatto con il substrato, risulta fortemente influenzata dai diversi tipi di contaminanti accumulatosi nel sedimento (Bilyard, 1987; Dauer, 1993; Warwick, 1993; Weisberg *et al.*, 1997; Paul *et al.*, 2001) ed è per questo ampiamente utilizzata come bioindicatore (Occhipinti-Ambrogi & Forni, 2003).

Tra questi contaminanti, i metalli pesanti costituiscono uno dei maggiori problemi di tossicologia ambientale a livello mondiale (Alloway, 1995).

Le fonti principali di questi composti sono l'immissione di scarichi provenienti da industrie petrolchimiche, da laverie industriali, da impianti di trattamento di minerali, da terreni agricoli ricchi di pesticidi e fertilizzanti oppure di acque reflue urbane non trattate (Contu *et al.*, 1985). Una volta che questi sono immessi in un corpo idrico, il loro comportamento, la distribuzione, il loro destino, la loro degradazione dipenderanno sia dalle loro specifiche caratteristiche chimico-fisiche che da quelle del sistema acqua/sedimento ricevente, che determineranno in ultimo le concentrazioni di sostanze cui i diversi organismi saranno esposti (Marchini, 2005).

In particolare, l'area di indagine del presente studio è stata influenzata per decenni dagli scarichi ricchi di Hg, Pb e Zn provenienti dall'area industriale di Macchiareddu-Grogastu, scarichi urbani provenienti dall'area urbana di Cagliari e da altre attività antropiche correlate, tra cui raffinerie, inceneritori, attività portuali e aeroportuali (Frontalini *et al.*, 2009; Degetto *et al.*, 1997). Inoltre, uno degli immissari principali è il Rio Cixerri che sorge nel Sulcis Iglesiente e si immette nella laguna dopo aver attraversato territori oggetto di attività estrattiva, particolarmente ricchi di Pb, Zn, Cd e Ni (Atzeni *et al.*, 1998; Cidu *et al.*, 2009).

Oltre ai parametri dei sedimenti, con il quale le comunità bentoniche vivono a stretto contatto, anche i parametri della colonna d'acqua giocano un ruolo importante nella distribuzione delle comunità stesse. Infatti, i parametri mesologici, come la temperatura, la salinità e l'ossigeno disciolto, sono fattori d'importanza primaria per la struttura e il funzionamento dei sistemi marini e di transizione, e hanno effetto pervasivo su molti dei loro attributi biologici (Lorenti & De Falco, 2003). La variazione di queste grandezze può essere cospicua anche a breve termine temporale, specialmente in acque basse, e su distanze relativamente brevi (Fonseca, 1990). Come già illustrato nel capitolo I, sono stati creati diversi modelli atti a descrivere e predire l'andamento di alcune caratteristiche della comunità bentonica, come l'abbondanza e la biomassa, in funzione dei principali parametri ambientali, tra cui la salinità (Remane, 1934) che si mostra essere un fattore limitante per molte specie (Cognetti *et al.*, 2004). Nello stesso capitolo si è visto però come questi modelli predittivi risultino spesso difficilmente applicabili agli ambienti di transizione, secondo quanto suggerito da Dauvin (2006) con il concetto di “*Estuarine Quality Paradox*”.

In uno studio di qualità ambientale è pertanto di primaria importanza raccogliere quante più informazioni possibili riguardanti le componenti abiotiche al fine di individuare un

eventuale *pattern* nella distribuzione della comunità macrozoobentonica. Le stesse informazioni sono inoltre fondamentali come sostegno alla bioindicazione, in linea anche con quanto richiesto dalla Direttiva comunitaria 2000/60/EC.

2 MATERIALI E METODI

2.1 Analisi della granulometria

I campioni destinati all'analisi della granulometria sono stati prelevati dalle 34 stazioni nel campionamento preliminare (aprile 2013), secondo quanto descritto nel capitolo II "Area di studio e campionamento".

Per stimare la granulometria di un substrato si misura una specifica proprietà fisica del sedimento stesso, attraverso differenti tecniche. Tra queste una delle più usate è la setacciatura mediante setacci *standard*, che misura la proprietà fisica di una particella di passare attraverso un foro di diametro noto (Lorenti & De Falco, 2003). Attraverso opportuni algoritmi si trasforma il valore misurato in diametro della sfera di massa equivalente utilizzando la scala dimensionale Udden-Wentworth.

La definizione della tessitura, ovvero della dimensione dei granuli che compongono il sedimento, è stata effettuata presso i laboratori del Dipartimento di Scienze Chimiche e Geologiche dell'Università di Cagliari.

I campioni sono stati prima essiccati sino al raggiungimento del peso costante e poi pesati. Si è poi proceduto all'idratazione dei campioni con acqua di rete per circa 30 minuti e la successiva setacciatura a umido con un setaccio di maglia 0.063 mm. Sono state quindi pesate le porzioni trattenute (e da qui stimata indirettamente la porzione persa ossia quella coincidente al limo e alle argille) ed essiccate a $T=100^{\circ}\text{C}$. Infine, attraverso l'utilizzo di un vibrovaglio con setacci da 1 ϕ (4000-2000-1000-500-250-125-64-fondo), sono state separate le singole frazioni che poi sono state pesate.

Il risultato finale è una serie di pesi relativi alle diverse classi granulometriche.

Attraverso il *software* GRADISTAT v 8.0 (Blott & Pye, 2001) sono state poi calcolate, per ciascun campione, le percentuali delle singole frazioni (*grain size distribution*), la tessitura del sedimento attraverso il diagramma ternario di Shepard (1954) e il *sorting coefficient*, ossia il grado di uniformità di un sedimento dipendente dal tipo e dalla durata dei processi di trasporto e di sedimentazione, dalla regolarità della corrente e dalla viscosità del mezzo, secondo il metodo di Folk & Ward (1957) dove:

$$\sigma = \frac{\phi_{84} - \phi_{16}}{4} + \frac{\phi_{95} - \phi_5}{6.6}$$

($\sigma < 0.35$ *very well sorted*; $\sigma=0.35-0.50$ *well sorted*; $\sigma=0.50-0.70$ *moderately well sorted*; $\sigma=0.70-1.00$ *moderately sorted*; $\sigma=1.00-2.00$ *poorly sorted*; $\sigma=2.00-4.00$ *very poorly sorted*; $\sigma > 4.00$ *extremely poorly sediment*).

Attraverso il *software Primer v 6* (Clarke & Gorley, 2006) sono state indagate somiglianze e differenze tra le stazioni utilizzando l'analisi dei *cluster*. I valori iniziali sono stati pretrattati con un tipo di trasformazione logaritmica (Log+X) ed è stata costruita una matrice di somiglianza descritta dalla distanza euclidea, che risulta più adatta per studiare similarità tra campioni di variabili ambientali, in quanto gli "0" non giocano un ruolo specifico e dove possono presentarsi dei valori negativi (Clarke & Gorley, 2006). Per questo tipo di analisi, l'*output* è un dendrogramma che raggruppa le unità statistiche in modo tale da minimizzare le distanze intra-gruppo e massimizzare le distanze inter-gruppo.

Infine, per l'esplorazione grafica dei dati e per avere una visione d'insieme della distribuzione granulometrica dei sedimenti della laguna di Santa Gilla, si è utilizzato il *software Ocean Data View 4* (Schlitzer, 2014), scegliendo il metodo di interpolazione dei dati "DIVA gridding" (*Data-Interpolating Variational Analysis*). Questo metodo risulta particolarmente adatto per l'interpolazione di punti irregolarmente distanziati o di dati rumorosi, indipendentemente dal sito esaminato.

2.2 Analisi del contenuto di materia organica nel sedimento

I campioni relativi all'indagine del contenuto di materia organica sono stati prelevati dalle 4 stazioni, B2, B4, E1, E3, H2 e H4, in concomitanza al campionamento del macrozoobenthos, come descritto nel Capitolo II "Area di studio e campionamento".

Al fine di stimare la concentrazione di materia organica nei sedimenti si è utilizzato il metodo indiretto LOI (*Loss On Ignition*). Quest'analisi è un metodo semplice e rapido per stimare il contenuto di sostanza organica e di carbonati nei sedimenti, anche se fornisce indicazioni approssimative (Tagliapietra *et al.*, 1998). La determinazione gravimetrica delle materia organica dopo incenerimento sovrastima la quantità di cibo disponibile per i consumatori, principalmente perché diversi composti inorganici sono facilmente ossidati a

500°C (Bretschko & Leichfried, 1987). La correttezza nella stima è strettamente legata alla scelta della temperatura, che può portare alla perdita di sali volatili, acqua di struttura e carbonio inorganico eventualmente presenti nel campione (Heiri *et al.*, 2001).

Non esiste una metodologia accettata universalmente per valutare la frazione labile della materia organica presente nei sedimenti (Pusceddu *et al.*, 1999).

Si è scelto di utilizzare il metodo proposto da Dean (1978) con opportune modificazioni. Circa 30 g di sedimento sono stati pesati e alloggiati in crogioli in ceramica tarati, resistenti a temperature superiori ai 600°C. I crogioli contenenti i campioni sono stati quindi introdotti nella stufa a temperatura di 60°C per 24 ore o comunque sino al raggiungimento del peso costante. I campioni così privati del contenuto acquoso sono stati ripesati per ottenere il peso secco e poi inseriti in muffola a 450°C per 12 ore. Alla fine per ciascun campione è stato misurato il peso delle ceneri.

La stima della LOI% è determinata come percentuale di perdita in peso attraverso la seguente equazione:

$$\text{LOI}\% = ((\text{NS}-\text{NC})/\text{NS})\cdot 100$$

dove NS indica il peso netto del campione secco, prima della combustione, mentre NC indica il peso netto delle ceneri, dopo la combustione in muffola.

2.3 Analisi delle principali fasi mineralogiche

I campioni destinati alla ricerca e all'identificazione semiquantitativa delle principali fasi mineralogiche del sedimento sono stati prelevati da 32 stazioni nel campionamento dell'aprile 2013, come descritto nel capitolo II.

I campioni sono stati polverizzati con l'ausilio del mortaio di Agata.

Una parte di sedimento è stata sottoposta all'analisi per diffrazione a raggi X per polveri (XRD) "*Panalytical X'pert Pro*", presso i laboratori del Dipartimento di Scienze Chimiche e Geologiche dell'Università di Cagliari. Questo metodo è basato fondamentalmente sul principio della diffrazione di Bragg (1913), che permette l'identificazione della struttura di un qualsiasi cristallo, analizzando gli angoli ai quali i raggi X vengono diffratti dal cristallo stesso: facendo incidere un'opportuna onda elettromagnetica su un cristallo si osservano fenomeni di interferenza, che causano onde descrivibili come riflessi da parte di piani cristallini paralleli che risultano specie specifici (Bragg, 1913). I diffrattogrammi sono stati acquisiti nel *range* angolare 5-70 °2θ, con lo strumento operante a 40 kV e 40 mA, filtro di

Ni, tubo al Cu ($\lambda = 1.54060 \text{ \AA}$) e rivelatore X'Ceerator. I diffrattogrammi ottenuti in questo modo sono stati impiegati per l'identificazione qualitativa delle fasi cristalline, basata sul riconoscimento dei *pattern* diffrattometrici di ogni minerale per confronto con modelli di riferimento (schede ASTM, ICDD), e per l'analisi semi-quantitativa, basata sull'intensità relativa dei picchi. L'interpretazione dei diffrattogrammi è stata eseguita con l'ausilio del *software X'Pert High Score*. Quest'analisi è stata fatta preliminarmente per poter poi scegliere un adeguato protocollo per l'analisi dei metalli pesanti nel sedimento, basandosi appunto sulla natura chimica/mineralogica.

2.4 Analisi della concentrazione totale di metalli pesanti nel sedimento

I campioni destinati all'indagine del contenuto di metalli pesanti dei sedimenti sono stati prelevati da 34 stazioni durante in campionamento di aprile 2013, come descritto nel Capitolo II.

Anche in questo caso i campioni sono stati polverizzati utilizzando il mortaio di Agata.

2.4.1 Analisi del mercurio

Per quel che concerne l'analisi del Hg, la sua quantificazione nei sedimenti di Santa Gilla è stata effettuata presso i laboratori di Scienze della Terra dell'Università di Firenze, avvalendosi dello strumento Milestore DMA 80, *Direct Mercury Analyzer*. Si tratta di una tecnica che non necessita di una preliminare preparazione dei campioni. Il metodo utilizza il principio della decomposizione termale, amalgamazione e assorbimento atomico. Il campione, una volta immesso nello strumento, viene asciugato e decomposto termicamente in una fornace ricca di ossigeno. Ciò assicura il trasporto del Hg e altre specie metalliche all'interno di un catalizzatore in corrispondenza del quale le sostanze interferenti vengono volatilizzate, mentre il Hg viene convogliato in modo selettivo su un amalgamatore contenente oro riscaldato in maniera da rilasciarlo rapidamente. Il Hg viene poi trasportato allo spettrofotometro dove viene misurato attraverso assorbimento atomico a 253.65 nm.

Per ciascun campione è stata pesata un'aliquota pari a circa 0.04 g. Sono state effettuate 2 repliche per ciascun campione e laddove necessario si è proceduto con una terza replica.

Come *standard*, ai fini di verificare l'accuratezza dello strumento, sono stati utilizzati il NIST (*certified reference materials*, $6.25 \pm 0.19 \text{ ppm}$) e uno *standard* a 110 ppb.

Per questo scopo è stato utilizzato il *software Easy Control* (Milestore) che riporta tutti i parametri dell'analisi, inclusa la temperatura della fornace, i metodi utilizzati, gli indicatori di assorbimento, i risultati e la taratura.

2.4.2 Analisi dei metalli cromo, nichel, piombo e zinco

L'analisi dei metalli Cr, Ni, Pb e Zn presenti nei nostri campioni è stata eseguita attraverso l'utilizzo dell'ICP-OES *Varian Vista-MPX* (spettrofotometro a emissione atomica accoppiata induttivamente al plasma d'argon con rilevatore ottico) presso il Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente dell'Università di Cagliari, Sezione di Scienze Farmaceutiche, Farmacologiche e Nutraceutiche. Una porzione di campione (necessariamente allo stato liquido) raggiunge, attraverso una pompa, il nebulizzatore, dove si trasforma in aerosol che giunge poi alla torcia. All'interno della torcia si trova uno stato di plasma generato per scariche prive di elettroni nel gas Ar⁺ e mantenuto da un generatore di radiofrequenze. Si viene così a creare un ambiente con temperature comprese tra 7000 e 10000°K nel quale gli elementi presenti nel campione nebulizzato si eccitano e raggiungono un livello energetico superiore al loro stato fondamentale. Quando poi questi elementi tornano allo stato energetico iniziale, emettono energia creando uno spettro di emissione con lunghezze d'onda differenti. Ogni riga spettrale è generata da una particolare transizione energetica e poiché ogni specie atomica emette uno spettro caratteristico, il rilevatore ottico è capace di identificare gli elementi presenti nel campione sulla base delle lunghezze d'onda emesse e di quantificarne la concentrazione in base all'intensità del picco che questo genera.

Per analizzare gli spettri prodotti ci si è avvalsi del *software* ICP-Expert.

Per l'utilizzo di questa tecnica i campioni sono stati preliminarmente mineralizzati. Conoscendo, grazie alla preliminare indagine, la composizione mineralogica dei campioni si è utilizzato un metodo di digestione con una miscela di acidi forti a caldo, in un sistema chiuso come il microonde *CEM MARS 5* affinché si potesse stimare anche il contenuto di metallo legato alla porzione ricca in silicati.

Sono stati testati 4 protocolli ufficiali indicati per la mineralizzazione dei suoli e dei sedimenti per la determinazione dei metalli: il protocollo inserito all'interno dei "Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo" del D.M. 13/09/1999, il metodo IRSA n. 10, il protocollo ICRAM (2001) e il protocollo Bettinelli *et al.*(2000) (si veda l'appendice I).

Tutti i campioni sono stati analizzati in triplicato e per ogni ciclo di mineralizzazione è stato predisposto almeno un bianco di controllo per valutare la purezza dei solventi utilizzati.

Al fine poi di validare i protocolli testati e scegliere tra questi quello che garantisse una quantificazione più esatta dei metalli estratti da utilizzare nelle successive analisi, sono state predisposte delle prove di recupero come richiesto dal punto 5.4.5.1. dell'ISO/IEC 17025.

Questa norma esprime i requisiti generali per la competenza dei laboratori di prova e di taratura, definendo la validazione come “la conferma attraverso esame e l’apporto di evidenza oggettiva che i requisiti particolari per l’utilizzazione prevista siano soddisfatti” ossia “la dimostrazione che le prestazioni che un metodo di prova è in grado di fornire sono confrontabili con quelle previste dallo stesso”. In particolare per “recupero” s’intende la frazione di analita, presente o aggiunto alla porzione di materiale di prova, estratto e oggetto di misurazione. Un recupero diverso da 100% indica la presenza di errori sistematici ma in base a quanto specificato dal manuale AOAC per il *Peer Verified Methods Program*, al diminuire della concentrazione di analita è ragionevole ottenere recuperi diversi dal 100%. Per concentrazioni di analita come quelle dei campioni analizzati in questo studio è richiesto un recupero medio percentuale compreso tra 80% e 110%.

In tutti i 4 protocolli il recupero è risultato superiore all’80% e quindi accettabile per tutti i metalli analizzati. Si è optato per la scelta del protocollo Bettinelli per le successive analisi, guidati dal fatto che, questo protocollo, come anche quello Icrum, utilizza un acido forte come HF in grado di mineralizzare anche la porzione meno solubile come quella costituita da silicati, abbondanti nei nostri campioni (si veda la sezione 3.3), e inoltre presenta il particolare vantaggio di essere stato precedentemente testato su campioni con una discreta salinità (Bettinelli *et al.*, 2000).

In linea con questo protocollo, un’aliquota di campione (circa 0.25 g) è stata portata in soluzione, all’interno delle *vessel*, con 8 ml di acqua regia (acido nitrico HNO₃ e acido cloridrico HCl in rapporto 1:3) e 2 ml di acido fluoridrico HF. La soluzione è stata lasciata riposare per circa 12 ore (digestione a freddo *overnight*) ed è stata poi mineralizzata, con il sistema chiuso a microonde, adottando il ciclo di digestione riportato in tabella 2. Terminato il ciclo di mineralizzazione e fatti raffreddare i campioni, sono stati aggiunti 2 ml di acido bórico H₃BO₃ e si è proceduto con un secondo ciclo di microonde (Tab. 3). Infine i campioni mineralizzati sono stati recuperati in matracci da 50 ml, filtrandoli con filtri di cellulosa Whatman di grado 4, portando a volume con acqua *MilliQ*.

Tabella 2. Primo ciclo di mineralizzazione previsto dal protocollo Bettinelli *et al.*, 2001.

1° CICLO MINERALIZZAZIONE			
STEP	POWER (W)	%	TIME (m)
1	300	75	2
2	600	65	2
3	600	80	10
4	600	100	4
5	600	100	4

Tabella 3. Secondo ciclo di mineralizzazione previsto dal protocollo Bettinelli *et al.*, 2001.

2° CICLO MINERALIZZAZIONE			
STEP	POWER (W)	%	TIME (m)
1	300	100	3

Sono state acquisite differenti lunghezze d'onda (almeno 2 per ciascun metallo) ma si è optato per la successiva adozione delle lunghezze d'onda Cromo 267.716 nm, Nichel 216.55 nm, Zinco 206.2 nm, Piombo 283.05 nm, in quanto sono risultate caratterizzate da un segnale più pulito, meno influenzato da interferenti.

I valori delle concentrazioni di metalli pesanti ottenuti con queste tecniche sono stati confrontati con i valori indicati nel D. Lgs 152/2006 del 3 aprile 2006 e S.M.I. (Parte IV, Titolo V, Allegato 5, Tabella 1) che tratta il tema della “bonifica dei siti contaminati” e in particolare nella parte IV presenta le “norme in materia di gestione dei rifiuti e di bonifica dei siti contaminati”. In tabella 4 sono riportati i CSC espressi in mg/kg sul peso secco (riferiti ai suoli destinati ad uso pubblico, verde e residenziale) proposti dal D. Lgs 152/2006 relativi ai metalli pesanti, indagati per questa ricerca sull'area di studio di Santa Gilla.

Tabella 4. Concentrazione soglia di contaminazione del suolo di Cr, Hg, Ni, Pb e Zn (mg/kg peso secco) secondo il decreto 152/2006.

	D. Lgs 152/2006
Cr (mg/kg)	150
Hg (mg/kg)	1
Ni (mg/kg)	120
Pb (mg/kg)	100
Zn (mg/kg)	150

Prima dell'analisi statistica i dati relativi alla concentrazione di metalli pesanti sono stati esplorati graficamente attraverso l'utilizzo di un *Draftsman plot* (Clarke & Warwick, 2001), che studia l'eventuale correlazione lineare tra due variabili. Successivamente, è stata calcolata la correlazione tra coppie di elementi in traccia tramite il coefficiente di Spearman (ρ) (Spearman, 1904). Questo presenta dei valori compresi tra -1 (correlazione negativa) a +1 (correlazione positiva). È stato poi calcolato il *p value* per interpretare la significatività statistica del coefficiente di Spearman stabilendo come limite di significatività un *p value* < 0.05.

Sono state poi indagate le relazioni tra stazioni mediante *MultiDimensional Scaling* (MDS), tecnica di analisi statistica di ordinamento che converte le relazioni di somiglianza e/o differenza tra diversi elementi in relazioni di "distanze" tra i valori. Per questa analisi il database di *input* è stata costruita una matrice di distanze usando come algoritmo quello della *Euclidean distance*. Il *software* utilizzato per queste analisi è *Primer v6* (Clarke & Gorley, 2006).

Le mappe tematiche, relative alla presenza dei contaminanti nell'area di studio, sono state create utilizzando il programma Surfer® 12 (*Golden Software Inc.*). I singoli dati provenienti da ogni stazione di campionamento sono stati utilizzati per creare delle mappe di distribuzione attraverso l'utilizzo di un'interpolazione semplice (*Inverse distance to a power gridding*). Con questo tipo di interpolazione i valori assegnati ai punti sconosciuti sono stimati tramite il calcolo della media ponderata tra i valori noti e quelli spazialmente più vicini. Prima di produrre le mappe è stato inoltre necessario definire la maschera di interpolazione che rappresenta l'area di massimo interesse di interpolazione del dato. Per tutti i metalli considerati la maschera di interpolazione corrisponde a tutta l'area compresa entro i limiti della laguna stessa.

2.5 Analisi dei parametri mesologici della colonna d'acqua

Contestualmente al prelievo dei campioni per l'analisi del macrozoobenthos sono stati misurati, con l'utilizzo di una sonda multiparametrica *Hanna Instruments HI9828*, i principali parametri mesologici della colonna d'acqua: temperatura (°C), salinità (PSU), conducibilità (mS/cm), ossigeno disciolto (mg/L; % saturazione) e pH.

Attraverso il *software Primer v 6* (Clarke & Gorley, 2006) è stata calcolata la correlazione tra coppie tramite il coefficiente di Spearman (ρ) (Spearman, 1904). È stata inoltre effettuata l'analisi delle componenti principali (PCA), un metodo di ordinamento lineare ampiamente utilizzato in ecologia che permette di semplificare i dati originali trasformandoli in altre

variabili denominate “componenti principali” e proiettarli in un piano cartesiano i cui assi sono le prime due componenti che meglio spiegano la varianza dei dati di origine. Le componenti principali non sono altro che una rotazione degli assi di origine e quindi una combinazione lineare delle variabili di *input* (Clarke & Gorley, 2006) da cui ne deriva appunto la riduzione delle stesse variabili. Per queste analisi i dati sono stati preliminarmente trattati con una normalizzazione (sottraendo la media e dividendo per la deviazione standard).

Per l'esplorazione grafica dei profili georeferenziati si è infine utilizzato il *software Ocean Data View 4* (Schlitzer, 2014) interpolando i dati con il metodo *DIVA (Data-Interpolating Variational Analysis) gridding*.

3 RISULTATI

3.1 Analisi della granulometria

Nel complesso si può asserire che la laguna è composta principalmente da sedimenti fangosi. Infatti, a parte le stazioni C3, F1 e G4 in cui la tessitura più abbondante è quella sabbiosa ($1\% < sand < 53\%$), la porzione fangosa è sempre quella dominante ($100\% < mud < 46\%$) (Figg. 6 e 7). In particolare in corrispondenza dei due fiumi e nella zona prossima a bocca mare questa porzione raggiunge il 100%.

La concentrazione della porzione più grossolona ($> 2\text{ mm}$) presenta sempre valori inferiori al 25% ($0\% < gravel < 25\%$) (Fig. 8).

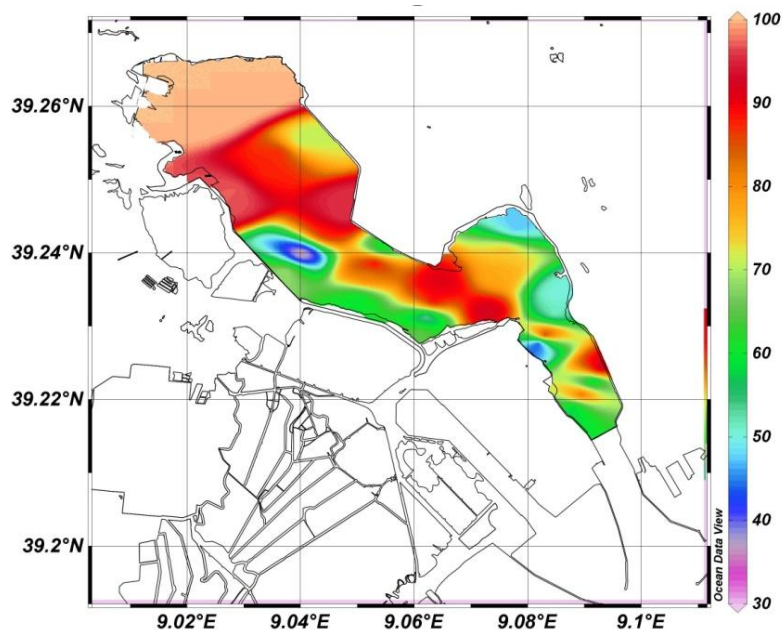


Figura 6. Percentuale di fango nei sedimenti.

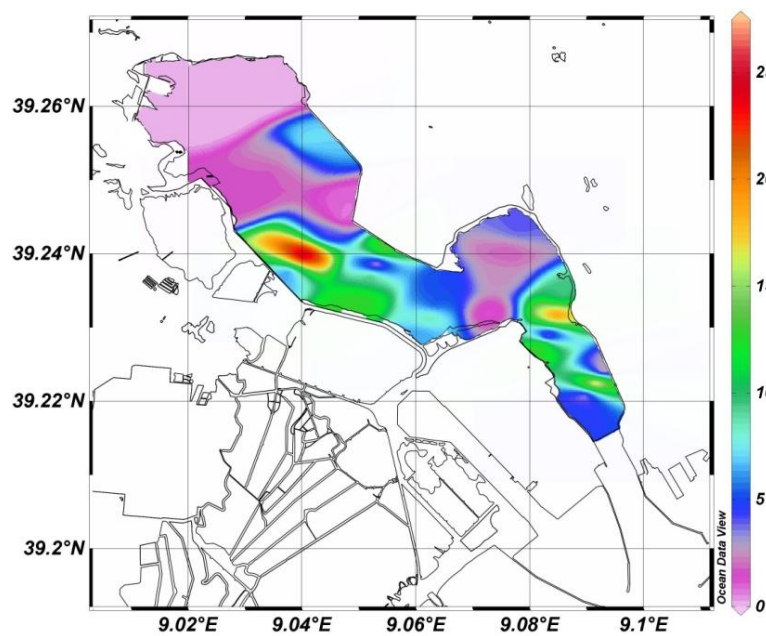


Figura 7. Percentuale di ghiaia nei sedimenti.

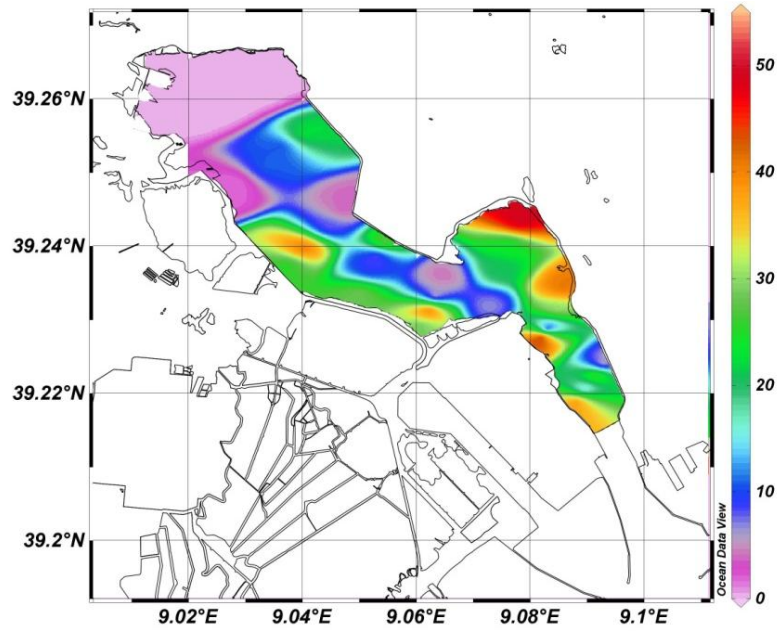


Figura 8. Percentuale di sabbia nei sedimenti.

Nel diagramma triangolare di Shepard (Fig. 9) si può osservare la rappresentazione della composizione granulometrica dei campioni. Si presentano sei tipologie di tessiture: *gravelly mud* (stazioni B1, C4, D3, D4, E2, E3, E4, G1, G2 e H2), *gravelly muddy sand* (C3 e G4), *mud* (trasetto A), *slightly gravelly mud* (B4, C1, C2, D2, E1, F4, G3 e H1), *slightly gravelly mud sand* (F1) e *slightly gravelly sandy mud* (B2, B3, F2, F3, H3 e H4).

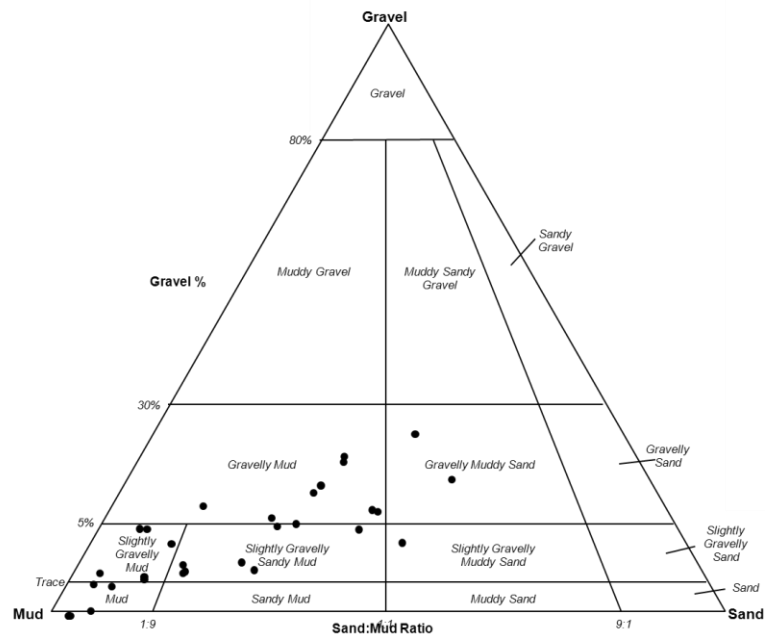


Figura 9. Diagramma di Shepard (composizione granulometrica).

Il coefficiente di *sorting* varia da un massimo di 3.5 nella stazione C3 a 1.2 nelle stazioni del transetto A e nella stazione G3 (Tab. 5). Le stazioni B1, C2, C3, C4, D1, D3, D4, E2, E3, E4, F1, F2, F3, G1, G2, G4, H2 e i due fiumi presentano un coefficiente di *sorting* compreso tra 2 e 4 e pertanto risultano “*very poorly sorted*”. Diversamente nelle restanti stazioni il coefficiente di *sorting* risulta inferiore a 2 e il sedimento risulta “*poorly sorted*”.

Tabella 5. *Sorting coefficient* e *Sample type* relativi ai sedimenti indagati.

	SORTING	SAMPLE TYPE		SORTING	SAMPLE TYPE
A1	1.2	<i>Poorly Sorted</i>	E2	2.1	<i>Very Poorly Sorted</i>
A2	1.2	<i>Poorly Sorted</i>	E3	3.1	<i>Very Poorly Sorted</i>
A3	1.2	<i>Poorly Sorted</i>	E4	2.5	<i>Very Poorly Sorted</i>
A4	1.2	<i>Poorly Sorted</i>	F1	2.9	<i>Very Poorly Sorted</i>
B1	3.0	<i>Very Poorly Sorted</i>	F2	2.3	<i>Very Poorly Sorted</i>
B2	1.8	<i>Poorly Sorted</i>	F3	2.5	<i>Very Poorly Sorted</i>
B3	1.9	<i>Poorly Sorted</i>	F4	1.4	<i>Poorly Sorted</i>
B4	1.6	<i>Poorly Sorted</i>	G1	3.1	<i>Very Poorly Sorted</i>
C1	1.3	<i>Poorly Sorted</i>	G2	3.4	<i>Very Poorly Sorted</i>
C2	2.0	<i>Very Poorly Sorted</i>	G3	1.2	<i>Poorly Sorted</i>
C3	3.5	<i>Very Poorly Sorted</i>	G4	3.0	<i>Very Poorly Sorted</i>
C4	2.7	<i>Very Poorly Sorted</i>	H1	1.3	<i>Poorly Sorted</i>
D1	3.3	<i>Very Poorly Sorted</i>	H2	3.4	<i>Very Poorly Sorted</i>
D2	1.6	<i>Poorly Sorted</i>	H3	1.5	<i>Poorly Sorted</i>
D3	2.6	<i>Very Poorly Sorted</i>	H4	2.7	<i>Very Poorly Sorted</i>
D4	3.3	<i>Very Poorly Sorted</i>	F.M.	2.1	<i>Very Poorly Sorted</i>
E1	2.0	<i>Poorly Sorted</i>	R.M.	3.1	<i>Very Poorly Sorted</i>

L'analisi dei *cluster* (Fig. 10) ha messo in evidenza due principali raggruppamenti: il gruppo formato dalle stazioni costituite quasi esclusivamente di sedimento fine ossia le stazioni del Flumini Mannu, Rio Meloni, C1, H1, B4, G3 e quelle del transetto A, e il gruppo formato dalle stazioni caratterizzate dal sedimento con un maggiore contenuto di sabbia o ghiaia.

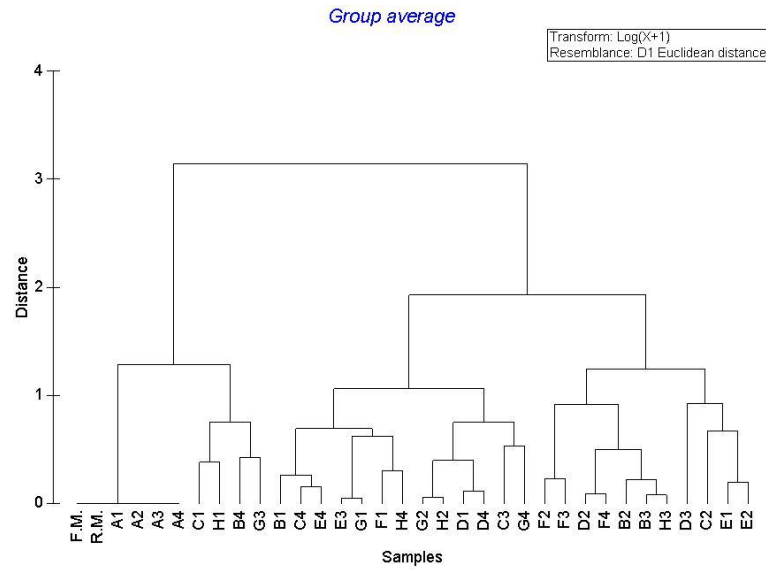


Figura 10. Analisi dei cluster relativi alla granulometria delle differenti stazioni.

3.2 Analisi della materia organica nel sedimento

I valori del LOI% nelle varie stazioni e nei vari mesi sono riportati in tabella 6. I valori variano da un minimo di 1.1%, ritrovato nelle stazioni E1 e E3 nel mese di dicembre, a un massimo di 3.3% nella stazione B4 nel mese di settembre.

Non è stato sottolineato un andamento specifico ma si può mettere in evidenza come nelle stazioni più prossime a bocca mare, H2 (2.2% < LOI < 2.7%, media = 2.5%) e H4 (1.8% < LOI < 2.7%, media = 2.7%), e nella stazione B4 (1.8% < LOI < 3.3%, media = 2.3%), le percentuali LOI si mantengono sempre superiori a 1.8%.

Più basse, rispetto ai valori delle altre stazioni, risultano i valori LOI% nella stazione B2 (1.6% < LOI < 2.1%, media = 2.0%), nella stazione E1 (1.1% < LOI < 2.4%, media = 1.7%) e nella stazione E3 (1.1% < LOI < 2.1%, media = 1.8%). I valori massimi per tutte le stazioni si sono registrati nel mese di settembre.

Tabella 6. Valori di LOI% nelle diverse stazioni e nei differenti mesi; valori medi, minimi e massimi di LOI% per ciascuna stazione indagata.

	B2	B4	E1	E3	H2	H4
SEP	2.1	3.3	2.4	2.1	2.7	2.7
DEC	2.0	1.8	1.1	1.1	2.7	2.7
MAR	1.6	2.0	1.8	2.0	2.2	2.1
JUN	2.1	2.0	1.7	1.9	2.4	1.8
Mean	2.0	2.3	1.7	1.8	2.5	2.3
Min	1.6	1.8	1.1	1.1	2.2	1.8
Max	2.1	3.3	2.4	2.1	2.7	2.7

3.3 Analisi delle principali fasi mineralogiche

I sedimenti di Santa Gilla sono risultati prevalentemente costituiti da ossidi (Quarzo SiO_2), carbonati (Calcite e Aragonite CaCO_3), silicati (Albite $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ e Alite $(\text{CaO})_3\text{SiO}_2$) e solfuri (Pirite FeS_2). In tabella 7 sono riassunti i risultati ottenuti e le percentuali dei vari gruppi minerali.

Tabella 7. Percentuali dei vari minerali rinvenuti nella laguna di Santa Gilla.

	% SiO_2 Quarzo	% CaCO_3 Calcite	% CaCO_3 Aragonite	% $(\text{CaO})_3\text{SiO}_2$ Alite	% $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ Albite	% FeS_2 Pirite	%altri	%Ossidi	%Silicati	%Solfuri	%Carbonati
A1	49	30	0	5	16	0	0	49	21	0	30
A2	53	33	0	3	11	0	0	53	14	0	33
A3	50	35	0	3	12	0	0	50	15	0	35
A4	51	26	0	3	19	0	1	51	22	0	26
B1	50	0	5	29	16	0	0	50	45	0	5
B2	34	15	20	4	26	0	1	34	30	0	35
B3	45	17	15	4	11	7	1	45	15	7	32
B4	45	26	13	2	13	0	1	45	15	0	39
C1	42	20	0	5	20	13	0	42	25	13	20
C2	41	17	29	4	0	10	0	41	4	10	46
C3	25	18	34	3	20	0	0	25	23	0	52
C4	38	19	28	5	10	0	0	38	15	0	47
D1	14	8	34	3	41	0	0	14	44	0	42
D2	40	18	17	5	10	10	0	40	15	10	35
D3	48	17	6	22	7	0	0	48	29	0	23
D4	28	32	37	3	0	0	0	28	3	0	69
E1	20	8	21	3	42	6	0	20	45	6	29
E2	50	25	0	14	0	11	0	50	14	11	25
E3	23	15	58	4	0	0	0	23	4	0	73
E4	32	29	39	0	0	0	0	32	0	0	68
F1	20	13	44	2	5	15	1	20	7	15	57
F2	30	10	39	4	5	11	1	30	9	11	49
F3	20	7	57	5	10	0	1	20	15	0	64
F4	40	11	15	10	17	7	0	40	27	7	26
G1	16	5	72	7	0	0	0	16	7	0	77
G2	27	5	59	9	0	0	0	27	9	0	64
G3	59	20	0	14	0	6	1	59	14	6	20
G4	9	7	66	3	4	0	11	9	7	0	73
H1	50	17	9	18	0	5	1	50	18	5	26
H2	24	12	56	8	0	0	0	24	8	0	68
H3	43	13	13	9	13	8	1	43	22	8	26
H4	24	8	54	6	9	0	0	24	15	0	62

I gruppi di minerali dominanti sono gli ossidi, i carbonati e i silicati (Tab. 7; Fig. 11). Questi ultimi risultano predominanti nelle stazioni D1 e E1 mentre nelle altre stazioni risultano generalmente in terza posizione per importanza, fatta eccezione per le stazioni B1, C1, D3 dove questi sono secondi in ordine di abbondanza. Gli ossidi invece risultano predominanti nella regione nord della laguna e quindi nel transetto A e nel transetto B, tranne nella stazione B2 dove ossidi, carbonati e silicati si presentano con percentuali simili (34%, 30% e 35% rispettivamente). Nella zona centrale, così come nella zona sud della laguna cresce l'importanza della classe dei carbonati che risultano essere i componenti principali nelle stazioni C2, C3, C4, D4, E3, E4, F1, F2, F3, G1, G2, G4, H2 e H4.

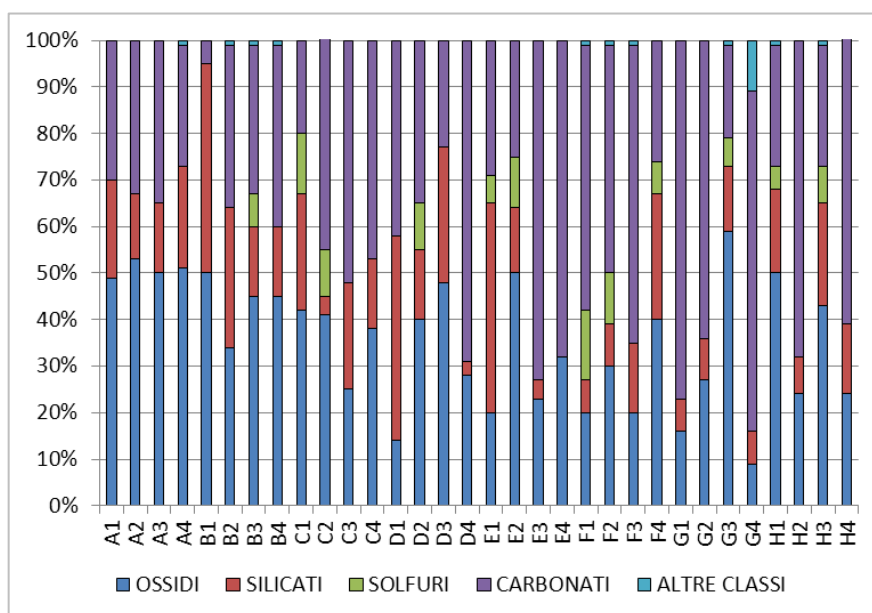


Figura 11. Rappresentazione percentuale delle varie classi di minerali per ciascuna stazione indagata nella laguna di Santa Gilla.

3.4 Analisi della concentrazione totale di metalli pesanti nel sedimento

In tabella 8 sono riportate le risultanti della concentrazione dei metalli nei sedimenti, ottenute dalla media dei tre replicati espressi come mg/kg (o µg/kg nel caso del Hg) sul peso secco.

Tabella 8. Concentrazioni medie (esprese in mg/kg o µg/kg sul peso secco) di Hg, Cr, Ni, Pb e Zn e deviazione standard rinvenute nei sedimenti.

	Hg		Cr		Ni		Pb		Zn	
	mean (µg/kg)	SD	mean (mg/kg)	SD	mean (mg/kg)	SD	mean (mg/kg)	SD	mean (mg/kg)	SD
A1	169.1	18.1	43.7	3.4	25.9	0.7	130.9	3.5	106.1	7.0
A2	83.2	1.4	36.9	2.0	28.5	0.8	79.5	4.8	103.0	5.2
A3	71.9	5.6	37.9	3.1	25.8	0.3	83.0	9.9	87.0	6.3
A4	68.0	1.6	30.4	0.7	21.9	0.7	108.8	6.7	93.1	4.8
B1	827.0	5.2	31.9	1.4	20.6	1.6	214.5	10.7	140.1	1.0
B2	336.5	18.9	38.2	3.1	21.0	0.9	136.4	2.9	104.8	5.4
B3	608.9	33.5	40.2	3.7	20.6	1.2	156.4	19.3	104.4	6.9
B4	66.4	5.4	27.5	1.3	22.7	0.7	89.6	11.6	95.6	4.4
C1	257.2	5.2	41.5	1.6	28.8	0.1	135.6	19.1	131.4	12.6
C2	229.9	5.6	32.7	1.3	22.1	1.5	86.9	0.2	98.0	7.6
C3	903.3	41.0	27.7	1.2	16.8	0.5	97.5	11.9	94.9	13.0
C4	1791.7	77.3	34.6	1.0	17.8	1.1	193.9	24.4	93.3	0.1
D1	287.6	8.4	20.4	1.4	18.7	1.7	90.6	2.9	96.4	8.6
D2	198.7	2.5	30.5	1.2	21.3	0.9	150.9	2.8	112.5	3.2
D3	727.0	21.6	32.4	1.0	22.1	1.0	206.2	31.9	105.2	8.3
D4	163.2	15.4	19.3	1.2	17.6	0.5	127.0	10.1	74.9	6.0
E1	1069.5	32.6	40.1	2.4	19.5	0.6	216.0	15.6	133.3	15.4
E2	430.0	40.5	34.4	1.2	22.7	0.8	127.4	7.6	102.4	0.9
E3	409.0	30.8	15.5	0.7	15.0	0.4	140.4	9.4	75.8	9.5
E4	281.0	28.9	15.5	1.3	18.6	0.1	107.0	7.5	65.6	4.2
F1	298.9	6.6	19.2	1.0	15.4	1.2	80.4	3.6	66.9	7.6
F2	186.0	18.6	26.1	1.9	18.2	0.5	135.8	2.0	83.4	7.4
F3	117.6	7.3	20.2	0.1	15.7	0.6	112.3	5.0	63.9	1.5
F4	480.9	14.3	34.9	1.6	22.2	0.4	137.3	1.0	96.0	0.8
G1	175.7	0.3	19.2	0.4	18.8	0.9	104.5	10.5	56.0	3.4
G2	117.6	0.5	17.2	0.6	15.5	0.2	58.0	1.6	64.4	5.3
G3	434.0	8.3	51.9	4.1	24.3	0.3	138.9	15.4	117.8	12.7
G4	165.6	8.2	12.1	0.7	12.1	1.0	45.8	2.3	51.0	2.1
H1	516.1	35.3	49.4	0.0	22.8	1.9	170.3	4.0	109.0	7.2
H2	236.4	22.5	27.0	1.4	14.7	1.2	74.3	7.5	65.6	6.0
H3	900.5	18.5	32.6	2.0	18.3	1.0	107.6	8.3	88.3	9.9
H4	168.8	3.7	21.4	0.6	14.5	1.1	64.7	0.4	70.1	5.0
F. M.	72.7	6.8	18.7	0.1	96.2	1.8	85.8	5.9	85.8	5.9
R. M.	295.7	23.1	18.3	0.7	147.7	1.8	91.6	5.4	91.6	5.4

3.4.1 Analisi del mercurio

Dall'analisi del contenuto di Hg nei sedimenti si è registrato un picco nella stazione C4 dove il metallo ha assunto un valore pari a $1791.7 \mu\text{g}/\text{kg} \pm 77.3$ (Fig. 12). Il valore più basso di Hg si è ritrovato invece nella stazione A4 ($68 \mu\text{g}/\text{kg} \pm 1.6$).

La concentrazione di Hg risulta minore nella parte più a nord della laguna, in particolar modo nella stazione A2, A3, A4 e B4 e nel Flumini Mannu. Valori leggermente più alti sono stati registrati nella stazione F3 ($117.6 \mu\text{g}/\text{kg} \pm 7.3$) e G2 ($117.6 \mu\text{g}/\text{kg} \pm 0.5$). Oltre al valore registrato nella stazione C4, da sottolineare sono gli *hotspot* delle stazioni E1 ($1069.5 \mu\text{g}/\text{kg} \pm 32.6$), C3 ($903.3 \mu\text{g}/\text{kg} \pm 41.0$), H3 ($900.5 \mu\text{g}/\text{kg} \pm 18.5$), B1 ($827.0 \mu\text{g}/\text{kg} \pm 5.2$), D3 ($727.0 \mu\text{g}/\text{kg} \pm 21.6$) e H1 ($516.1 \mu\text{g}/\text{kg} \pm 35.3$). Solo le due stazioni E1 e C4 risultano fuori soglia secondo il D. Lgs 152/06.

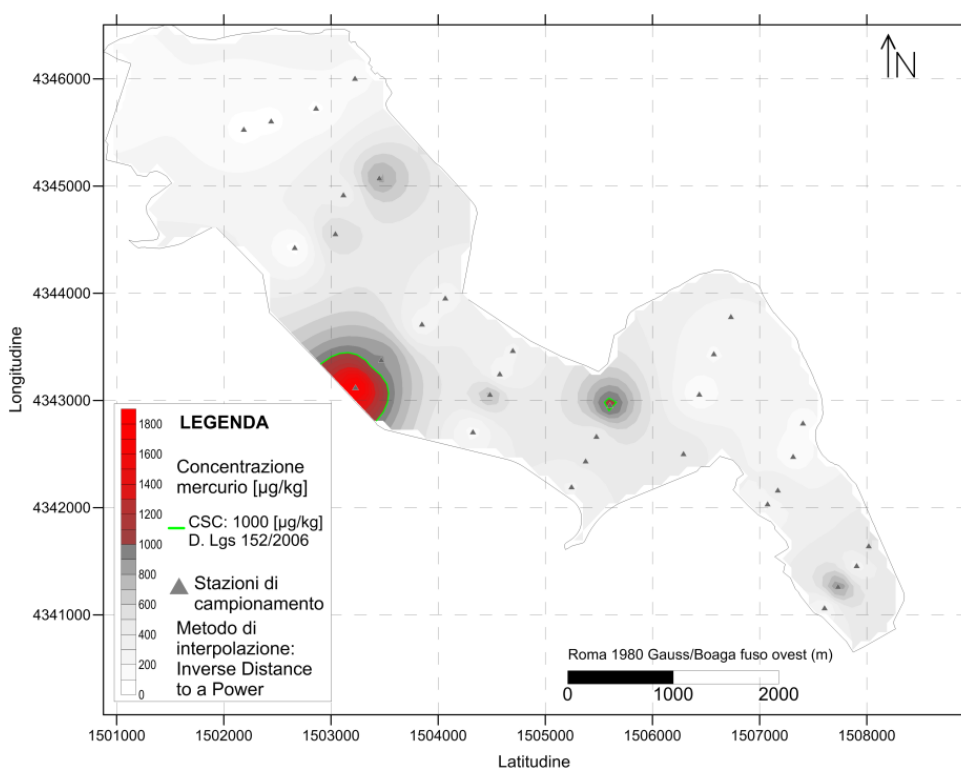


Figura 12. Concentrazione di Hg rinvenute nei sedimenti della laguna di Santa Gilla.

3.4.2 Analisi del cromo

I valori della concentrazione di Cr totale osservati nei sedimenti di Santa Gilla variano da 12.11 mg/kg \pm 0.74 (stazione G4) a 51.89 mg/kg \pm 4.10 (stazione G3) e pertanto si mantengono sempre sotto i limiti di legge (CSC = 150 mg/kg) (Fig. 13). Tuttavia, si può evidenziare un accumulo di Cr nella stazione A1 e nella parte più a sud della laguna e precisamente nella stazione H1 e G3.

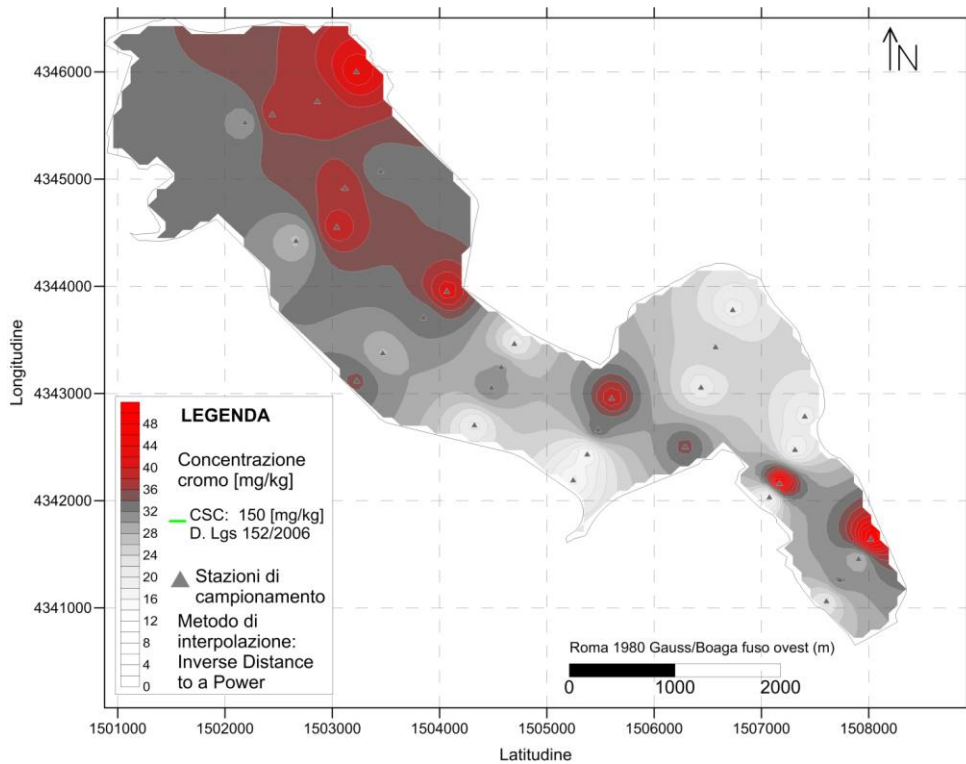


Figura 13. Concentrazione di Cr rinvenute nei sedimenti della laguna di Santa Gilla.

3.4.3 Analisi del nichel

Anche la concentrazione di Ni si mantiene sotto i limiti di legge (CSC = 120 mg/kg) per tutti i punti campionati (Fig. 14). Il valore più alto ($28.82 \text{ mg/kg} \pm 0.13$) si è registrato nella stazione C1 mentre quello più basso ($12.08 \text{ mg/kg} \pm 0.98$) nella stazione G4. Valori leggermente superiori si ritrovano nella zona nord della laguna mentre nella zona sud si mantengono quasi sempre inferiori a 20 mg/kg.

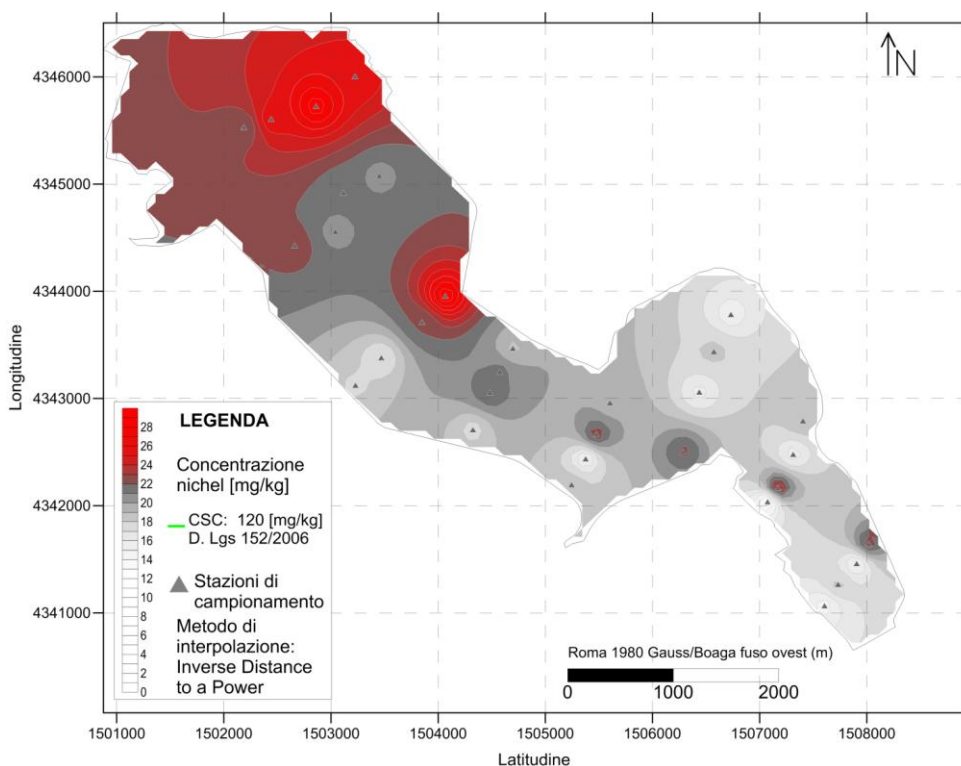


Figura 14. Concentrazione di Ni rinvenute nei sedimenti della laguna di Santa Gilla.

3.4.4 Analisi del piombo

La concentrazione di Pb nei sedimenti di Santa Gilla risulta eccedere i limiti di legge (CSC = 100 mg/kg) in molte stazioni indagate (Fig. 15). La concentrazione di questo metallo nella laguna presenta un *range* da 45.79 mg/kg \pm 2.27 (stazione G4) a 216.03 mg/kg \pm 15.56 (stazione E1). Ben 22 stazioni su 34 presentano valori superiori al CSC di 100 mg/kg stabilito dal D. Lgs 152/06 e solo in 5 stazioni (A2, G2, G4, H2 e H4) la concentrazione di Pb è inferiore a 80 mg/kg, allontanandosi dalla soglia di contaminazione. Questo quadro suggerisce una forte contaminazione da Pb.

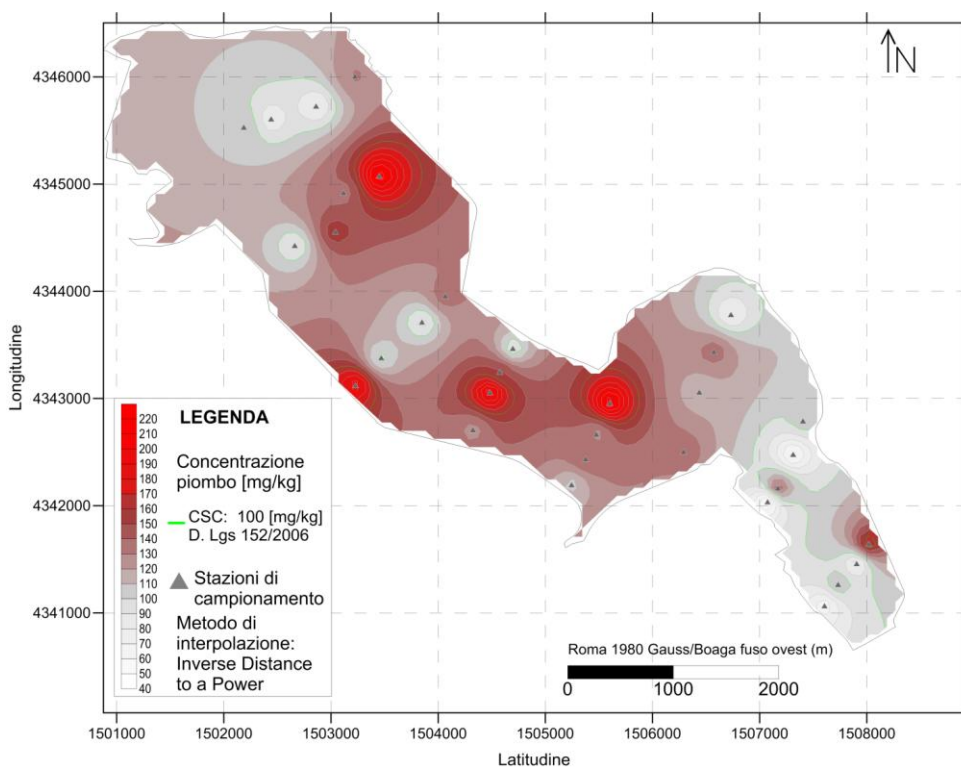


Figura 15. Concentrazione di Pb rinvenute nei sedimenti della laguna di Santa Gilla.

3.4.5 Analisi dello zinco

La concentrazione dello Zn nei sedimenti della laguna presenta valori compresi tra 51.05 mg/kg \pm 2.12 (stazione G4) a 140.10 mg/kg \pm 0.99 (stazione B1) (Fig. 16) che risultano sempre inferiori a 150 mg/kg, soglia di contaminazione. 11 campioni presentano concentrazioni superiori a 100 mg/kg; nello specifico nei campioni provenienti dalle stazioni B1, C1 e E1 si sono registrate concentrazioni prossime alla soglia di contaminazione, raggiungendo rispettivamente i valori di 140.10 mg/kg \pm 0.99, 131.38 mg/kg \pm 12.6 e 133.32 mg/kg \pm 15.4.

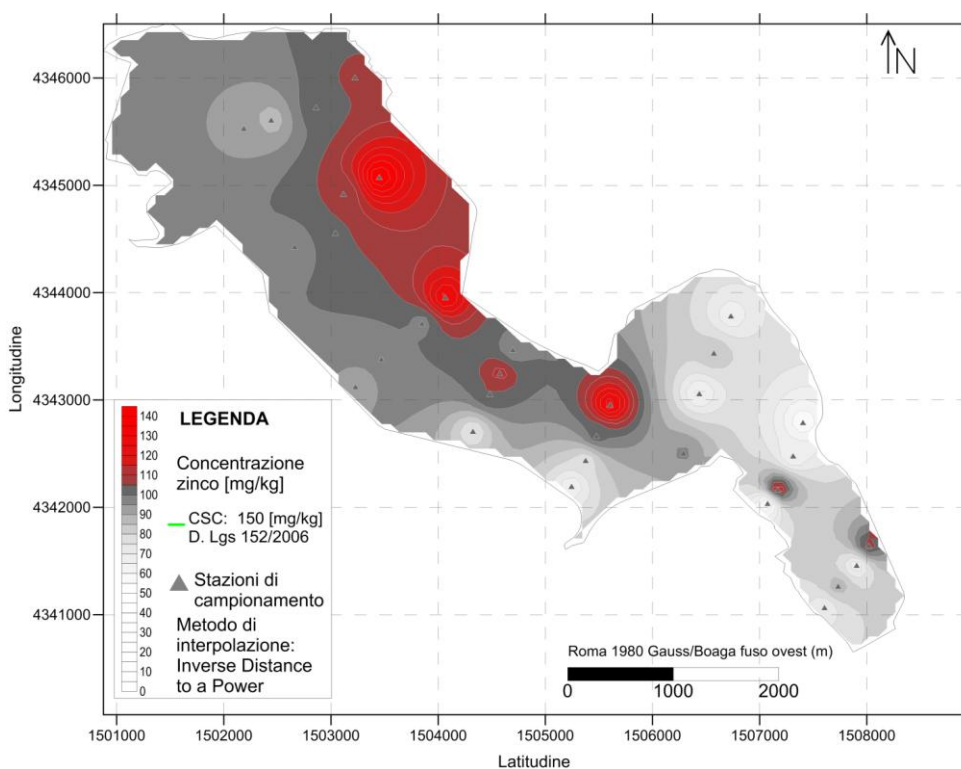


Figura 16. Concentrazione di Zn rinvenute nei sedimenti della laguna di Santa Gilla.

In figura 17 è rappresentato il *Draftsman plot* tra le concentrazioni di metalli rinvenute nelle diverse stazioni indagate, mentre in tabella 9 sono riportati i valori di *Spearman rank correlation* tra le coppie di metalli pesanti ritrovati .

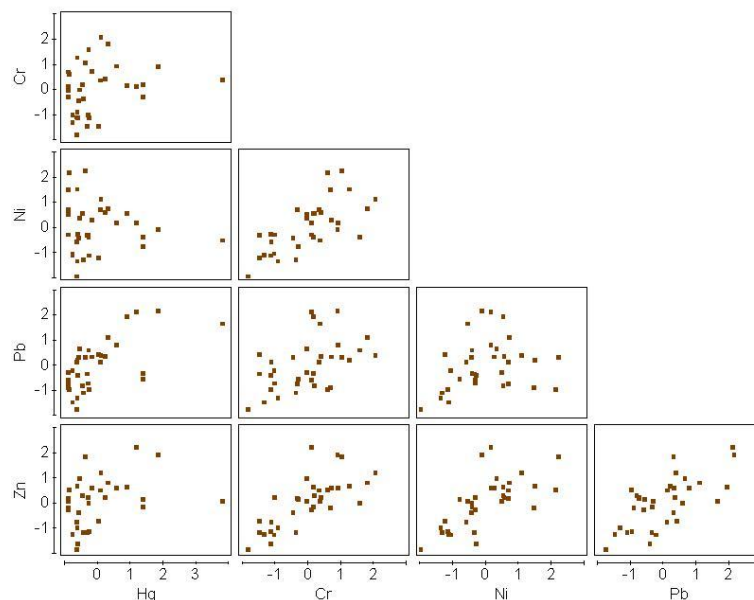


Figura 17. *Draftsman plot* tra le concentrazioni di metalli registrate nelle diverse stazioni.

Tabella 9. Valori di correlazione di Spearman tra i metalli dei sedimenti della laguna di Santa Gilla (*p < 0.05)

	Hg	Cr	Ni	Pb	Zn
Hg					
Cr	0.25*				
Ni	-0.09	0.70*			
Pb	0.64*	0.50*	0.26		
Zn	0.37*	0.74*	0.68*	0.68*	

Si evince che esiste una correlazione statisticamente significativa ($p < 0.05$) tra le concentrazioni di Cr, Ni e Zn (ρ Cr-Ni = 0.70; ρ Cr-Zn = 0.74; ρ Ni-Zn = 0.68). Più bassa ma pur sempre significativa ($p < 0.05$) è la correlazione tra Cr e Pb ($\rho = 0.50$). Diversamente, la correlazione tra Ni e Pb non risulta statisticamente significativa ($p > 0.05$). La distribuzione del Hg è risultata correlata a quella del Pb ($\rho = 0.64$) e più debolmente, sebbene con una significatività $p < 0.05$, al Cr ($\rho = 0.25$) e allo Zn ($\rho = 0.37$).

Dal *cluster* in figura 18 si evidenzia la presenza di 2 gruppi principali con similarità $\leq 60\%$, 3 gruppi principali con similarità $\leq 70\%$ e 6 gruppi secondari con similarità $\leq 80\%$. Come si

può vedere nessun gradiente spaziale è stato messo in risalto ma la concentrazione di metalli segue una distribuzione puntiforme.

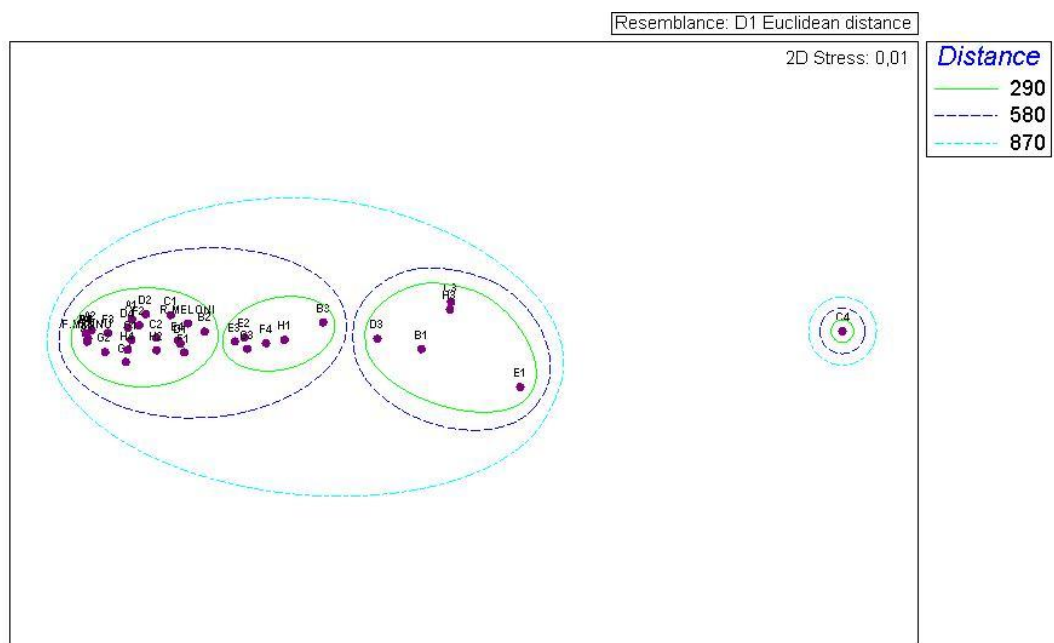


Figura 18. *MDS* dei sedimenti di Santa Gilla in base alla concentrazione di metalli nelle varie stazioni.

3.5 Analisi dei parametri mesologici della colonna d'acqua

3.5.1 Salinità

Come illustrato in figura 19, i valori di salinità si sono mostrati estremamente variabili. In particolare si può notare una generale marcata diminuzione del contenuto salino nei mesi di dicembre e marzo che interessa tutte le stazioni indagate.

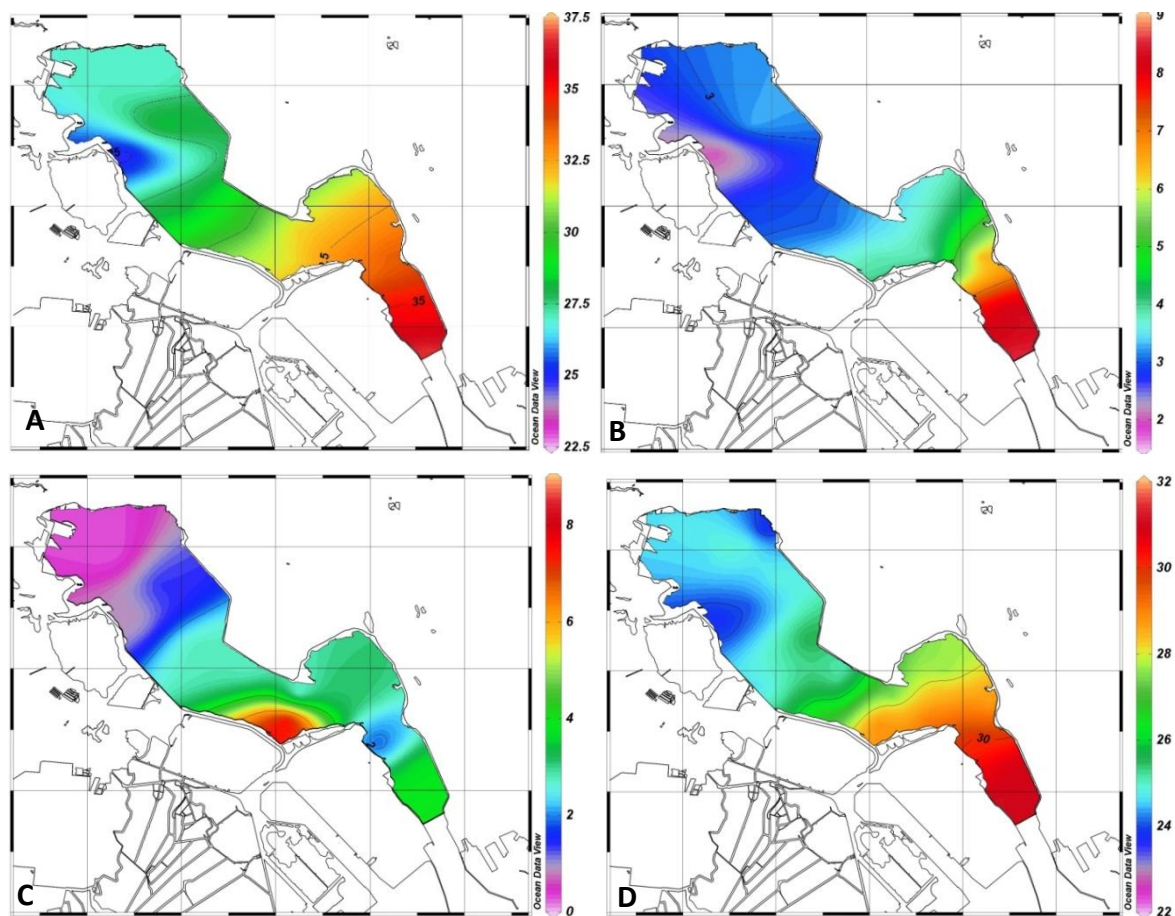


Figura 19. Salinità della colonna d'acqua della laguna di Santa Gilla, durante i mesi di settembre (A), dicembre (B), marzo (C) e giugno (D).

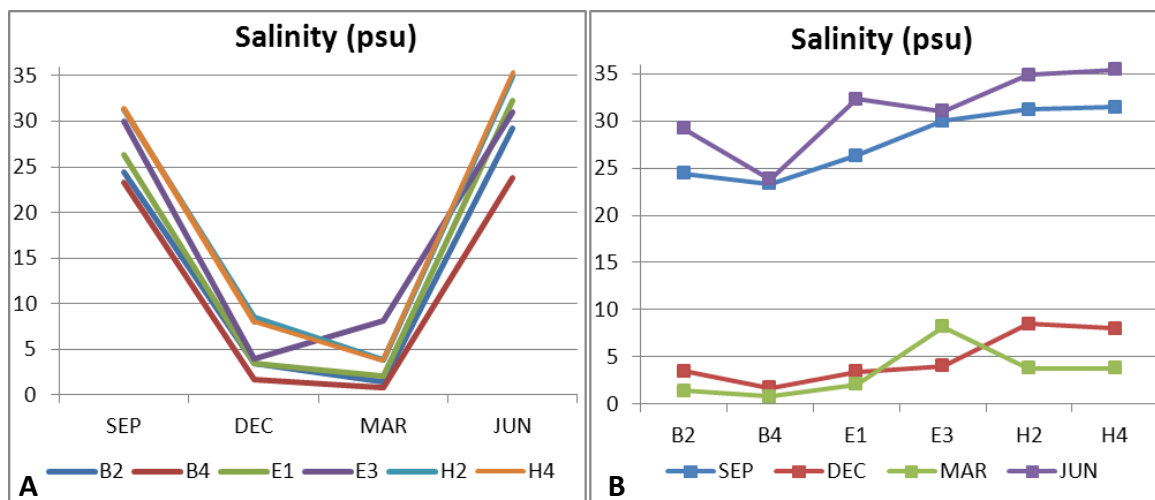


Figura 20. Valori di salinità registrati nelle stazioni B2, B4, E1, E3, H2 e H4, durante i mesi di settembre, dicembre, marzo e giugno

È stato rilevato un gradiente che parte dalle stazioni più a nord, prossime alle immissioni fluviali sino alle stazioni più vicine a bocca mare. Pertanto, la figura 20 descrive come tra le stazioni in cui è stata studiata anche la componente macrozoobentonica (stazioni B2, B4, E1, E3, H2 e H4), quelle che presentano una salinità maggiore in tutti i mesi indagati, sono la stazione H2 e la stazione H4, mentre la stazione B2 e la stazione B4 sono quelle che presentano salinità minore. Le stazioni E1 e E3 mostrano salinità intermedie, fatta eccezione per il mese di marzo in cui la stazione E3 presenta un valore di salinità superiore a quello rilevato nelle stazioni prossime a bocca mare, H2 e H4 (Fig. 20).

3.5.2 Temperatura

Come si può osservare dalla figura 21 anche la temperatura della laguna risulta estremamente variabile in relazione al fattore temporale. Non si può però mettere in evidenza nessun gradiente bensì è possibile notare come nei mesi di dicembre e marzo i valori risultino di gran lunga inferiori a quella degli altri mesi indagati.

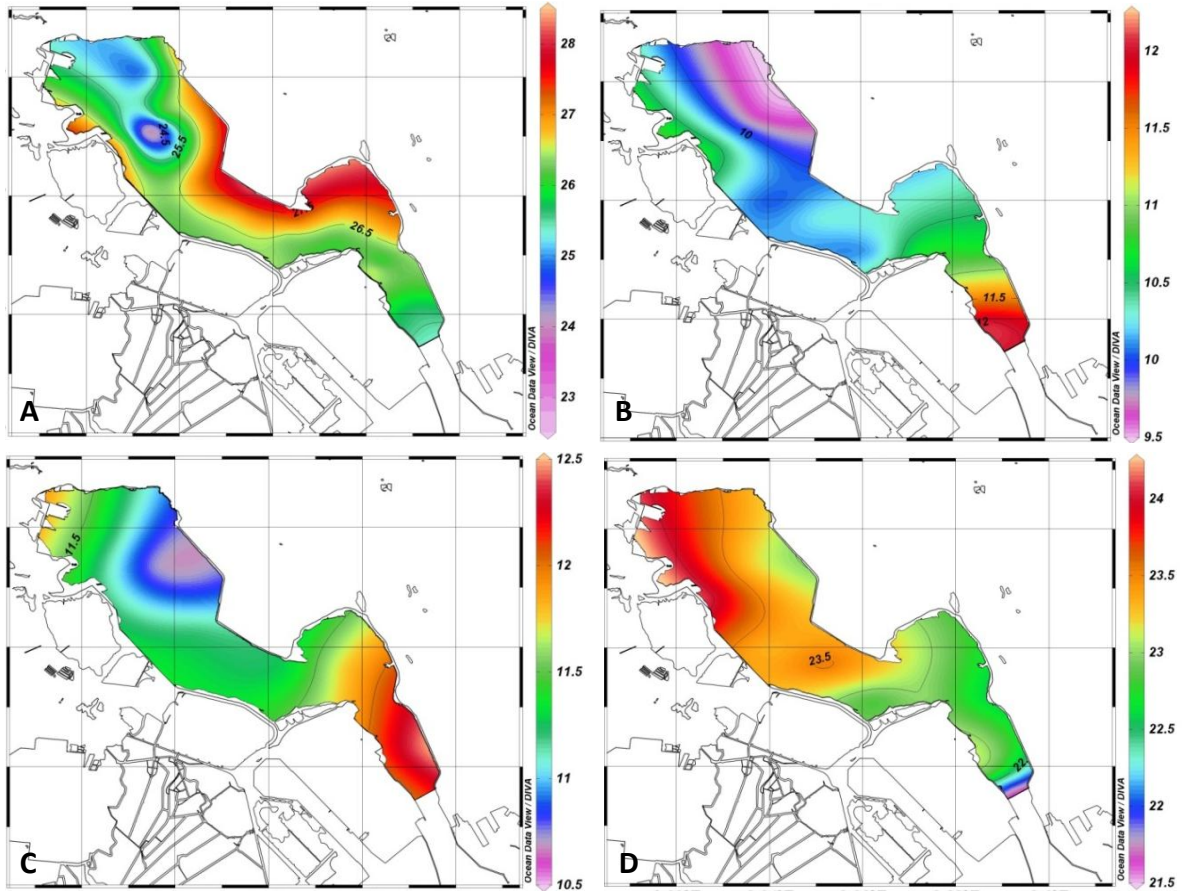


Figura 21. Temperatura della colonna d'acqua della laguna di Santa Gilla, durante i mesi di settembre (A), dicembre (B), marzo (C) e giugno (D).

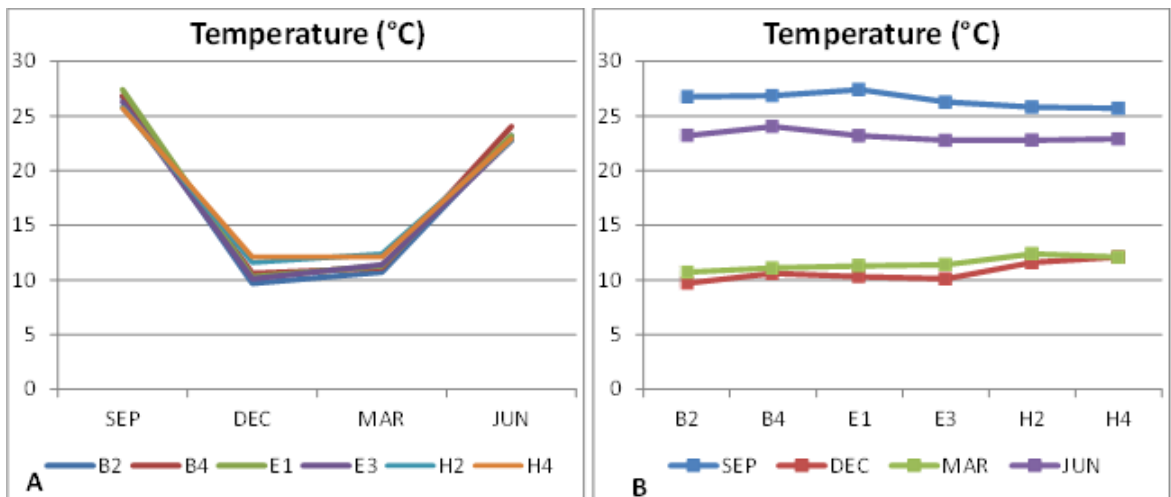


Figura 22. Valori di temperatura registrati nelle stazioni B2, B4, E1, E3, H2 e H4 durante i mesi di settembre, dicembre, marzo e giugno.

Come è possibile osservare dalla figura 22 anche nelle stazioni nelle quali si è approfondita la ricerca riguardante il macrozoobenthos, ossia le stazioni B2, B4, E1, E3, H2 e H4, non vi è un gradiente bensì il fattore temperatura sembrerebbe maggiormente variare in funzione del tempo piuttosto che dello spazio. Anche in questo caso si può osservare come nei mesi di dicembre e marzo ci sia un forte abbassamento delle temperature che interessa l'intera area lagunare.

3.5.3 pH

Osservando la figura 23 si può notare come il pH non segua un gradiente spaziale o temporale. Si può però sottolineare come, anche osservando il quadro generale dell'area di indagine, nel mese di dicembre si siano registrati i valori di pH più bassi.

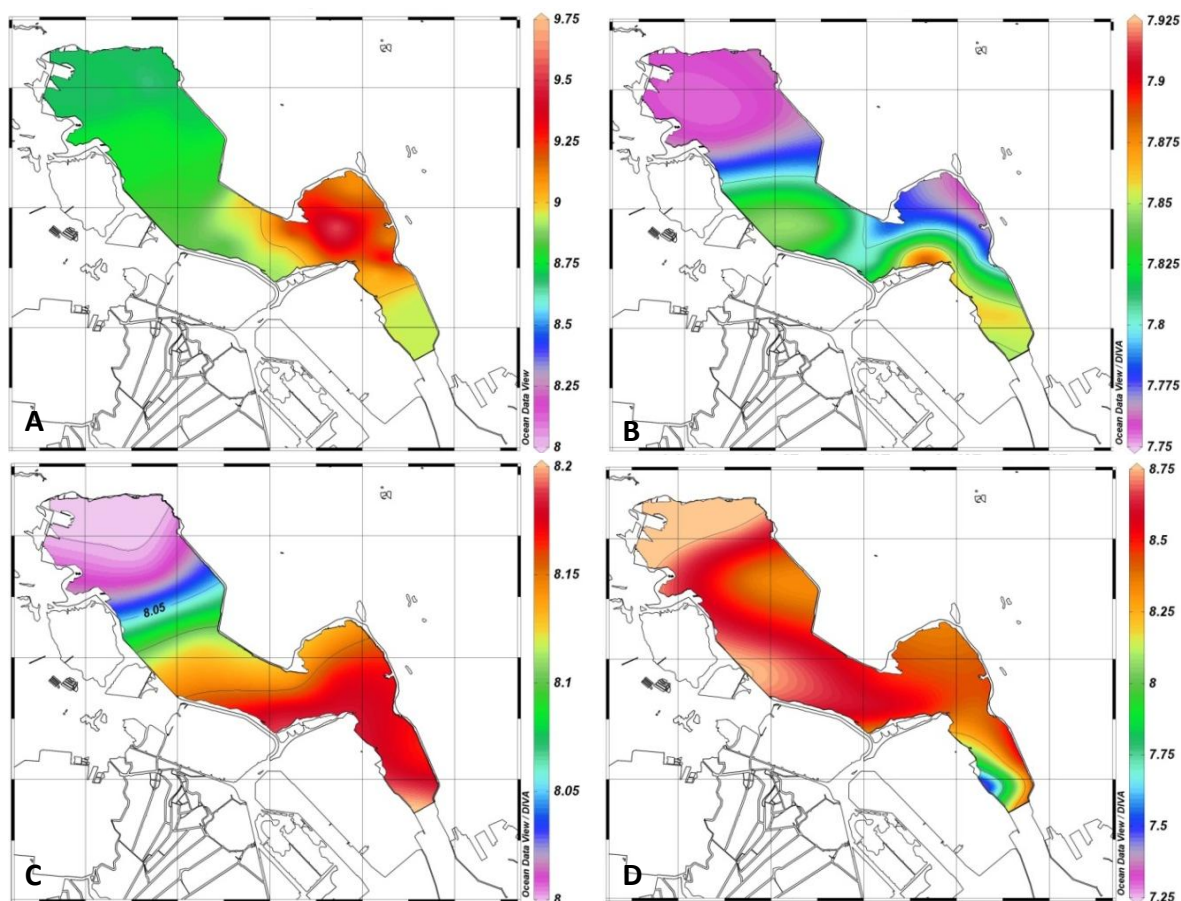


Figura 23. Valori di pH registrati nella laguna di Santa Gilla, durante i mesi di settembre, dicembre, marzo e giugno.

Considerando le sei stazioni B2, B4, E1, E3, H2, H4, i valori del pH oscillano da un massimo di 9.32 (registrato nella stazione E1 nel mese di settembre) ad un minimo di 7.4 (registrato nella stazione H4 nel mese di giugno) (Fig. 24). Si possono marcare valori di pH maggiori nel mese di settembre, seguiti da quelli registrati nel mese di giugno (eccetto nella stazione H2 dove si è registrato un valore di pH pari a 7.4), da quelli riportati nel mese di marzo e infine quelli rinvenuti nel mese di dicembre che sono risultati essere i più bassi.

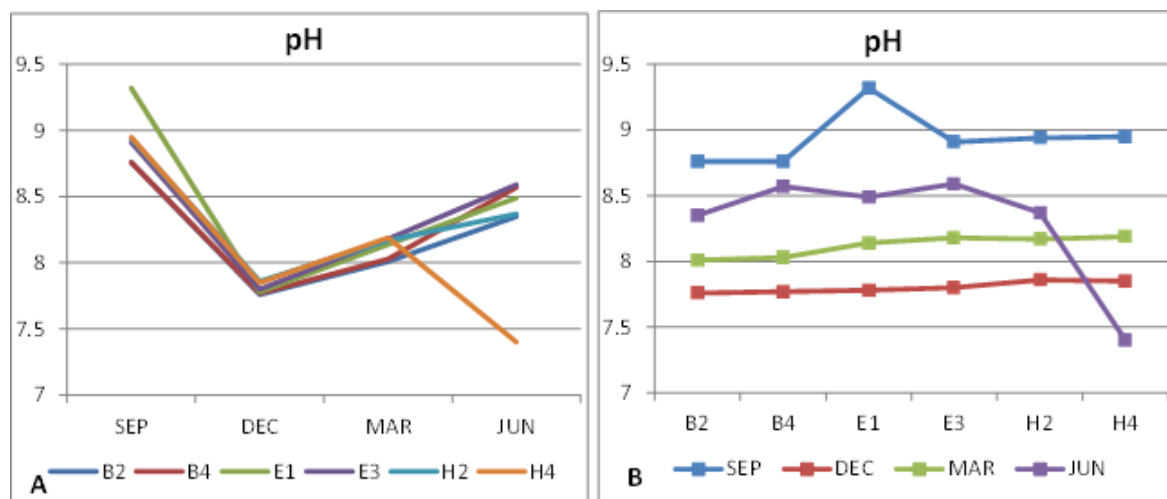


Figura 24. Valori di pH registrati nelle stazioni B2, B4, E1, E3, H2 e H4, durante i mesi di settembre, dicembre, marzo e giugno.

3.5.4 Ossigeno disciolto

In figura 25 e in figura 26 sono rappresentate graficamente le concentrazioni di ossigeno disciolto espresse in mg/L e % sat, nell'area indagata di Santa Gilla. I valori di questo parametro variano da 4.83 mg/L (67.7 %sat) a 11.59 mg/L (170.9 %sat).

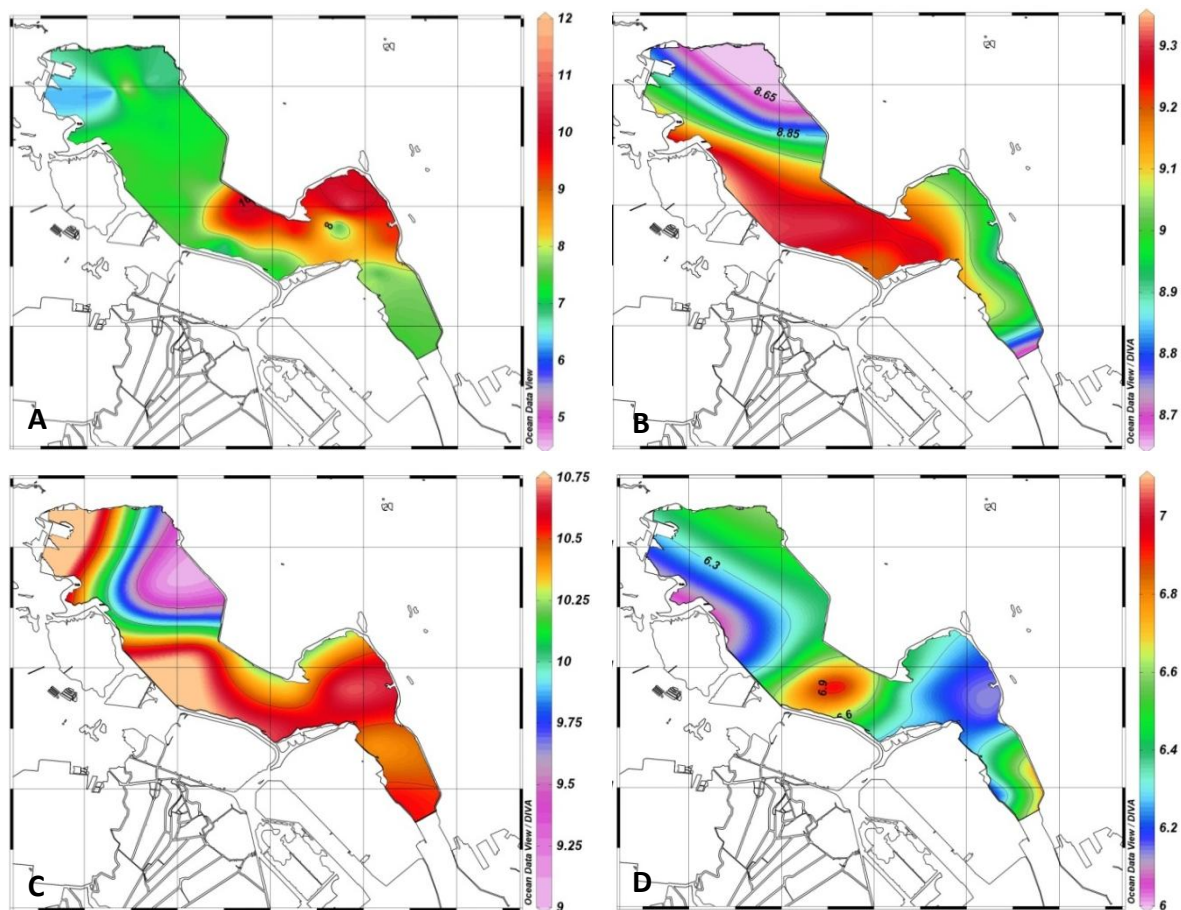


Figura 25. Ossigeno disciolto (mg/L) registrato nella laguna di Santa Gilla, durante i mesi di settembre (A), dicembre (B), marzo (C) e giugno (D).

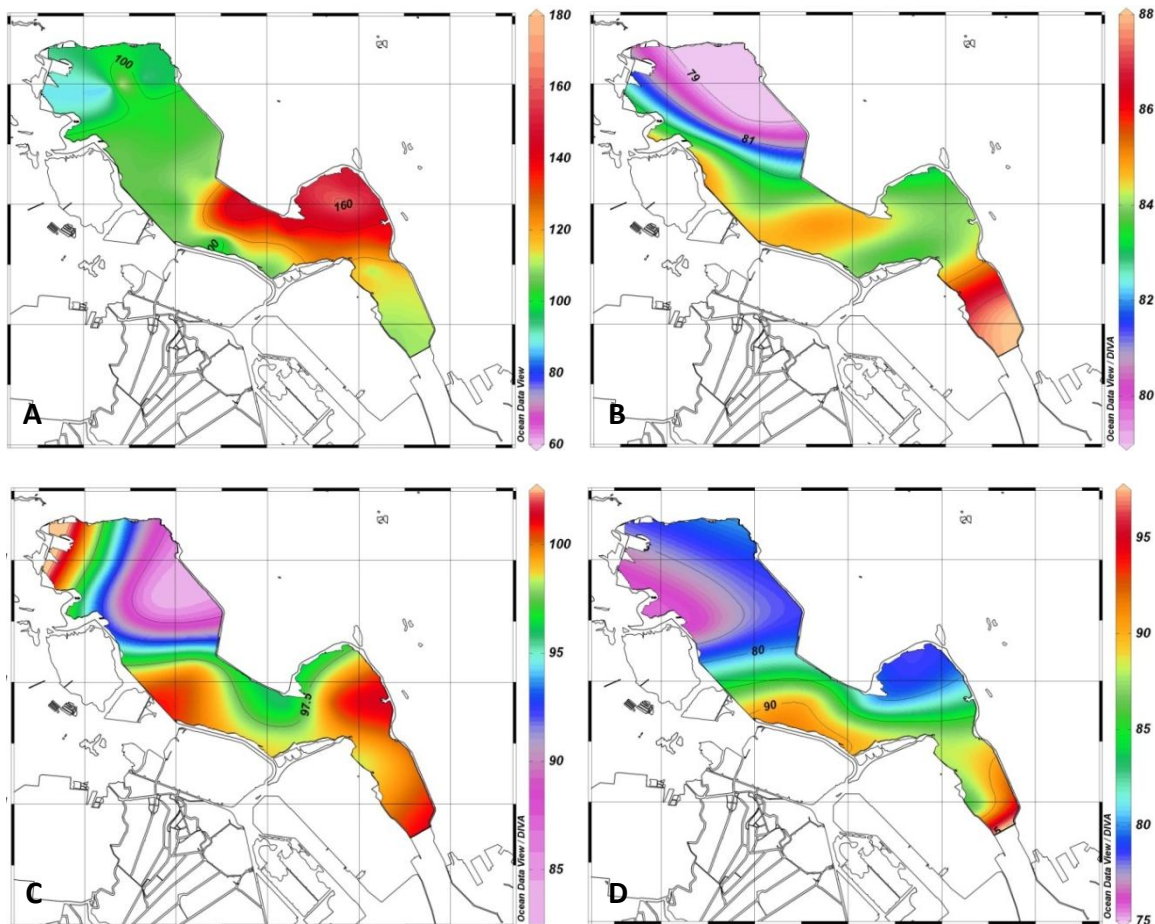


Figura 26. Ossigeno disciolto (% saturazione) registrato nella laguna di Santa Gilla, durante i mesi di settembre (A), dicembre (B), marzo (C) e giugno (D).

Riponendo l'attenzione sulle stazioni B2, B4, E1, E3, H2 e H4, si può constatare come in tutte le stazioni la concentrazione di ossigeno disciolto risulti più alta nel mese di marzo, seguita dai valori rinvenuti nel mese di dicembre, nel mese di settembre (fatta eccezione per la stazione E1 nella quale in questo dato mese si è registrato un valore di 10.3 mg/L) e nel mese di giugno (Fig. 27).

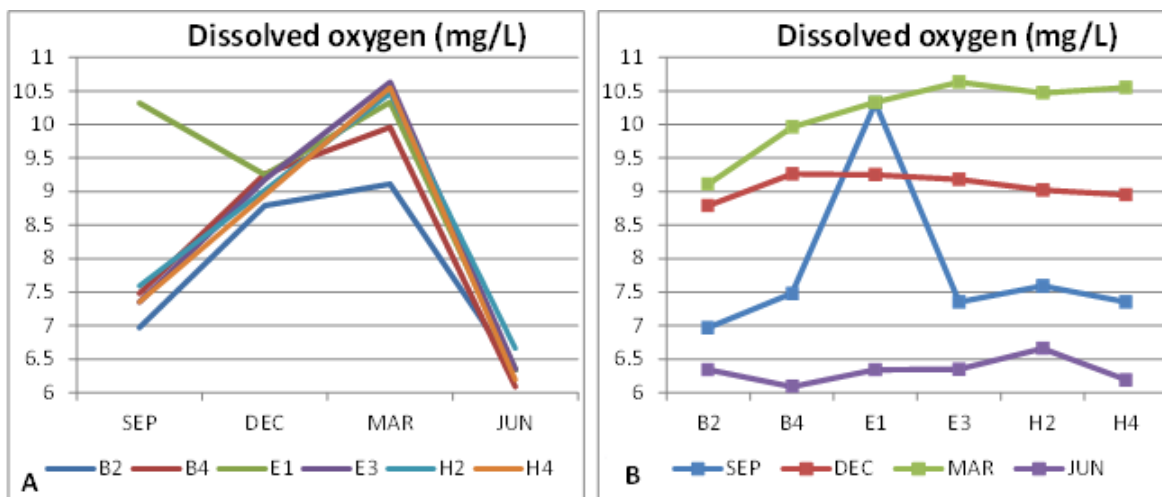


Figura 27. Valori di ossigeno disciolto (mg/L) rilevati nelle stazioni B2, B4, E1, E3, H2 e H4, durante i mesi di settembre, dicembre, marzo e giugno.

Per quel che concerne la percentuale di saturazione invece i valori maggiori, si sono registrati nel mese di settembre (Fig. 28). Valori intermedi si sono registrati nel mese di marzo mentre i valori più bassi si sono riscontrati durante i rilevamenti nei mesi di dicembre e giugno.

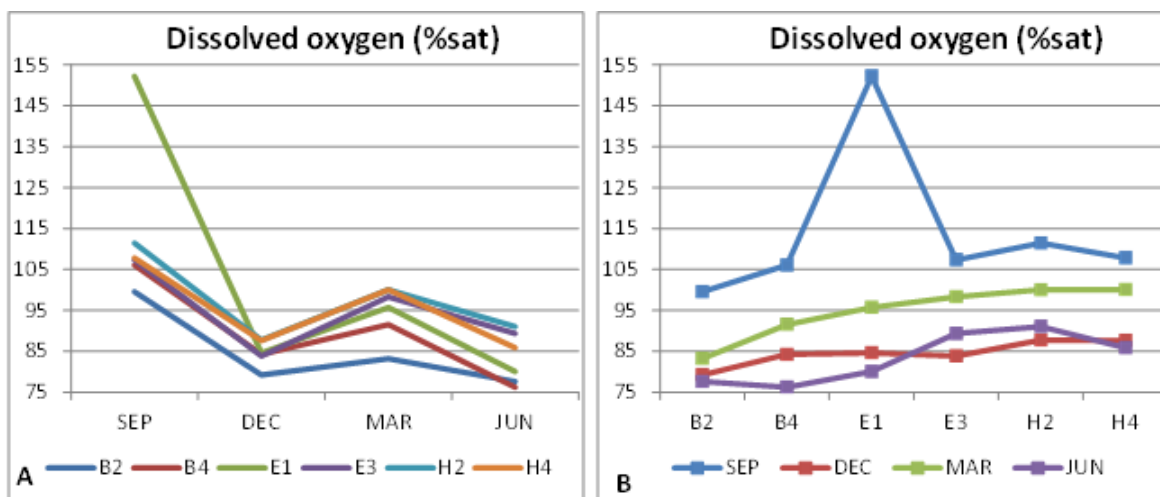


Figura 28. Valori di ossigeno disciolto (% saturazione) rilevati nelle stazioni B2, B4, E1, E3, H2 e H4 durante i mesi di settembre, dicembre, marzo e giugno.

In tabella 10 sono riportati i valori di correlazione di Spearman tra coppie di variabili ambientali. Una forte correlazione positiva è stata riscontrata tra la conducibilità e la salinità ($\rho = 0.81$), tra temperatura e salinità ($\rho = 0.72$), tra temperatura e conducibilità ($\rho = 0.89$) e tra pH e conducibilità ($\rho = 0.75$). La concentrazione di ossigeno disciolto (OD in mg/L) risulta invece negativamente correlato alla salinità ($\rho = -0.72$).

Tabella 10. Valori del coefficiente di Spearman calcolato tra coppie di parametri della colonna d'acqua (*p < 0.05).

	Temperature	Conductivity	Salinity	pH	OD (mg/L)	OD (% sat)
Temperature						
Conductivity	0.89*					
Salinity	0.72*	0.81*				
pH	0.84*	0.75*	0.55			
OD (mg/L)	-0.48*	-0.61	-0.72*	-0.25		
OD (% sat)	0.52*	0.38	0.20	0.62	0.34*	

In figura 29 è illustrato il *biplot* dell'analisi PCA, analisi delle componenti principali.

La prima componente principale (PC1) spiega il 69.0% (*eigenvalue* 5.14) della variabilità. A questa componente principale contribuisce la conducibilità (-0.475), la temperatura (-0.452) e la salinità (-0.452).

La seconda componente spiega invece il 25.6% (*eigenvalue* 1.54) della variabilità. Le variabili che contribuiscono maggiormente a questa componente sono l'ossigeno disciolto in mg/L (-0.598) e la percentuale di saturazione di ossigeno (-0.680).

Si può osservare come anche l'analisi della PCA evidenzi una complessiva distribuzione temporale piuttosto che spaziale (Fig. 29).

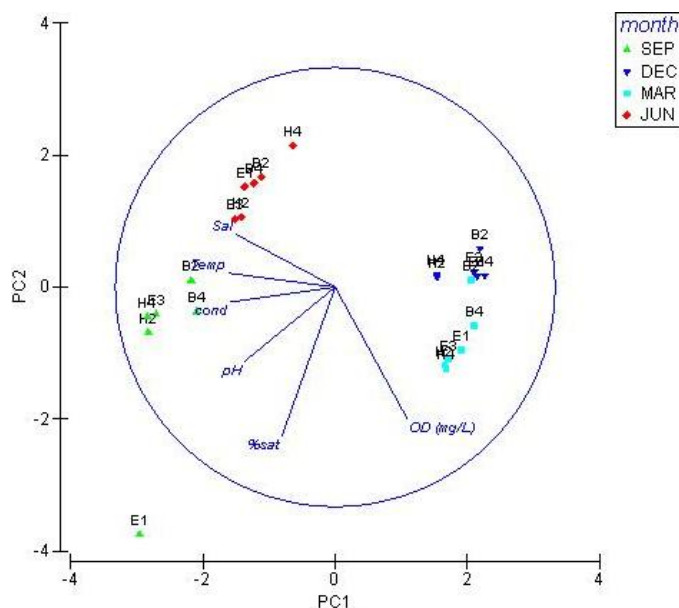


Figura 29. Analisi delle componenti principali delle variabili ambientali studiate.

4 CONCLUSIONI

Le misurazioni effettuate hanno permesso di ottenere un quadro generale riguardante differenti parametri ascrivibili al sedimento e alla colonna d'acqua.

L'analisi della granulometria ha messo in evidenza come i sedimenti siano prevalentemente fangosi, in accordo con i risultati esposti da Frontalini *et al.* (2009), benché esistano due importanti gruppi. Il primo è costituito dai sedimenti influenzati maggiormente dagli apporti fluviali e quindi quelli degli stessi fiumi (Rio Meloni e Flumini Mannu), quelli del transetto A e quelli delle stazioni B4, C1, G3 e H1. Il secondo gruppo è costituito invece dalla restante parte lagunare, caratterizzata da una maggiore composizione percentuale della tessitura sabbiosa.

La granulometria è una proprietà fisica fondamentale dei sedimenti che viene utilizzata per indagare in modo indiretto le condizioni dinamiche di trasporto e deposizione dei sedimenti (McLaren & Bowel, 1985) e analizzando il *sorting coefficient* si è visto che in generale la laguna è caratterizzata da una bassa omogeneità dei sedimenti legata plausibilmente ad un idrodinamismo esiguo. A ciò potrebbe essere legata anche una maggior concentrazione di inquinanti.

Per quel che concerne la distribuzione della sostanza organica, questa presenta generalmente concentrazioni nettamente inferiori a quelle rinvenute in altre lagune Mediterranee come la Sacca del Goro (Nizzoli *et al.*, 2005) e la laguna di Orbetello (Lenzi, 1992). Questa differenza è stata precedentemente sottolineata da Frontalini *et al.* (2009), indicando la riduzione degli afflussi dei tributari come principale motivazione.

La distribuzione della materia organica risulta eterogenea probabilmente per effetto, oltre ovviamente della distanza dalle fonti di inquinamento, della granulometria del sedimento e dell'idrodinamismo. Infatti i processi idrodinamici rimuovono, distribuiscono, canalizzano e trasferiscono la materia organica disponibile attraverso il biota (Emerson 1990, Sarà *et al.*, 2006).

Nonostante questa eterogeneità si può comunque riscontrare un contenuto medio di materia organica maggiore in prossimità della bocca mare. Questo può essere derivato dagli *input* eutrofici provenienti dall'area portuaria (Serra, 1984) o ancora potrebbe essere relazionato all'allevamento di mitili presente in quest'area. Infatti da questi allevamenti ne deriva un'intensa biodeposizione di materia organica nei sedimenti sottostanti (Christensen *et al.*, 2003; Grant *et al.*, 1995; Nizzoli *et al.*, 2005).

Il metodo LOI%, utilizzato in questo studio, nonostante sia un approccio approssimativo e semplice (Tagliapietra *et al.*, 1998), è ampiamente valutato per studi ecologici di questo tipo e restituisce dei valori relativi alla percentuale totale della materia organica, attraverso i quali è possibile valutare un'eventuale relazione con la distribuzione della comunità macrozoobentonica.

L'analisi della concentrazione di metalli ha messo in evidenza una contaminazione da piombo e, seppur con un'entità inferiore, da mercurio. Questa contaminazione era stata precedentemente segnalata da differenti autori (Cottiglia *et al.*, 1977; Contu *et al.*, 1985; Battiston *et al.*, 1988; Degetto *et al.*, 1997; ARPAS, 2006; Frontalini *et al.*, 2009). Sin dalla fine degli anni '70 i monitoraggi misero in evidenza una contaminazione allarmante ed è per questo che nel 1986 si diede il via a un "*restoration plan*" per bonificare l'area e soprattutto la zona più inquinata che risultava essere quella in prossimità dell'impianto cloro-soda sul versante occidentale della laguna (Degetto *et al.*, 1997). Nonostante la bonifica, recentemente, Frontalini *et al.* (2009) e ARPAS (2006) hanno confermato la contaminazione chimica. Per quanto riguarda la contaminazione da Hg i dati presentati in questo lavoro sono risultati superiori ai limiti di legge D. Lgs. 152/06 per due stazioni, la stazione C4 e la stazione E1.

Frontalini *et al.* (2009) e ARPAS (2006) avevano precedentemente evidenziato una contaminazione da Hg in prossimità del vecchio impianto cloro-soda (in prossimità della stazione C4) ma non avevano rilevato alte concentrazioni del metallo in prossimità della corrispondente stazione E1, ossia in prossimità degli scarichi aeroportuali.

Per quel che riguarda la contaminazione da Pb, il presente lavoro ha messo in evidenza un inquinamento che interessa l'intera laguna. Infatti, 22 stazioni su 34 hanno presentato concentrazioni di Pb eccedenti la CSC di 100 mg/kg. Questa situazione, è stata riscontrata anche da Frontalini *et al.* (2009) e ARPAS (2006), seppur entrambi questi lavori riportino una più bassa concentrazione di Pb nella parte sud della laguna. Inoltre, sia per Frontalini *et al.* (2009) che per ARPAS (2006) alcune zone della laguna sarebbero influenzate anche da un inquinamento da Zn, non riscontrato però con il presente lavoro.

Per quel che concerne i parametri della colonna d'acqua, si può osservare come nei mesi di dicembre e marzo ci sia un forte abbassamento della salinità corrispondente con tutta probabilità all'aumento degli apporti fluviali, correlato a sua volta a un'esclusiva piovosità che ha caratterizzato lo stesso periodo (secondo i dati di Precipitazioni del Dipartimento Specialistico Regionale IdroMeteoClimatico, ARPAS). Difatti, i fattori da cui dipende la concentrazione ionica sono diversi e tra questi, il tasso di evaporazione, il mescolamento, le condizioni meteorologiche, l'apporto di acqua dolce soprattutto a carico delle precipitazioni, cui può rispondere repentinamente con notevoli variazioni anche nel breve tempo (Cognetti *et al.*, 2004). Si può ad ogni modo rimarcare un gradiente di salinità dalle stazioni prossime agli affluenti verso la porzione lagunare che si affaccia nel golfo.

La temperatura, al contrario, non segue un gradiente spaziale bensì temporale, probabilmente correlato anche alle correnti e alle maree che regolano il rinnovo delle acque della laguna. La temperatura, infatti, soprattutto in ambienti di transizione può variare in un arco di tempo estremamente breve, in relazione a fattori meteorologici (Cognetti *et al.*, 2004).

Ancora, l'ossigeno è un fattore importante che concorre a influenzare la vita sia nella colonna d'acqua sia nel sedimento con cui si interfaccia (Cognetti *et al.*, 2004). Nella laguna di Santa Gilla, nel mese di settembre si rileva una generale condizione di sovrasaturazione.

La solubilità dell'ossigeno è un fattore correlato alla temperatura dell'acqua (Henry, 1803) e a questo può essere legata la percentuale di saturazione registrata proprio nel mese di settembre. Può essere altresì legato al ricambio d'acqua, al vento, alla salinità così come alla maggior produzione della sostanza organica attraverso la fotosintesi, con produzione di ossigeno rispetto al degrado della stessa con la respirazione.

Ciascuno di questi parametri è importante nell'influenzare la distribuzione della comunità bentonica e pertanto per verificarne una correlazione statisticamente significativa con la sua distribuzione si necessitano ulteriori studi orientati verso un approccio multivariato.

IV Caratterizzazione della Componente Macrozoobentonica

1 INTRODUZIONE

Il macrozoobenthos di fondo molle è soggetto a diverse fonti di disturbo, siano esse di origine naturale o antropica (Occhipinti-Ambrogi *et al.*, 2005).

In particolare, le acque di transizione, come le lagune costiere, a causa della loro posizione tra mare e terra, spesso risultano essere profondamente influenzate da grandi quantità di nutrienti organici e minerali derivati da reflui urbani, agricoli e industriali. Come conseguenza, i popolamenti bentonici rispondono allo stress ambientale modificando la loro struttura di comunità (ad esempio variando il numero di specie, l'abbondanza, la biomassa e la struttura trofica) e gli indici derivati (ad esempio indici di diversità). Per la sua importante capacità di risposta a diversi fattori, il macrozoobenthos è una delle comunità più importanti di idrobionti per la valutazione dello stato ecologico di un corpo idrico ed è ampiamente usato nella bioindicazione in ambienti marini e di transizione (Bilyard, 1987; Gibson *et al.*, 2000). La sua conoscenza approfondita è pertanto un prerequisito per poter valutare gli ecosistemi e gestire in modo sostenibile e adeguato gli stessi (Ludovisi *et al.*, 2013).

Lo studio sulle macrozoobenthos della laguna di Santa Gilla (Cagliari, Sardegna sud) è scarso e la conoscenza è limitata, dal momento che sono disponibili al momento solo pochi e incompleti dati. Infatti, gli studi precedenti a questo lavoro di tesi sono stati effettuati essenzialmente sui *taxa* Crustacea (Porcu *et al.*, 1983) e Polychaeta (Carrada, 1986) e sono comunque ricerche effettuate nel periodo che precede il piano di risanamento, come nel caso delle indagini condotte da Cottiglia negli anni '70 (Cottiglia *et al.*, 1973). Molti gruppi tassonomici inoltre rimangono ancora sconosciuti.

Considerando questa mancanza di informazioni recenti e complete, lo scopo di questo studio è quello di fornire dati riguardanti la composizione specifica della comunità macrozoobentonica in relazione alle variazioni spazio-temporali.

2 MATERIALI E METODI

Dopo la preparazione e lo smistamento degli individui rinvenuti in ogni campione, secondo le modalità descritte nel capitolo II “Area di studio e campionamento”, gli esemplari sono stati identificati sino al livello tassonomico più basso (LPT), utilizzando un stereomicroscopio SMZ-1500 (7-40 x) equipaggiato di un oculare addizionale opzionale e un microscopio Olympus CX41 (100-1000 x). Per questa fase ci si è serviti di tavole dicotomiche e lavori scientifici (Fauvel, 1923; Fauvel, 1927; Bianchi, 1981; Torelli, 1982; Cottiglia, 1983; Castelli, 1987; Fisher *et al.*, 1987; Poutiers, 1987; Costa *et al.*, 2009; Riedl, 2010; Parapar, 2012).

In particolare, per i policheti e gli anfipodi, parte dell’identificazione a livello specifico è stata eseguita presso i laboratori del Dipartimento di Biologia, sezione di Zoologia, dell’Universidad Autónoma de Madrid.

Gli esemplari di ogni campione sono stati contati con l’aiuto di un contatore meccanico suddividendoli in base alla specie o al *taxa*. È stato quindi calcolato il numero di individui (N) e di specie (S) per ogni campione e sono state computate le percentuali delle diverse specie e dei diversi *phyla* nelle 6 stazioni e nei 4 mesi campionati. A partire da questi dati sono stati poi costruiti dei grafici che riassumono la distribuzione della comunità a livelli spaziali differenti.

Per testare le differenze tra le varie percentuali dei *taxa* nelle varie stazioni e nei vari mesi si è utilizzato un test di verifica dell’ipotesi, il test del chi quadro (χ^2) con il *software* PAST 3.04 (Hammer *et al.*, 2001) scegliendo come livello di significatività $p = 0.05$. Si tratta di un test statistico non parametrico atto a verificare se i valori di frequenza ottenuti tramite rilevazione, siano diversi in maniera significativa dalle frequenze ottenute con la distribuzione teorica.

I dati biotici relativi all’abbondanza della componente macrozoobentonica sono stati poi sottoposti a una serie di analisi univariate e multivariate attraverso l’utilizzo del *software* Primer v 6 (Clarke & Gorley, 2006).

Tra le analisi univariate sono stati applicati diversi indici di diversità, utili per avere un’informazione spazio-temporale generale sintetica circa la distribuzione della comunità:

- Indice di diversità specifica (Shannon & Weaver, 1949): questo indice può avere valori compresi tra 0 e $+\infty$, tiene conto sia del numero delle specie, sia di come gli individui siano ripartiti tra queste. Risulta uguale a 0 quando tutti gli individui

appartengono ad un'unica specie e pertanto quando la diversità è nulla. L'indice di Shannon è direttamente proporzionale al numero di specie e raggiunge teoricamente il massimo valore quando tutte le specie presentano un ugual numero di individui, quando cioè nessuna specie domina sulle altre:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log p_i$$

dove p_i rappresenta il rapporto tra numero di individui della specie e il numero di individui del campione ed s è il numero di specie.

- Indice di equiripartizione o di “*evenness*” (Pielou, 1966): questo indice prende in considerazione la distribuzione degli individui nell'ambito delle varie specie che compongono la comunità. Il suo valore è compreso tra 0 e 1. Il valore dell'indice è uguale a 1 quando tutte le specie sono presenti con la stessa abbondanza, mentre tende a 0 quando è presente solo una specie abbondante.

La formula può essere così espressa:

$$J = \frac{H'}{\log_2 S}$$

dove H' è il valore dell'indice di Shannon & Weaver e S è il numero di specie.

- Indice di dominanza (Simpson, 1949): questo indice presenta un andamento inverso rispetto all'indice di “*evenness*” e misura la valenza di poche specie nella comunità. Un alto valore significa che poche specie hanno il monopolio delle risorse.

L'indice è descritto dalla seguente espressione:

$$D = - \log \frac{\sum_j N_j(N_j - 1)}{N(N - 1)}$$

dove N è il numero totale degli individui e N_j è il valore d'importanza di ogni specie.

- Indice di ricchezza specifica (Margalef, 1957): questo indice prende in considerazione il rapporto tra numero di specie totali e il numero totale di individui in una comunità. Il suo valore è direttamente proporzionale al numero di specie presenti nel campione e risulterà pertanto basso per una comunità poco strutturata e povera di specie.

$$D = S - 1/\log N$$

dove S è il numero di specie e N è il numero totale di individui.

Col termine analisi multivariata si indica quell'insieme di metodi statistici usati per analizzare in modo simultaneo più caratteri (Marchetti, 1997). In particolare quest'analisi comprende una serie di metodologie che permettono di sintetizzare un intero insieme di dati, limitando la perdita di informazioni, e riuscendo a mettere in evidenza le strutture intrinseche e le relazioni significative. L'analisi multivariata comprende tecniche di ordinazione e tecniche di classificazione, entrambe generalmente basate sulla costruzione di matrici triangolari di similarità e/o distanze.

La classificazione gerarchica (*hierarchical cluster analysis*) comprende quelle tecniche numeriche che hanno lo scopo di riunire in gruppi le variabili o le stazioni basandosi sulla loro somiglianza o correlazione in modo tale che la similarità sia direttamente proporzionale alla vicinanza dei gruppi.

Al fine di effettuare la *cluster analysis* nei campioni di Santa Gilla, i dati della comunità sono stati prima trasformati con una radice quarta (*fourth root*) in modo tale da ridurre il peso delle specie dominanti e risaltare l'importanza delle specie rare. Questa trasformazione risulta il giusto compromesso tra perdita d'informazione e mantenimento della struttura distribuzionale delle specie (Sommerfield & Clarke, 1997). È stata successivamente calcolata una matrice di similarità a coppie utilizzando la *Bray Curtis similarity* (Bray & Curtis, 1957). Questo coefficiente è stato indicato da diversi autori come adatto per lo studio di comunità bentoniche (Field *et al.*, 1982; Clarke & Warwick, 1994; Clarke & Gorley, 2006, Clarke *et al.*, 2006) in quanto ben conserva la "distanza ecologica" delle comunità indagate. Per ottenere infine il dendrogramma si è applicato alla matrice di similarità l'algoritmo di classificazione gerarchica.

Ai dati della comunità bentonica è stata poi applicata un'analisi MDS, *MultiDimensional Scaling*. Si tratta di una tecnica di ordinamento che come tale ha lo scopo di rappresentare la distribuzione dei dati in uno spazio ridotto creato da un diagramma cartesiano a due o tre assi. Come l'analisi dei *cluster* anche la MDS si basa su una matrice di similarità che per il presente lavoro è stata creata sfruttando la similarità di *Bray Curtis*.

È stato poi applicato il test ANOSIM (*ANalysis Of SIMilarities*), una procedura non parametrica di interferenza statistica che consente di verificare se le differenze tra due o più gruppi (definiti a priori) di osservazioni multivariate siano significative o no (Clarke, 1993). Questo test si applica a una matrice di dissimilarità e si basa sul calcolo di R così espresso:

$$R = \frac{r_b - r_w}{N(1 - N)/4}$$

dove r_w è il rango medio di dissimilarità intra-gruppo, r_b è il rango medio di dissimilarità inter-gruppo e N è la dimensione della matrice esaminata. Un R positivo può essere tradotto con una maggior distanza inter-gruppo rispetto a una intra-gruppo. Per verificare poi la significatività del test si confronta il valore R osservato con una distribuzione dei valori della stessa statistica ottenuti attraverso una permutazione casuale della matrice analizzata. Se R osservato è maggiore del 95% dei valori ottenuti tramite la permutazione allora il test può dirsi significativo.

Ancora, la matrice di dati è stata sottoposta all'analisi SIMPER (*SIMilarity PERcentage breakdown*) che permette di analizzare la dissimilarità media dei campioni o delle stazioni appartenente ai diversi gruppi (anche in questo caso definiti a priori) e fornire un dato sul contributo parziale che ogni specie dona alla dissimilarità totale. Anche per questa analisi si è proceduto al pretrattamento della matrice attraverso una radice quarta e al calcolo della matrice triangolare di similarità attraverso la *Bray Curtis similarity*.

3 RISULTATI

3.1 Descrizione della comunità

Complessivamente, sono stati rinvenuti 16910 individui appartenenti a 6 *phyla* (Anellida, Arthropoda, Mollusca, Echinodermata, Cnidaria e Nemertea) e 114 differenti *taxa* (56 Anellida, 28 Arthropoda, 27 Mollusca, 1 Cnidaria, 1 Nemertea) (vedi l'appendice II).

Il numero di *taxa* (S) rinvenuto in ogni singolo campione varia da 9 (stazione B2 durante i mesi di settembre e di dicembre) a 47 (H2, settembre) (Fig. 30) mentre il numero di individui (N) varia da un minimo di 63 ind./campione (B2, settembre) a un massimo di 3406 ind./campione (E3, giugno) (Fig. 31).

In generale il numero di *taxa* risulta particolarmente alto nella stazione H2 (settembre = 47; dicembre = 45; marzo = 37; giugno = 43) e nella stazione H4 nel mese di settembre (36) (Fig. 30). Diversamente, il numero di individui è più alto nella stazione E3 nel mese di settembre (2260), marzo (1434) e giugno (3406), nella stazione B2 a giugno (1186) e nella stazione B4 nel mese di settembre (1166) (Fig. 31).

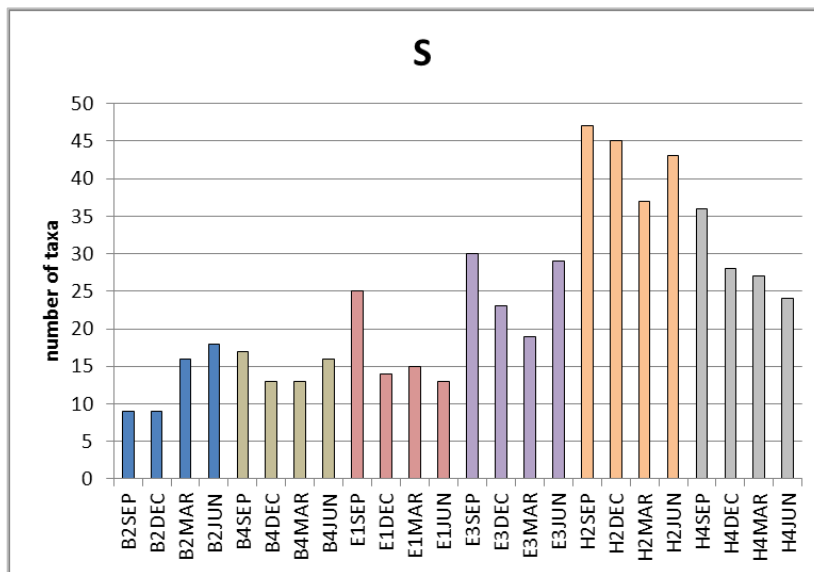


Figura 30. Numero di *taxa* ritrovati delle differenti stazioni e mesi.

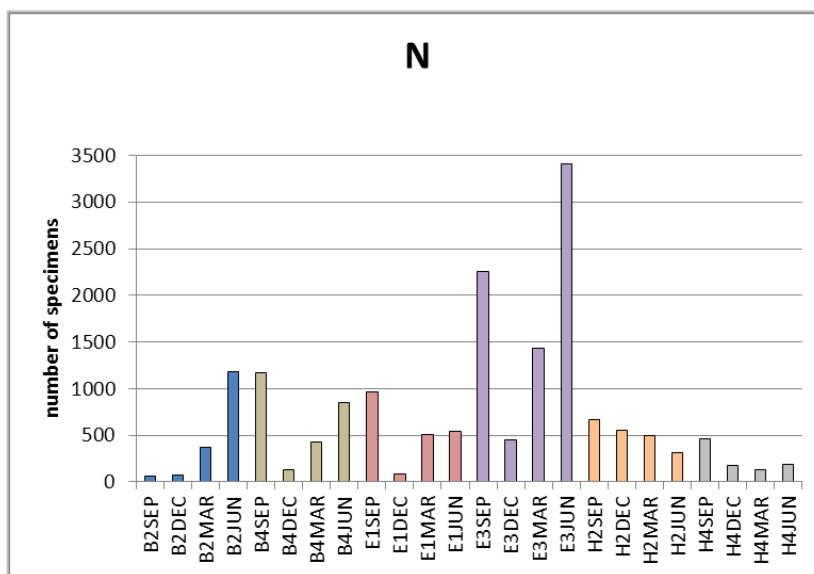


Figura 31. Numero di individui rinvenuti nelle differenti stazioni e mesi.

3.1.1 Andamento spazio-temporale dei differenti *phyla*

Come mostrato in figura 32, il *phylum* preponderante risulta essere in tutte le stazioni e in tutti i mesi il *phylum* degli Anellida: la sua abbondanza percentuale varia nelle diverse stazioni dal 55% (stazione H4) al 92% (stazione E1) sul totale degli individui rinvenuti, registrando delle differenze significative ($p < 0.05$) tra E1 e H2, E1 e H4, H4 e B4. Mensilmente l'abbondanza del *phylum* varia da un minimo di 65% (giugno) a un massimo di

88% (marzo). Queste differenze non risultano comunque statisticamente significative. Segue il *phylum* degli Arthropoda, fatta eccezione per la stazione B4 e per il mese di dicembre e marzo in cui il *phylum* dei Mollusca risulta essere più abbondante. Gli Arthropoda diminuiscono in percentuale nella stazione B4 e E1 (6.5% e 7%, rispettivamente) e pertanto ne risultano differenze statisticamente significative ($p < 0.05$) rispetto a tutte le altre stazioni. Mensilmente questo *phylum* registra un picco nel mese di giugno mentre diminuisce a marzo ($p < 0.05$ tra il campione di settembre e quello di dicembre, tra dicembre e giugno, tra settembre e marzo e tra marzo e giugno). I Mollusca risultano quasi assenti in E1, registrando differenze significative ($p < 0.05$) rispetto alle stazioni B2, B4 e H4, e particolarmente abbondanti in H4, registrando differenze statisticamente significative con le stazioni E1, E3, H4. Stagionalmente presentano differenze significative ($p < 0.05$) solo tra dicembre e giugno. Infine, i *phyla* degli Echinodermata, Cnidaria e Nemertea presentano sempre abbondanze minori (Fig. 32).

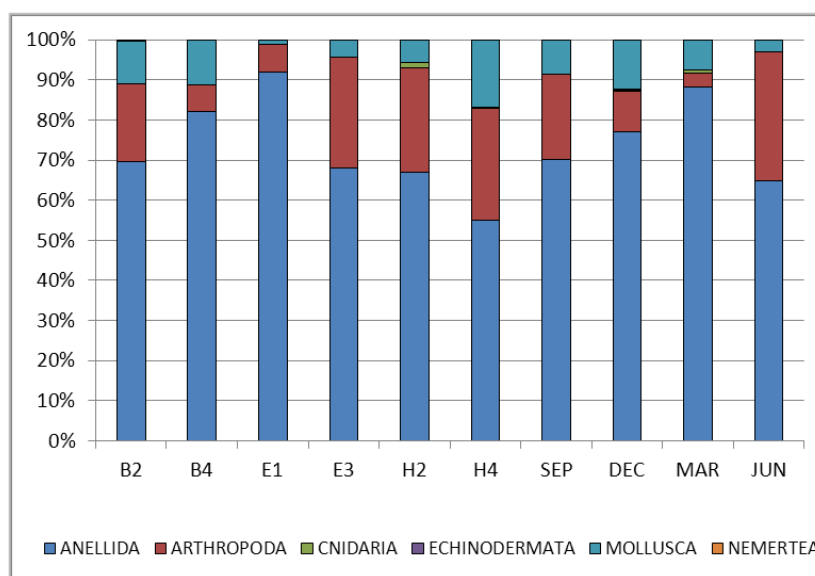


Figura 32. Percentuale dei differenti *phyla* nelle differenti stazioni e nei differenti mesi

3.1.2 Analisi per stazioni

Nello specifico, nella stazione B2 complessivamente predominano gli Anellida (1179 ind., 69.6%), seguiti da Arthropoda (330 ind., 19.5%) e Mollusca (181 ind., 10.7%) (Fig. 32). Stagionalmente le abbondanze dei vari *phyla* variano: nel mese di settembre. Nessun Anellida è stato rinvenuto, mentre predominano gli Arthropoda (60 ind., 95%); nei campioni di dicembre predominano invece i Mollusca (34 ind., 48%) seguiti dagli Anellida (32 ind., 45%); il *phylum* degli Anellida risulta essere quello predominante nei campionamenti di marzo e giugno dove l'abbondanza percentuale raggiunge il 66% (248 ind.) e il 76% (899 ind.) rispettivamente (Fig. 33).

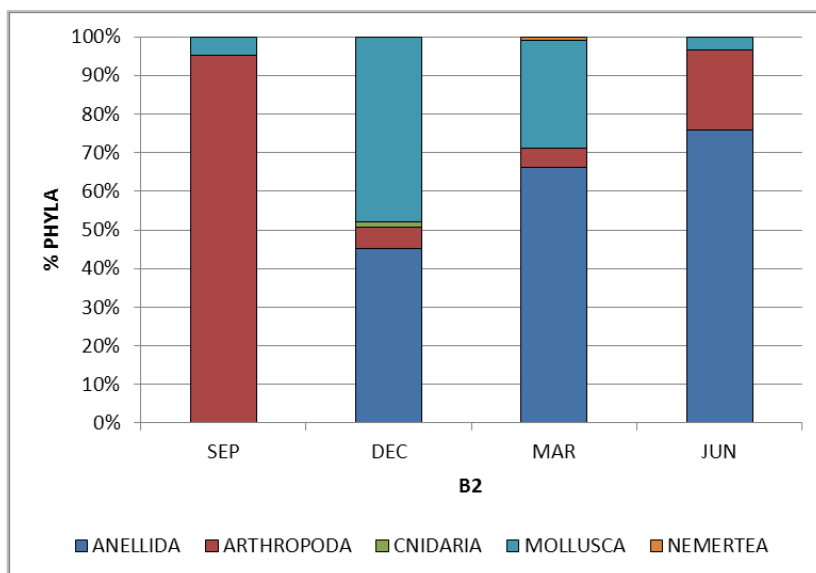


Figura 33. Percentuale dei differenti *phyla* nella stazione B2 nei differenti mesi.

Nella stazione B4 il *phylum* degli Anellida è quello più abbondante nei mesi di settembre (1019 ind., 87%), marzo (328 ind., 77%) e giugno (710 ind., 84%) mentre nei campioni di dicembre Anellida e Mollusca presentano abbondanze simili (53 ind., 42% e 55 ind., 44% rispettivamente) (Fig. 34).

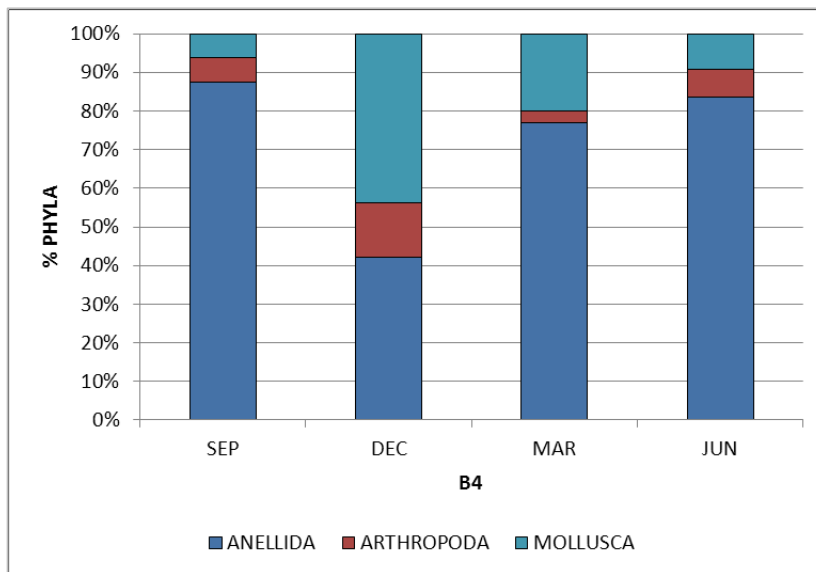


Figura 34. Percentuale dei differenti *phyla* nella stazione B4 nei differenti mesi.

Nelle stazioni della parte centrale della laguna, E1 e E3, gli Anellida predominano in tutti i campionamenti (E1: settembre = 833 ind., 86%, dicembre = 70 ind., 85%, marzo = 504 ind., 98%, giugno = 533 ind., 98%; E3: settembre = 1665 ind., 74%, dicembre = 326 ind., 73%, marzo = 1362 ind., 95%, giugno = 1773 ind., 52%) seguiti dagli Arthropoda (Figg. 35 e 36).

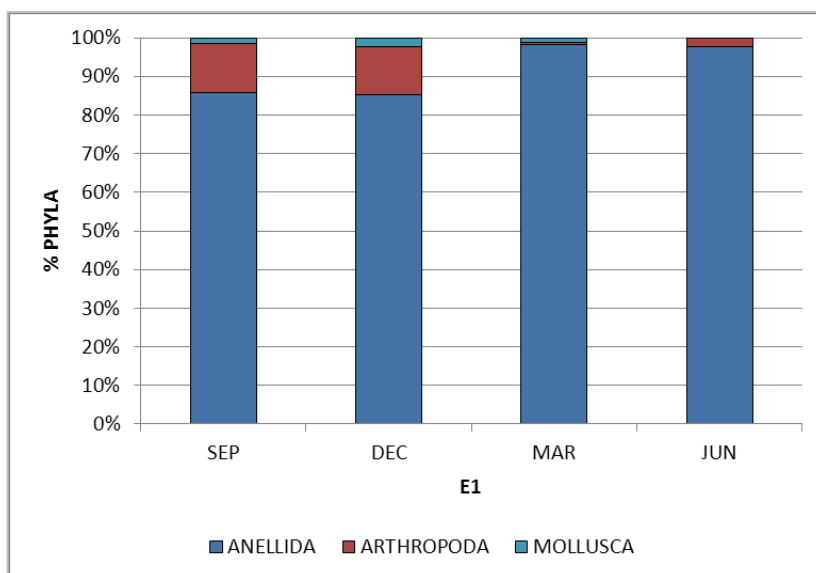


Figura 35. Percentuale dei differenti *phyla* nella stazione E1 nei differenti mesi.

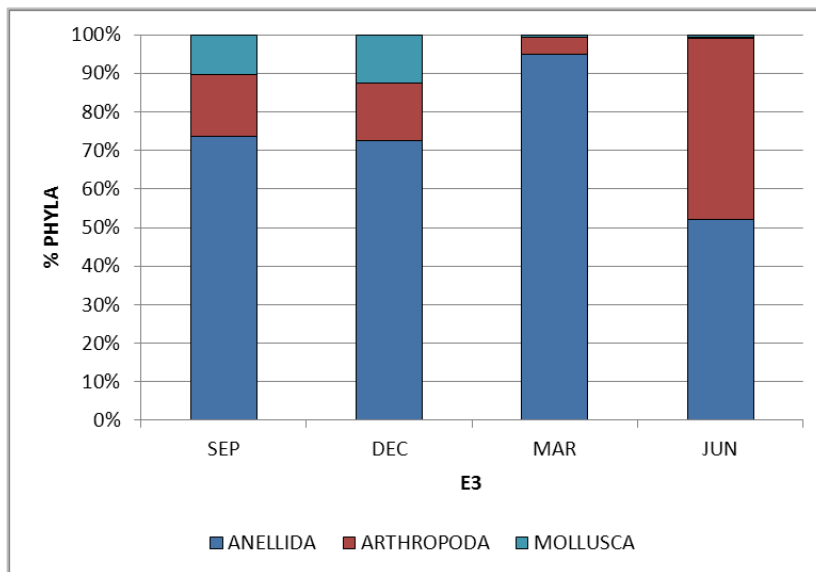


Figura 36. Percentuale dei differenti *phyla* nella stazione E3 nei differenti mesi.

Infine, nelle stazioni più prossime alla bocca mare, H2 e H4, gli Arthropoda predominano nel mese di settembre (360 ind., 54% e 207 ind. e 45%, rispettivamente) mentre nei mesi di dicembre, marzo e giugno il *phylum* degli Anellidi risulta essere quello più abbondante (H2: dicembre = 482 ind., 87%, marzo = 444 ind., 89%, giugno = 186 ind., 59%; H4: dicembre = 164 ind., 91%, marzo = 97 ind., 75%, giugno = 113 ind., 62%) (Figg. 37 e 38).

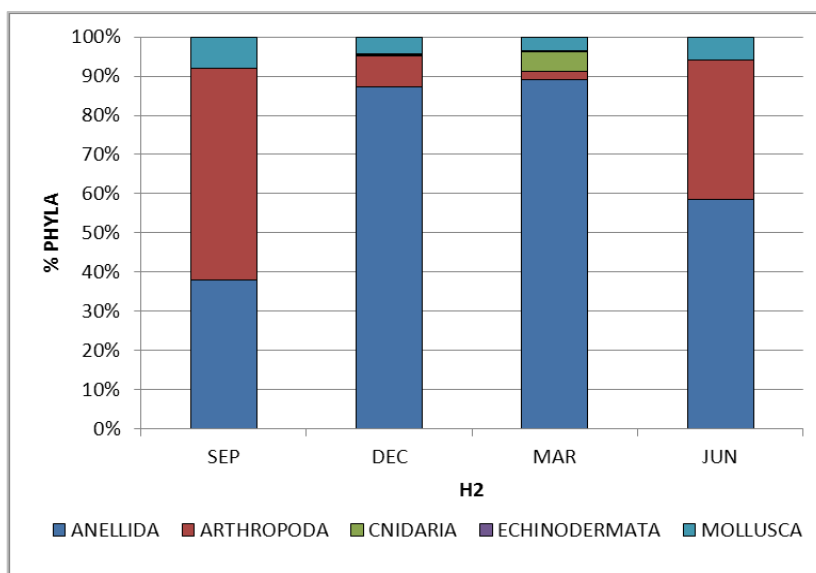


Figura 37. Percentuale dei differenti *phyla* nella stazione H2 nei differenti mesi.

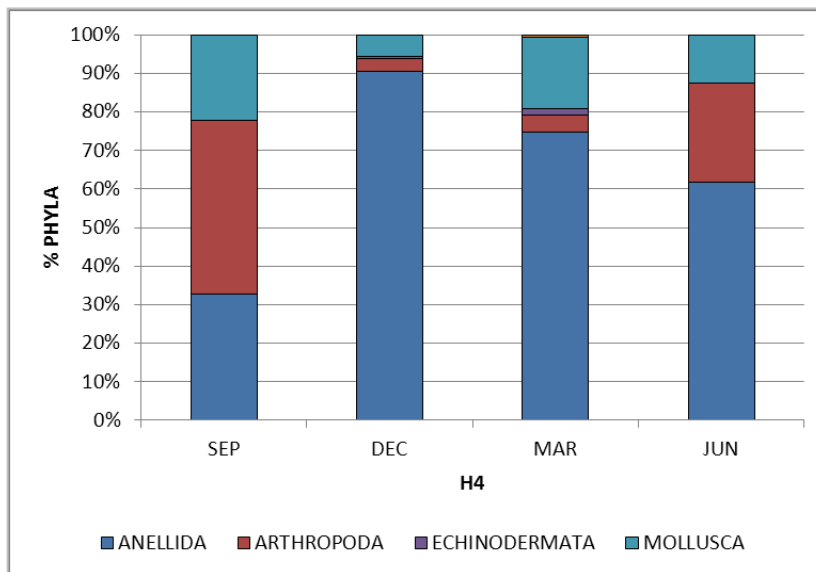


Figura 38. Percentuale dei differenti *phyla* nella stazione H4 nei differenti mesi.

3.1.3 Analisi a livello specifico

Tra gli Anellida la classe dei Polychaeta risulta quella più abbondante e in particolare la specie *Streblospio shrubsolii* risulta avere abbondanze percentuali maggiori (67.5% del *phylum* Anellida e il 48.9% del totale degli individui appartenenti ai differenti *taxa*), seguito da *Hediste diversicolor* (4.5% e 3.2%, rispettivamente del *phylum* Anellida e del totale degli individui) e *Paradoneis lyra* (3.8% e 2.8%, rispettivamente del *phylum* Anellida e del totale degli individui) (Fig. 39).

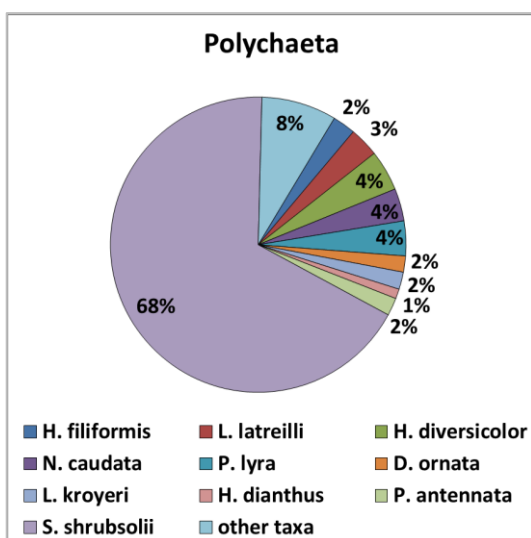


Figura 39. Rappresentazione percentuale delle diverse specie (% > 1) appartenenti alla classe dei Polychaeta presenti nei campioni.

Tra gli Arthropoda gli ordini Isopoda e Amphipoda sono quelli con abbondanze maggiori e in particolar modo sono abbondanti la specie amphipoda *Monocorophium acherusicum* (34.9% del *phylum* degli Arthropoda e 7.3% sul totale) e la specie isopoda *Cyathura carinata* (20.3%; 4.3%, rispettivamente del *phylum* Arthropoda e del totale degli individui) (Fig. 40).

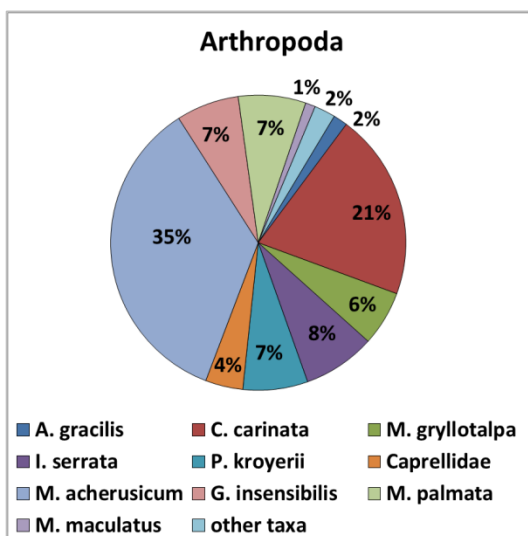


Figura 40. Rappresentazione percentuale delle diverse specie (% > 1) appartenenti al *phylum* Arthropoda presenti nei campioni.

Infine, nel *phylum* Mollusca la classe predominante è quella Bivalvia (87%) e in particolare la specie *Cerastoderma glaucum* (31.9% dei Mollusca e 2.1% sul totale) e *Abra alba* (41.5% e 2.7%, rispettivamente del *phylum* Mollusca e del totale degli individui) (Fig. 41).

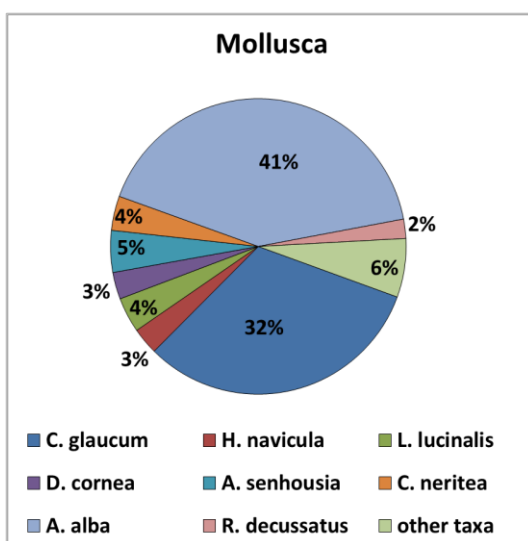


Figura 41. Percentuale delle differenti specie (% > 1) appartenenti al *phylum* dei Mollusca presenti nei campioni.

Per quel che riguarda le stazioni, nella stazione B2, predominano specie tolleranti il disturbo (Fig. 43). Nello specifico nella stazione B2 nel campionamento di settembre (gruppo I = 46%; gruppo II = 7.9%; gruppo III = 46%) le specie più abbondanti sono gli anfipodi *Microdeutopus gryllotalpa* (41% sul totale), appartenente al gruppo ecologico III ossia tollerante al disturbo, e *Gammarus insensibilis* (44% sul totale), del gruppo I, sensibili al disturbo e presenti in condizioni di non inquinamento. Nella stessa stazione nel campionamento di dicembre (gruppo I = 5.6%; gruppo II = 5.6%; gruppo III = 57.7%; gruppo IV = 31%) prevale il polichete *Heteromastus filiformis* (31% sul totale), gruppo IV, specie opportunistica di secondo grado e il bivalve *A. alba* (43%), del gruppo III, tollerante il disturbo. Nel campionamento di marzo (gruppo I = 5.6%; gruppo II = 0.8%; gruppo III = 85.3%; gruppo IV = 8.3%) la percentuale delle specie appartenenti al gruppo III aumenta raggiungendo l'85%. Le specie più rappresentate risultano essere i policheti *H. diversicolor* (gruppo III, 39%), *S. shrubsolei* (III gruppo, 18%) e il bivalve *A. alba* (21%, III gruppo). Infine, nel campionamento di Giugno (gruppo I = 16.7%; gruppo II = 0.7%; gruppo III = 61%; gruppo IV = 21.6%) le specie più abbondanti sono *S. shrubsolei* (gruppo III, 49%) e l'anfipode *G. insensibilis* (III gruppo, 16%) (Figg. 42 e 43).

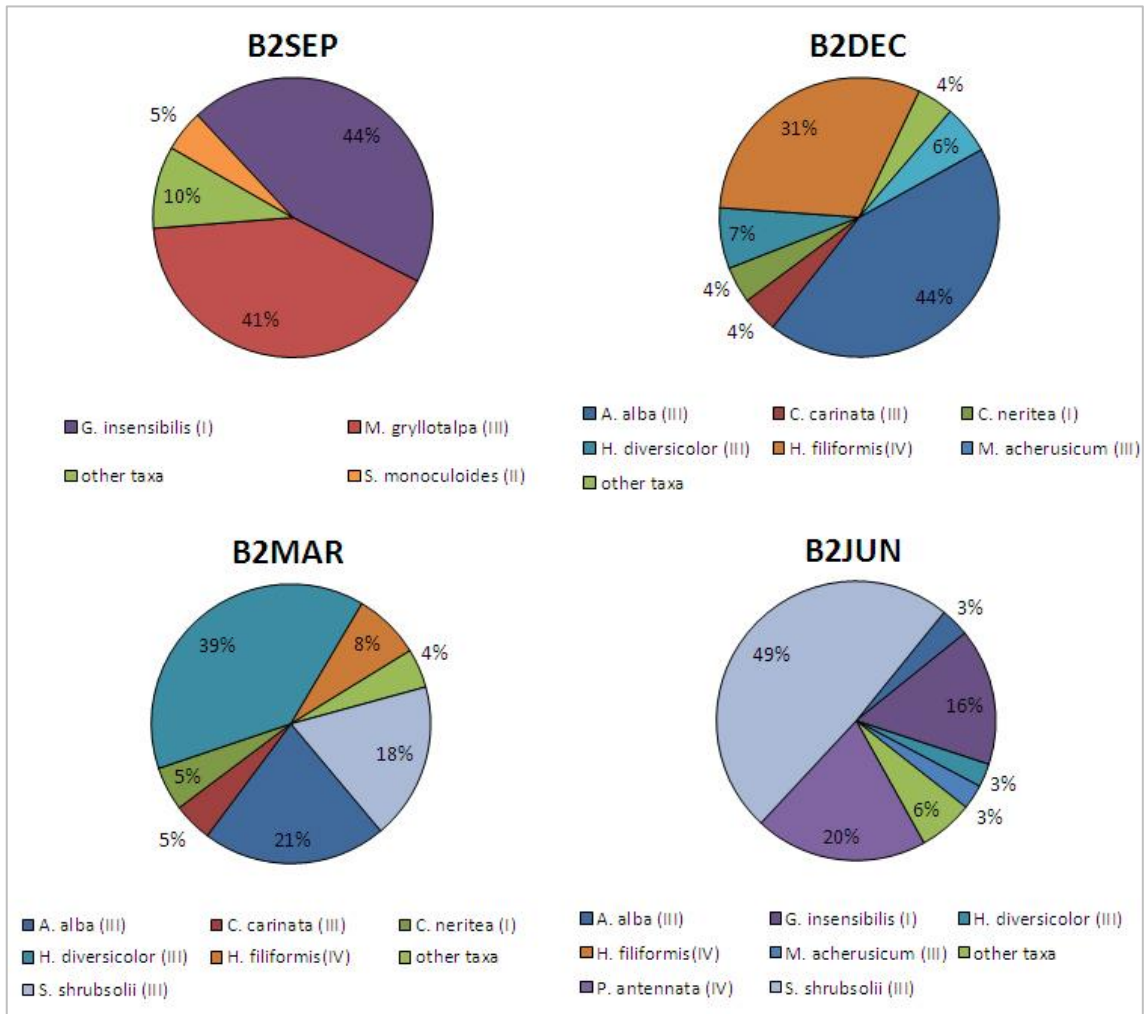


Figura 42. Percentuale delle diverse specie rinvenute nella stazione B2 nei diversi mesi.

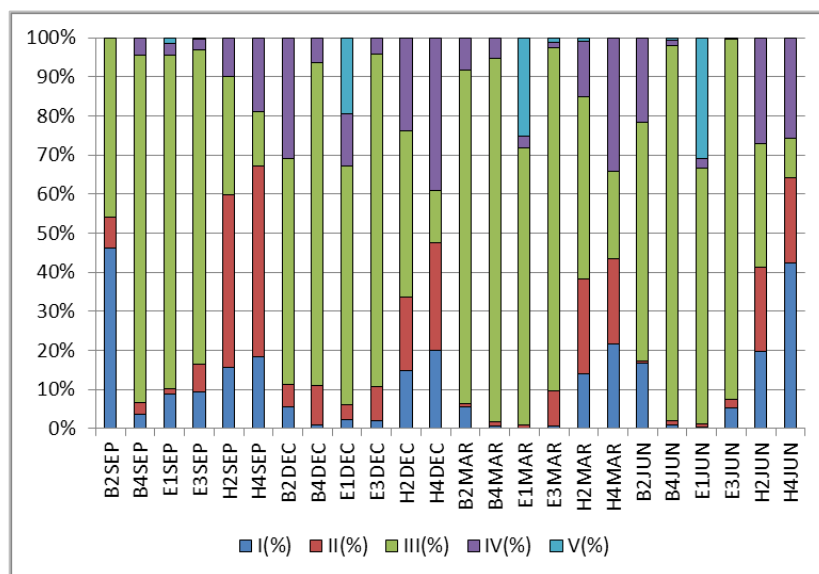


Figura 43. Percentuali dei 5 gruppi ecologici nelle diverse stazioni campionate e nei diversi mesi.

Anche nella stazione B4 prevalgono le specie tolleranti con percentuali che variano da 82.5% (dicembre) a 96% (giugno). In tutti i mesi la specie tollerante *S. shrubsolii* si presenta con percentuali di abbondanza alta (settembre = 78%; dicembre = 25%; marzo = 28%; giugno = 73%). Nei mesi di settembre e giugno solo la specie *S. shrubsolii* risulta avere abbondanze alte mentre le altre specie si presentano con percentuali inferiori al 10%. Diversamente, a dicembre risulta abbondante anche la specie tollerante *A. alba* (40%) e l'isopode *C. carinata* (gruppo III, 10%). Nel campionamento effettuato nel mese di marzo la specie predominante risulta essere *Hediste diversicolor* (III gruppo, 42%) seguita da *S. shrubsolii* e *A. alba* (gruppo III, 19%) (Fig. 44).

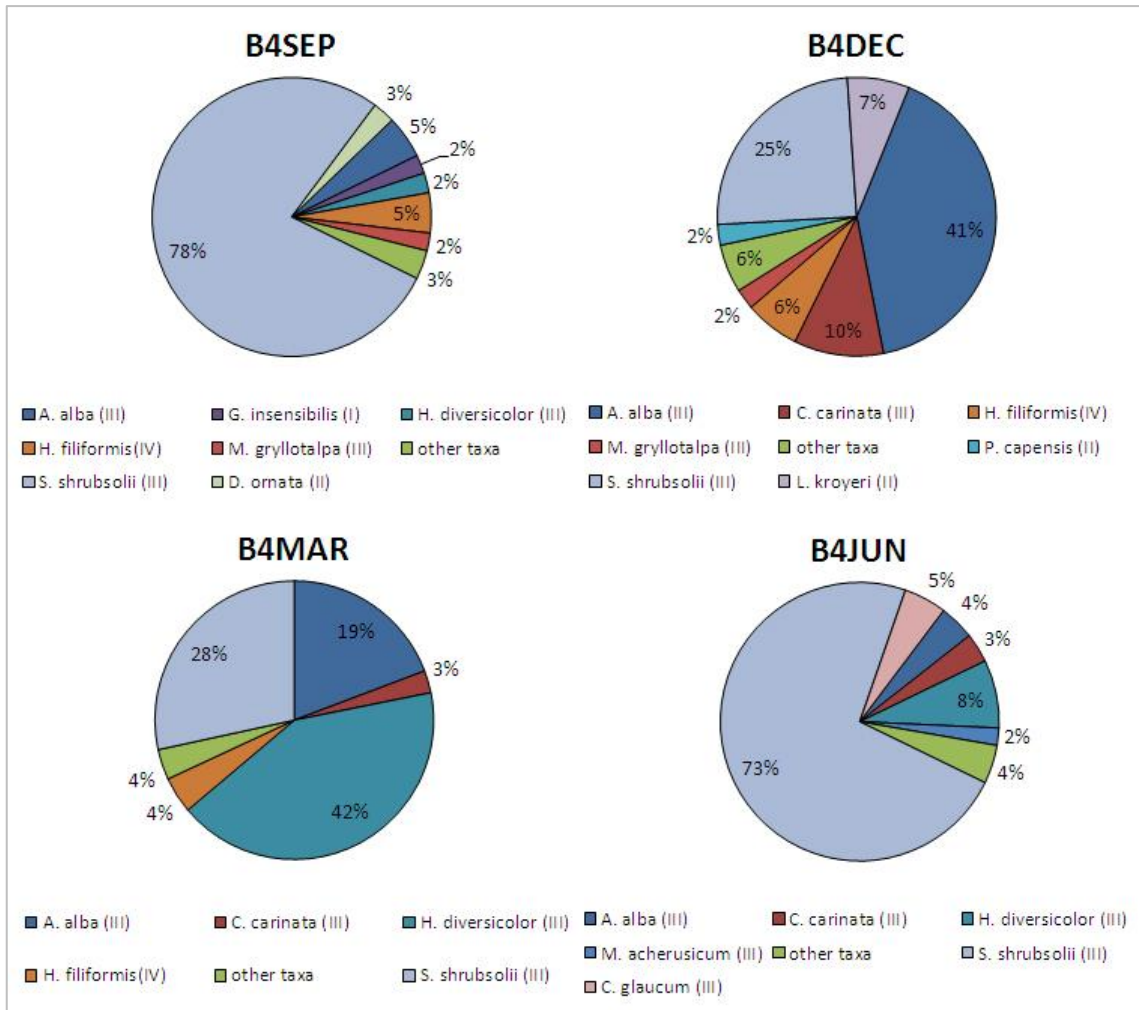


Figura 44. Percentuali delle diverse specie rinvenute nella stazione B4 nei diversi mesi.

Nelle stazioni centrali E1 e E3 prevalgono sempre le specie tolleranti ma, diversamente da quanto osservato nelle stazioni prossime alle immissioni fluviali, si presentano anche specie appartenenti al gruppo V, opportuniste di primo grado. Questo è evidenziabile in particolar modo nella stazione E1 nei mesi di dicembre, marzo e giugno dove il gruppo raggiunge percentuali pari al 19.5%, 25.2% e 30.6%, rispettivamente (Fig. 45).

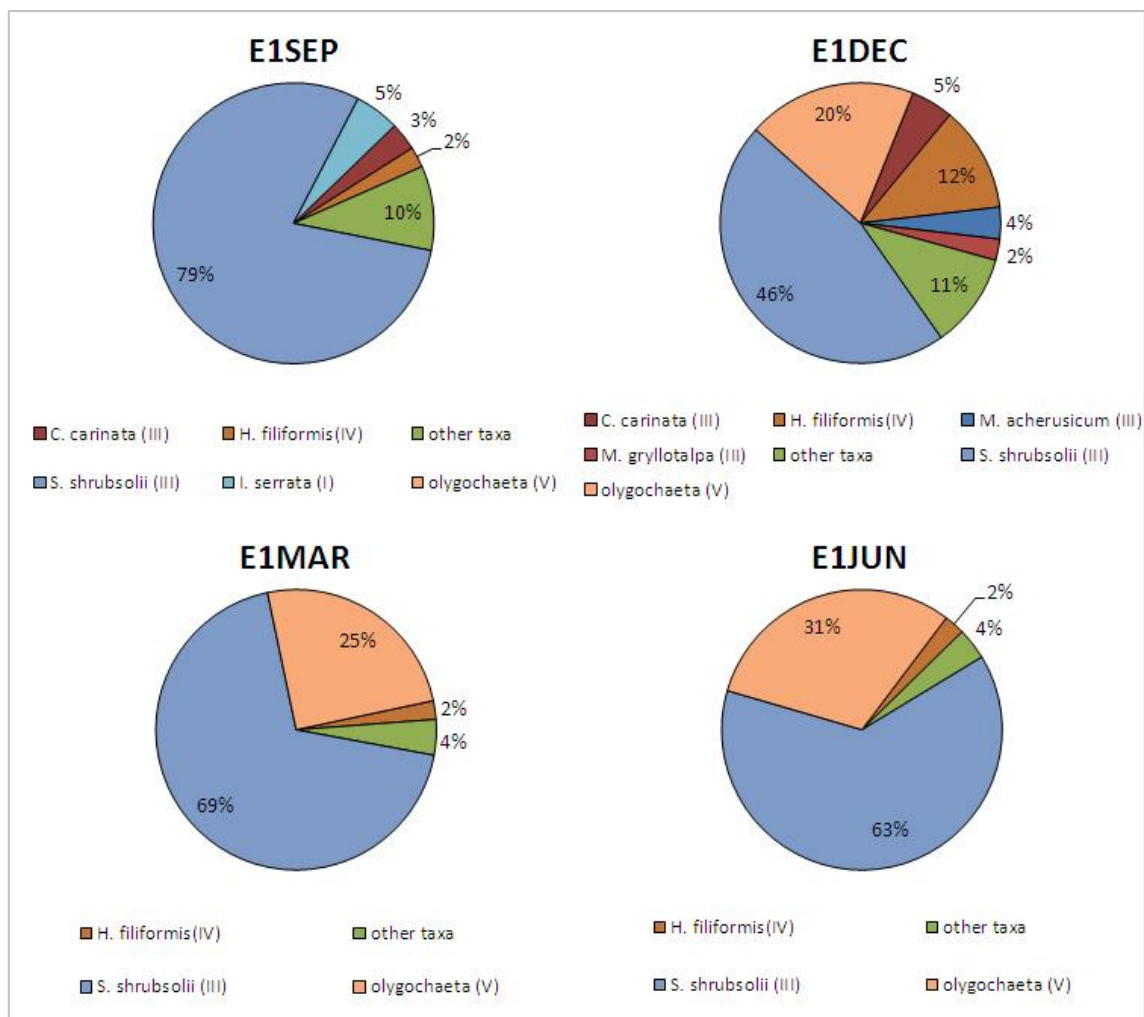


Figura 45. Percentuali delle diverse specie rinvenute nella stazione E1 nei diversi mesi.

Nelle stazioni E1 le abbondanze del gruppo III variano dal 61% (dicembre) all'85.4% (settembre). In tutti i mesi la specie più abbondante risulta essere la specie tollerante *S. shrubsolii* (settembre = 79%; dicembre = 46%; marzo = 69%; giugno = 63%). Nel campionamento di dicembre anche la specie *H. filiformis* (gruppo IV, 12%) e la sottoclasse Oligochaeta (gruppo V, 20%) presentano una certa importanza. Quest'ultima risulta importante anche nei mesi di marzo e giugno dove la sottoclasse raggiunge abbondanze percentuali del 25% e 31% rispettivamente.

Nella stazione E3 il gruppo III varia in percentuale da 80.6% (settembre) a 92.3% (giugno) (Fig. 46).

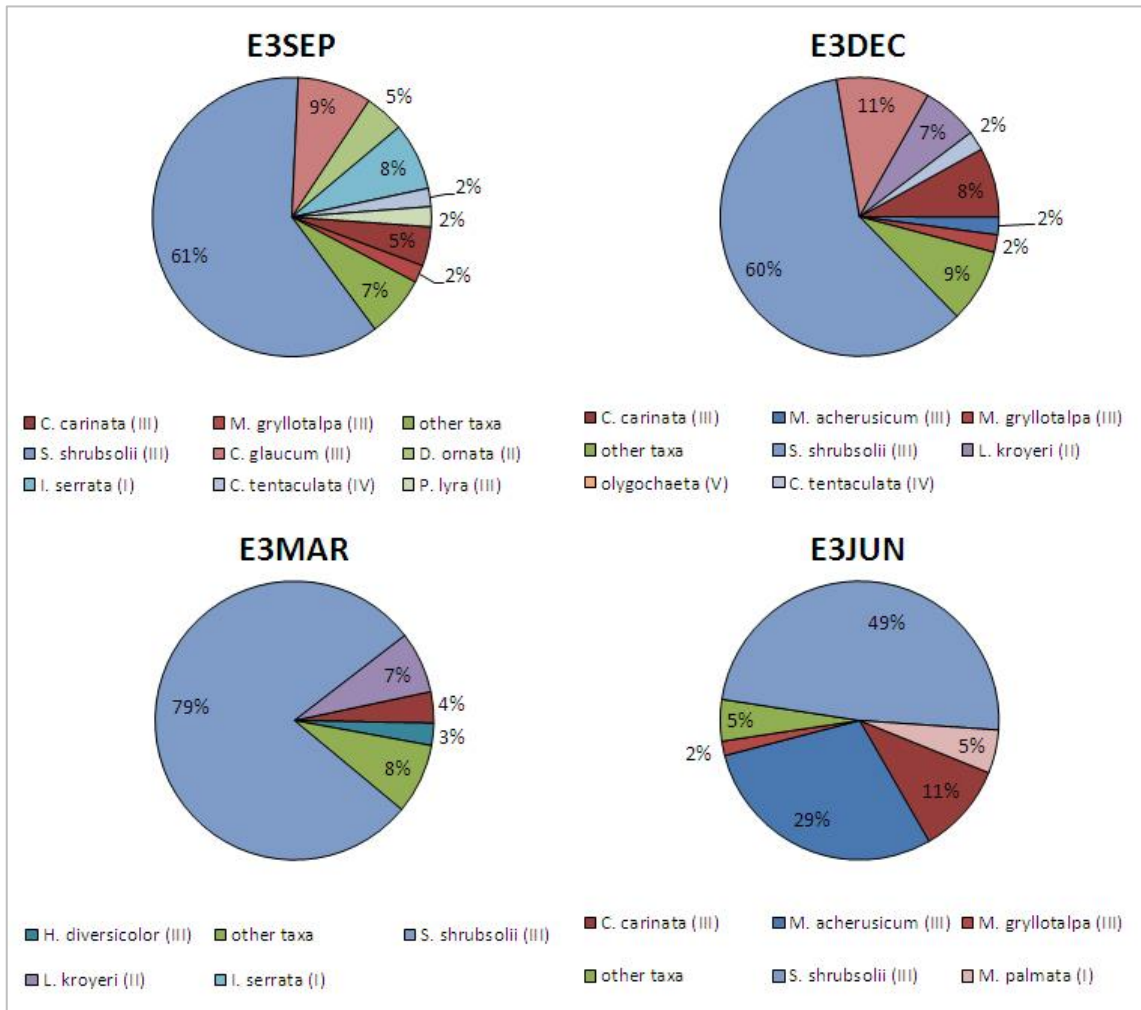


Figura 46. Percentuali delle diverse specie rinvenute nella stazione E3 nei diversi mesi indagati.

Anche in questa stazione la specie *S. shrubsolii* è la specie predominante (settembre = 61%; dicembre = 59%; marzo = 79%; giugno = 49%). Nel mese di dicembre abbonda il bivalve *C. glaucum*, un'altra specie tollerante che mostra una discreta importanza (11%), mentre nel mese di giugno si evidenzia una maggior abbondanza dell'anfipode tollerante *M. acherusicum* (29%) e dell'isopode tollerante *C. carinata* (11%).

Nelle stazioni più prossime a bocca a mare i gruppi ecologici I (specie sensibili e presenti in condizioni di non inquinamento), II (specie indifferenti al disturbo), III (specie tolleranti il disturbo), IV (specie opportuniste di secondo ordine) si presentano tutti con percentuali alte benché variabili (Figg. 42, 47, 48).

Nella stazione H2 durante il mese di settembre (I = 15.6%; II = 44.4%; III = 30.1%; IV = 10%) le specie con abbondanze maggiori sono i policheti *Lumbrinereis latreilli* (gruppo II; 15%) e *Paradoneis lyra* (gruppo III; 10%), gli anfipodi *Pseudolirius kroyeri* (gruppo II; 17%), *M.*

acherusicum (gruppo III; 13%) e la famiglia Caprellidae (gruppo II; 11%) (Fig. 18). A dicembre (I = 14.9%; II = 18.7%; III = 42.5%; IV = 23.6%; V = 0.2%) prevalgono le specie *L. latreilli* (gruppo II; 16%), *Hydroides dianthus* (gruppo III; 23%) e *Dipolydora flava* (gruppo IV; 13%). A marzo (I = 13.9%; II = 24.3%; III = 46.8%; IV = 14.3%; V = 0.8%) la specie predominante è *P. lyra* (gruppo III, 45%) seguita da *L. latreilli* (gruppo II; 20%). Infine nel campionamento del mese di giugno (I = 20%; II = 27%; III = 28%; IV = 25%) oltre *L. latreilli* (12%) e *P. lyra* (10%), risalta l'abbondanza del polichete *Neanthes caudata* (gruppo IV; 26%)(Fig. 47).

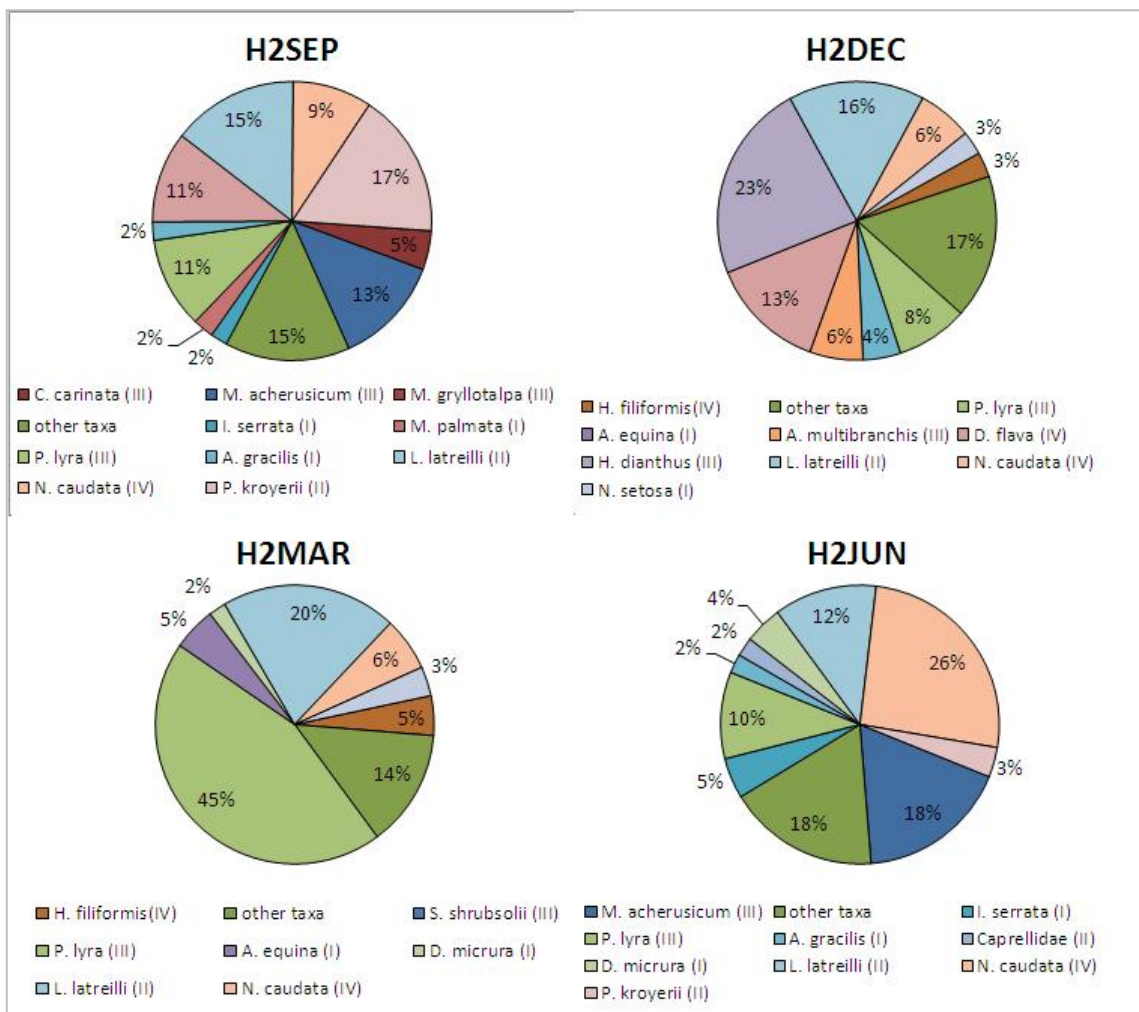


Figura 47. Percentuali delle diverse specie rinvenute nella stazione H2 nei diversi mesi indagati.

Nella stazione H4, nel mese di settembre (I = 18.4%; II = 48.9%; III = 13.8%; IV = 18.9%) si evidenzia una maggior abbondanza delle specie *N. caudata* (gruppo IV; 19%), *P. kroyeri* (gruppo II; 24%) e della famiglia Caprellidae (gruppo IV; 12%). Nel mese di

dicembre (I = 19.9%; II = 27.6%; III = 13.3%; IV = 39.2%) invece oltre *N. caudata* (33%) che risulta la specie più abbondante, si può sottolineare una maggiore abbondanza delle specie *Diopatra micrura* (gruppo I; 13%) e *Laonome kroyeri* (gruppo II; 13%). Anche nel mese di marzo (I = 21.7%; II = 21.7%; III = 22.5%; IV = 34.1%) il polichete *N. caudata* (26%) si presenta come specie predominante, seguita da *L. gracilis* (16%) e *P. lyra* (11%). Infine, a giugno (I = 42.3%; II = 22%; III = 9.9%; IV = 25.8%) i policheti *N. caudata* (25%) e *D. micrura* (25%) sono quelli che presentano percentuali maggiori (Fig. 48).

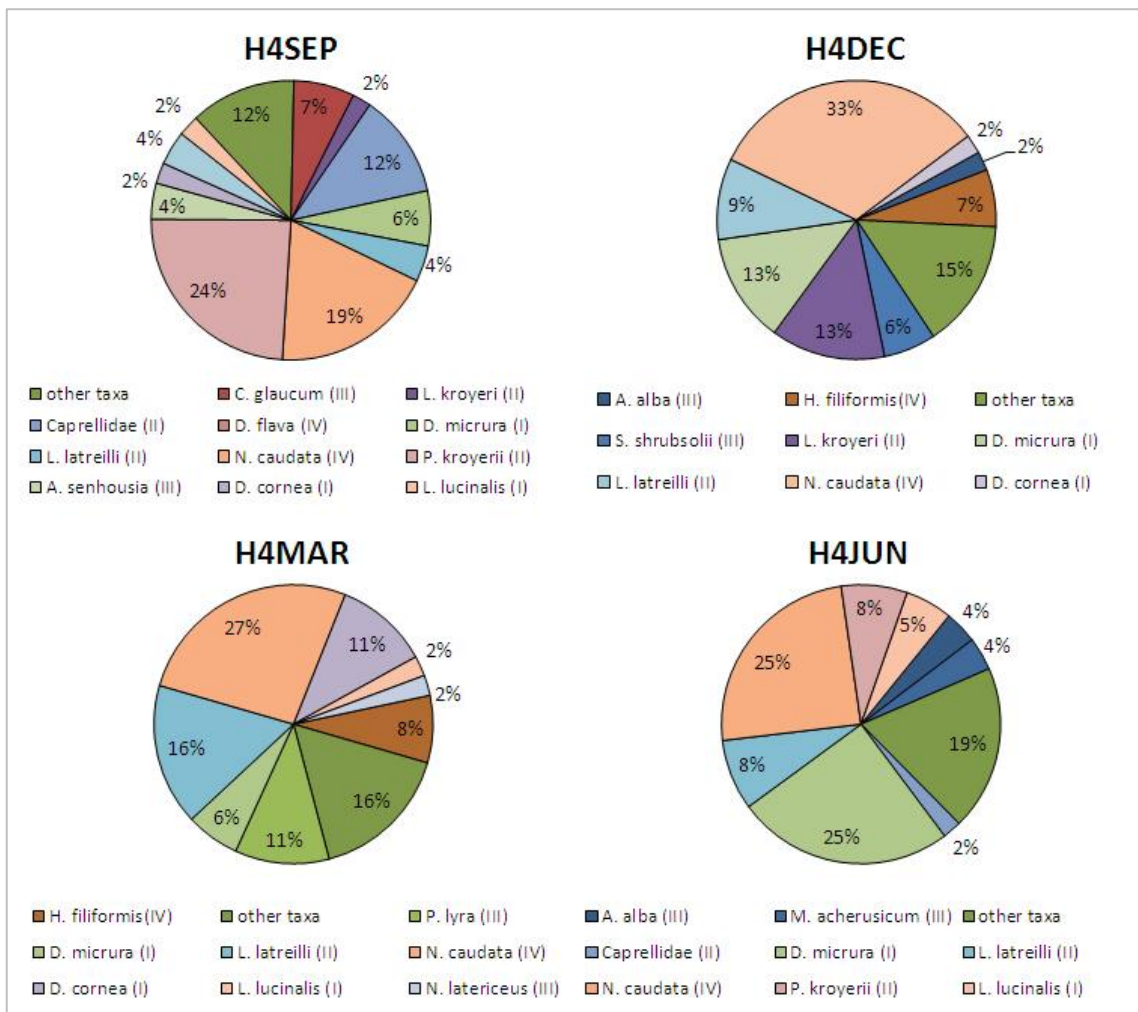


Figura 48. Percentuale delle varie specie rinvenute nella stazione H4 nei vari mesi indagati.

3.2 La struttura trofica

Nel complesso nei 4 campionamenti sono stati rinvenuti 114 *taxa* appartenenti a 6 strategie trofiche (Word, 1978): 38 *taxa* risultano detritivori, 21 adottano un'alimentazione sospensivora, 20 *taxa* sono onnivori, 13 *taxa* sono carnivori, 15 adottano una strategia mista detritivora/sospensivora e infine 7 sono erbivori.

Dall'analisi dei *taxa* appartenenti alle diverse categorie trofiche ne emerge che il gruppo dei detritivori è quello più abbondante e raggiunge percentuali complessive del 62%, seguiti dagli onnivori (14%) e in misura minore dai *taxa* con una strategia mista detritivora/sospensivora (9%), dai sospensivori (10%), dagli erbivori (5%) e dai carnivori (0.5%) (Fig. 49).

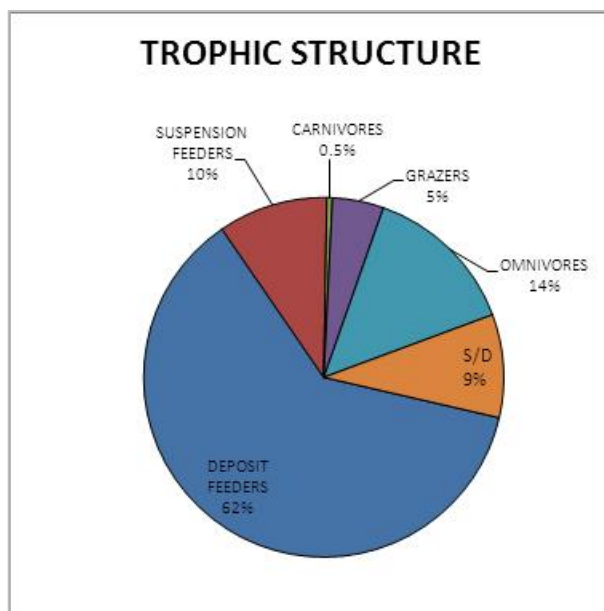


Figura 49. Rappresentazione percentuale dei gruppi trofici della comunità macrozoobentonica della laguna di Santa Gilla.

Nel complesso, i detritivori risultano preponderanti nelle stazioni ubicate nella parte centrale della laguna (E1: settembre = 88%, dicembre = 80%, marzo = 97%, giugno = 97%; E3: settembre = 74%, dicembre = 64%, marzo = 83%, giugno = 49%). Gli erbivori presentano sempre abbondanze basse (Fig. 50). A questo fa eccezione la stazione B2 durante il campionamento di settembre: in questo caso infatti la percentuale dei sospensivori raggiunge il 10%, quelle degli onnivori, detritivori, carnivori, erbivori e

sospensivori/detritivori si mostrano particolarmente basse mentre prevale la categoria trofica degli erbivori (87%) rappresentata quasi esclusivamente dagli anfipodi *M. gryllotalpa* e *G. insensibilis*.

Nelle altre stazioni più prossime alle immissioni fluviali le varie categorie trofiche si mostrano variabili. A dicembre, nella stazione B2 e B4, prevalgono i sospensivori che raggiungono abbondanze percentuali pari a 45% e 50% rispettivamente. Da sottolineare è anche l'aumento delle percentuali di onnivori nella stazione B2 (43%) e B4 (45%) nel mese di marzo. Infine a giugno i detritivori si mostrano dominanti (B2 = 71%; B4 = 75%).

Diversamente, nelle stazioni più prossime alla bocca mare, il gruppo dei detritivori non si presenta come la categoria predominante, fatta eccezione per la stazione H2 nei mesi di dicembre (*deposit feeder* = 64%) e marzo (*deposit feeder* = 60%). Nella stazione H2 nel mese di settembre predominano i *taxa* con strategia mista sospensivora/detritivora (30%), seguiti dagli onnivori (29%), i quali si rivelano il gruppo predominante nel mese di giugno (46%). Si sottolinea un'alta abbondanza di questa categoria anche nella stazione H4 e in particolare nei mesi di dicembre (59% sul totale), marzo (52%) e giugno (69%). Nella stessa stazione nel mese di settembre l'abbondanza maggiore risulta quella dei *taxa* appartenenti alla categoria trofica dei sospensivori (34%) benché presentino percentuali simili al gruppo degli onnivori (31%).

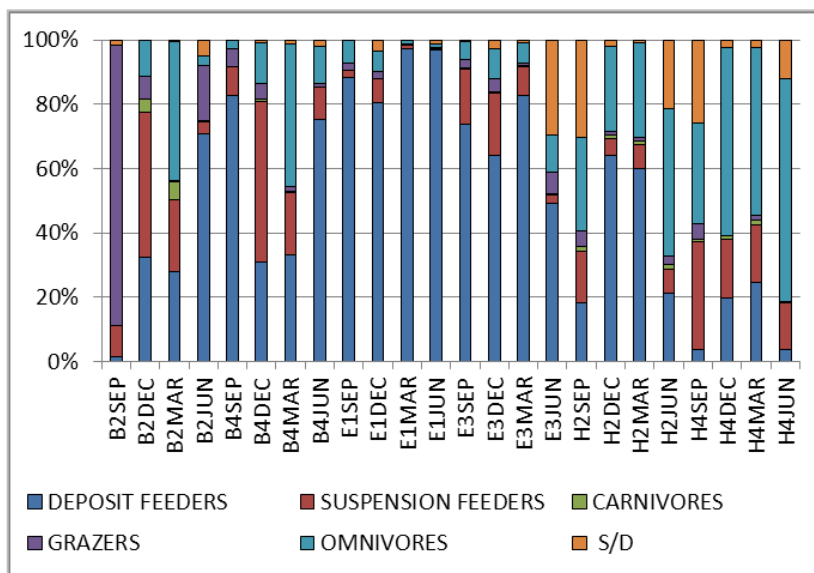


Figura 50. Abbondanza percentuale dei diversi gruppi trofici nelle diverse stazioni e nei differenti mesi.

3.3 Note ecologiche dei *taxa* più abbondanti

Di seguito sono riportate alcune note biologiche ed ecologiche delle specie rinvenute con abbondanze maggiori (> 2%) nella laguna di Santa Gilla.

3.3.1 *Steblospio sbrubsolii* (Buchanan, 1890)

Specie appartenente alla famiglia di Spionidae, policheti sedentari. Si tratta di una specie tubicola che abita i 2-3 cm superficiali dei sedimenti fangosi di zone estuarine o di transizione, con densità alte durante tutto l'anno (Sardá & Martin, 1993). Presenta un corpo relativamente corto, arrotondato e porta un prostomio ottuso portante 4 occhi e 2 o 4 palpi tentacolari ciliati (Fauvel, 1927). Questi palpi vengono utilizzati per l'alimentazione detritivora, catturando particelle dalla superficie del sedimento (Dauer *et al.*, 1981).

È una specie tollerante e abbondante in ambienti arricchiti organicamente (Pearson & Rosenberg, 1978), altamente disturbati (Sardá & Martin, 1993). Risulta spesso associata a comunità detritivore e in particolare ad altri policheti come *H. diversicolor*, anfipodi tra cui *Corophium sp.*, oligocheti e molluschi come *Hydrobia sp.* (Sardá & Martin, 1993).

Nell'area di studio di Santa Gilla *S. sbrubsolii* rappresenta il 48.9% (N = 8266) del totale degli esemplari rinvenuti. Benché non sia una specie strettamente lagunare ma rinvenuta anche in ambienti marini (Bellan, 2001), risulta pressoché assente nelle stazioni più prossime a bocca mare (H2 e H4).

3.3.2 *Monocorophium acherusicum* (Costa, 1853)

Si tratta di una specie appartenente all'ordine Amphipoda e alla famiglia Corophiidae. È una specie cosmopolita in quanto presente in quasi tutti i mari. Vive in biotopi ricchi di detrito, su rizoidi di alghe brune, su tunicati, fra ammassi di policheti serpulidi etc. Spesso si trova in associazione con anfipodi della famiglia Aoridae come *M. gryllotalpa*. È una specie domicola che vive in un tubo o nido tappezzato di sostanze organiche e inorganiche prelevate dall'ambiente circostante, servendosi della colla secreta da ghiandole posizionate sui pereopodi. Ha un'alimentazione di tipo detritivora/sospensivora, nutrendosi di detriti filtrati dall'acqua o succhiati dal substrato (Costa *et al.*, 2009).

Si tratta di una specie tollerante, appartenente al gruppo ecologico III, diffusa nella acque di transizione.

Considerando l'intera campagna, nell'area di studio di Santa Gilla sono stati rinvenuti 1232 (7.3% sul totale) esemplari di *M. acherusicum*. La specie appare in tutte le stazioni ma è da

sottolineare la sua eccezionale abbondanza nella stazione E3 nel mese di Giugno dove sono stati rinvenuti 996 esemplari.

3.3.3 *Cyathura carinata* (Krøyer, 1847)

La specie è un isopode tubicolo, con mobilità ridotta, tipico degli estuari e ampiamente distribuita nel Mediterraneo. È una specie eurialina, adattata a importanti cambi di salinità e caratteristica di fondi molli (Castelló, 1986).

È un onnivoro, può nutrirsi di detriti ma può allo stesso modo predare altri invertebrati e individui appartenenti alla stessa specie (Burbanck & Burbanck, 1979), aiutandosi con gli gnatopodi che risultano molto sviluppati e con la cui pinza possono immobilizzare la preda. È una specie appartenente alla classe ecologica III, costituita quindi da individui tolleranti l'inquinamento, che può pertanto ritrovarsi in ambienti mediamente o altamente disturbati.

Nella laguna di Santa Gilla la specie risulta presente in tutte le stazioni ma risulta particolarmente abbondante nella stazione E3 (551 individui), soprattutto nel mese di giugno (360 individui). La salinità in questa stazione varia da 1.6 PSU (marzo) a 35 PSU (settembre), confermando la natura eurialina della specie.

Nel complesso, questa specie costituisce il 4.2% (N = 716) del popolamento macrozoobentonico della laguna.

3.3.4 *Hediste diversicolor* (Müller, 1776)

Si tratta di un polichete errante della famiglia Nereidae, comune dei substrati fangosi lagunari. È una specie eurialina, capace di tollerare notevoli variazioni di salinità ma in generale predilige ambienti con salinità bassa (Ibáñez, 1973; Guerzoni & Tagliapietra, 2006). Vive all'interno di tubi a forma di U o Y che l'individuo stesso scava aiutandosi con i parapodi dotati di numerose e caratteristiche setole.

Presenta un'alimentazione di tipo onnivora, nutrendosi di detriti ma anche predando. Il tipo di alimentazione si riflette sulla morfologia dell'apparato boccale costituito da una forte proboscide estroflettibile che termina con delle aguzze pinze.

Anche *H. diversicolor* è una specie del gruppo ecologico III, tollerante il disturbo.

Nell'area di studio è rappresentata da 547 individui (3.2% sul totale), è pressoché assente in prossimità della bocca mare e abbondante nelle stazioni più prossime alle immissioni fluviali.

3.3.5 *Paradoneis lyra* (Southern, 1914)

È una specie che appartiene alla famiglia Paraonidae, euribatica, distribuita preferenzialmente in fondi fangosi sino ai 1772 m di profondità (Castelli, 1987; Parapar *et al.*, 2012). È un polichete di piccole dimensioni, lungo ed esile. Costruisce gallerie a spirale che ricopre con un fine strato di muco e sabbia (Parapar *et al.*, 2012).

È una specie detritivora, tollerante e presente in condizioni di arricchimento organico.

Nella laguna di Santa Gilla rappresenta il 2.8% sul totale (N = 467), è particolarmente abbondante nella stazione H2, e in particolare nel mese di dicembre, e praticamente assente nelle stazioni con concentrazione salina minore (B2 e B4).

3.3.6 *Abra alba* (Wood, 1802)

Si tratta di un bivalve di piccole dimensioni. Presenta una conchiglia trasparente, fragile, triangolare e arrotondata. Vive infossata sino a 5 cm di profondità e predilige sedimenti poveri di materia organica benché si tratti di una specie tollerante, appartenente al gruppo ecologico III.

Come la maggior parte dei bivalvi, la specie adotta una strategia alimentare di tipo sospensivora, usando il sifone per catturare particelle in sospensione.

In generale, *A. alba* predilige ambienti salmastri con condizioni variabili, essendo una specie eurialina ed euriterma. Ciononostante nella laguna di Santa Gilla sembra preferire le aree che sono influenzate da salinità più basse, ossia le stazioni B2 e B4, benché si presenti in concentrazioni minori anche nelle altre stazioni durante tutto l'anno.

3.3.7 *Neanthes caudata* (Delle Chiaje, 1827)

Come *Hediste diversicolor*, questa specie appartiene alla famiglia di Polychaeta Nereidae. Presenta generalmente taglia inferiore a *H. diversicolor* raggiungendo la lunghezza massima di 30 mm (Parapar *et al.*, 2012). È riconoscibile dalle altre specie della stessa famiglia, e in particolare da *Hediste*, dalla morfologia dei paragnati che costituiscono la proboscide estroflettibile.

È una specie che scava cunicoli in fondi molli di diversa granulometria (Parapar *et al.*, 2012).

Si considera una specie indicatrice di ambienti contaminati e con alto contenuto di materia organica e pertanto appartiene al gruppo ecologico IV, specie opportuniste di secondo ordine.

Come le altre specie di Nereidi, la specie adotta una strategia di tipo onnivora.

Benché molti autori la descrivano come una specie eurialina, durante la campagna nella laguna di Santa Gilla, la specie risulta assente o quasi nelle stazioni a salinità minore, B2, B4, E1, E3, mentre si presenta abbondante nelle stazioni più prossime a bocca mare, H2 e H4.

3.3.8 *Lumbrineris latreilli* Audouin & Milne Edwards, 1834

L. latreilli è una specie appartenente alla famiglia di policheti erranti Lumbrinereidae, dal corpo lungo, cilindrico e di larghezza uniforme (Fauvel, 1923).

Abbondante nei fondi fangosi, predilige ambienti non disturbati. Appartiene infatti al gruppo ecologico II ossia alle specie indifferenti al disturbo, presenti in ridotte densità e senza fluttuazioni significative di densità.

È onnivoro, dotato di un apparato boccale interno molto forte che serve per catturare e tritare il cibo.

Rappresenta il 2.4% della comunità di invertebrati bentonici rinvenuta complessivamente nella laguna di Santa Gilla. Risulta però quasi assente nelle stazioni a nord della laguna (B2 e B4) e nella zona centrale (stazioni E1 e E3). Mentre nelle stazioni con salinità maggiore è presente durante tutta la campagna e in particolare nella stazione H2 nel campionamento di settembre, dicembre e marzo.

3.3.9 *Olygochaeta*

Si tratta di una sottoclasse della classe Clitellata del *phylum* Anellida.

Sono detritivori e si nutrono di materiale organico morto assunto insieme al sedimento.

Sono ubiquitari, presenti in diverse tipologie di acque, a diversa concentrazione salina.

Appartengono al gruppo ecologico V, opportunisti in senso stretto e resistenti a vari inquinanti.

Nell'area indagata costituiscono il 2.1% sul totale (N = 360), sono assenti nella stazione B2 e H4 mentre si rivelano particolarmente abbondanti nelle stazioni intermedie, e soprattutto nella stazione E1 durante tutto l'anno.

3.3.10 *Cerastoderma glaucum* (Bruguière, 1789)

È una specie cosmopolita, appartenente alla classe Bivalvia e alla famiglia Cardiidae.

Vive infossata in fondi molli, comune nei fondi molli di acque confinate salmastre (Poutiers, 1987). Questi habitat sono maggiormente influenzati da variazioni nel breve tempo di parametri mesologici quali la salinità, il pH e la temperatura (Bamber *et al.*, 1992),

pertanto *C. glaucum* è una specie che tollera diverse variazioni: temperature da 0°C a oltre 45°C (Zaouali, 1974) e salinità da 5 a 45 PSU (Rygg, 1970).

È una specie sospensivora, come la maggior parte dei bivalvi, e si nutre di piccole particelle che filtra attraverso i sifoni.

Nell'area investigata sono presenti 348 esemplari della specie (2.1% sul totale). La stazione che presenta una densità di *C. glaucum* maggiore è la stazione E3, con salinità intermedie, raggiungendo un picco nel mese di settembre in cui sono stati rinvenuti 194 individui.

È una specie che appartiene al gruppo ecologico III e che risulta quindi tollerante a disturbi di differente natura.

3.4 Specie aliene

L'introduzione di nuove specie è uno dei maggiori fattori che gravano sulla biodiversità del Mediterraneo, così come nel resto del mondo (Khedri *et al.*, 2014). Solo recentemente è stata sottolineata l'importanza di questo fenomeno su scala globale (Zenetos *et al.*, 2005), riconoscendolo come una minaccia all'integrità delle comunità autoctone, all'economia e alla salute umana (Streftaris & Zenetos, 2006). Il Mediterraneo si mostra come un'area particolarmente ricca di specie alloctone, fortemente influenzata da invasioni biologiche, non solo per il cospicuo numero di specie registrate bensì per l'elevato tasso di nuove colonizzazioni (Zenetos *et al.*, 2010). Considerato un "biodiversity hotspot", nel mar Mediterraneo si sono registrate fino ad oggi 986 specie aliene (Zenetos *et al.*, 2012). Il gruppo dominante risulta essere quello dei Mollusca (215 specie), seguito dai Crustacea (159 specie) e Polychaeta (132 specie).

Tra le 114 specie rinvenute nell'area d'indagine 11 sono NIS (*non-indigenous species*): 8 appartenenti alla classe Polychaeta, 1 ascrivibile ai Decapoda, 1 facente parte dell'ordine Amphipoda e 1 appartenente alla classe Bivalvia (Tab. 11). Tra queste 7 sono state precedentemente segnalate nella laguna di Santa Gilla: il bivalve *Arcuatula senhousia* (Benton 1842) (Atzori *et al.*, 2012), l'anfipode *Caprella scaura* Templeton, 1836 (Cabiddu *et al.*, 2013) e i policheti *Naineris setosa* (Atzori *et al.*, 2014), *Hydroides dianthus* (Verrill, 1873) (Bianchi *et al.*, 1984), *Hydroides elegans* (Haswell, 1883) (Bianchi *et al.*, 1984), *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923) (AA.VV., 1994) e *Desdemona ornata* Bense, 1957 (Carrada, 1987).

Tabella 11. Specie aliene rinvenute nella laguna di Santa Gilla e corrispondenti abbondanze numeriche totali.

SPECIES	N
<i>Arcuatula senhousia</i> (Benton 1842)	50
<i>Dyspanopeus sayi</i> (Smith, 1869)	3
<i>Caprella scaura</i> Templeton, 1836	26
<i>Naineris setosa</i> (Verrill, 1900)	50
<i>Desdemonia ornata</i> Banse, 1957	216
<i>Branchiomma luctuosum</i> (Grube, 1870)	13
<i>Hydroides dianthus</i> (Verrill, 1873)	130
<i>Hydroides diramphus</i> Mörch, 1863	2
<i>Hydroides elegans</i> (Haswell, 1883)	3
<i>Ficopomatus enigmaticus</i> (Fauvel, 1923)	4
<i>Polydora cornuta</i> Bosc, 1802	3

3.4.1 *Arcuatula senhousia* (Benton 1842)

Si tratta di un piccolo bivalve appartenente alla famiglia Mytilidae, originario dell'Oceano Indopacifico. Nel Mediterraneo la sua segnalazione risale ai primi anni '70 mentre nel Mar Tirreno è stato registrato per la prima volta nel 2004 (Campani *et al.*, 2004). Risulta essere un buon invasore, caratterizzato da piccole dimensioni, vita breve, crescita veloce e alta fecondità (Willan, 1987). Nelle lagune costiere, *A. senhousia*, altera le comunità bentoniche (Crooks, 1996) ed è considerato uno tra i più affermati invasori nel Mediterraneo (Zenetos *et al.*, 2012).

Nella laguna di Santa Gilla, nel corso della campagna 2013-2014, sono stati rinvenuti 50 individui appartenenti a questa specie: 42 a settembre, 1 a dicembre, 3 a marzo e 4 a giugno. Individui di *Arcuatula* sono stati ritrovati in tutte le stazioni, benché la maggior parte degli individui siano stati rinvenuti nella stazione H4 (21), vicino alla bocca mare, e in misura minore nella stazione B4 (12) e E3 (10).

Nel corso della campagna 2010-2011 furono rinvenuti 1442 individui appartenenti a questa specie, di cui la maggior parte in una stazione in prossimità delle immissioni fluviali (Atzori *et al.*, 2013).

3.4.2 *Dyspanopeus sayi* (Smith, 1869)

Decapode appartenente alla famiglia Panopeidae, originario del nord-est Atlantico, fu segnalato per la prima volta nel 1992 nel Mediterraneo (Frogliola & Speranza, 1993). La sua introduzione è legata all'incremento dei traffici marini. Infatti questi ultimi sono un

importante vettore di specie alloctone di decapodi, dal momento che gli stadi larvali possono sopravvivere lunghi periodi all'interno delle acque di zavorra (Mizzan, 1999; Occhipinti Ambrogi, 2000).

Il suo ritrovamento nella laguna di Santa Gilla risulta occasionale in quanto soltanto 3 individui sono stati rinvenuti nel campionamento di dicembre 2013 nella stazione E3.

È un predatore vorace di bivalvi ed è considerato una possibile minaccia per le comunità indigene.

3.4.3 *Caprella scaura* Templeton, 1836

C. scaura è una specie eurialina originaria dell'oceano Indiano Occidentale, dove colonizza substrati rocciosi nella zona intertidale a meno di 10 metri di profondità (Martínez & Adarraga, 2008), in associazione con briozoi, alghe o spugne (Lim & Alexander, 1986; Guerra-Garcia & Thiel, 2001). La specie è stata inoltre ritrovata associata alle comunità incrostanti di strutture artificiali quali boe, barche, vasche adibite all'acquacoltura (Ros *et al.*, 2013).

È stata segnalata per la prima volta nel Mediterraneo, e precisamente nella laguna di Venezia, alla fine degli anni '90 (Mizzan, 1999) e presto segnalata in diverse località lungo la costa Mediterranea e dall'Atlantico Orientale (Ros *et al.*, 2013).

Nella laguna di Santa Gilla è stata segnalata nel 2013 (Cabiddu *et al.*, 2013). Nella campagna 2010-2011 furono infatti rinvenuti 180 esemplari di *C. scaura*, in prossimità della bocca mare durante il mese di ottobre e luglio.

Diversamente, durante la campagna 2013-2014, sono stati rinvenuti soltanto 26 esemplari appartenenti a questa specie, 4 dei quali registrati in una stazione prossima alle immissioni fluviali a suggerire che la specie si sia spinta anche nelle zone più interne della laguna. Anche in questo caso gli esemplari sono stati ritrovati nei mesi più caldi, settembre e giugno.

3.4.4 *Naineris setosa* (Verrill, 1900)

La specie appartiene alla famiglia degli Orbinidae, Polychaeta. Originaria delle Bermuda, risulta ben distribuita nelle latitudini tropicali e subtropicali nell'Oceano Atlantico Occidentale. La sua prima segnalazione fuori dalla sua area di origine risale al 2011 quando Blake & Giangrande riportarono la sua presenza presso un impianto di acquacoltura nel Mar Adriatico. Nonostante fosse caratterizzata da elevate abbondanze, la sua presenza sembra sia stata estinta e pertanto la specie non è stata inserita negli elenchi delle specie

aliene del Mediterraneo (Blake & Giangrande, 2011; Zenetos *et al.*, 2012). Ciononostante tra il 2012 e 2013 Khedhri *et al.* (2014) hanno rinvenuto un numero elevato di individui appartenenti a *N. setosa* in una laguna della Tunisia. In questo caso la specie è risultata meno abbondante rispetto al primo ritrovamento di Blake & Giangrande ma la sua presenza in differenti anni suggerisce che la popolazione sia stabilizzata.

Allo stesso modo, nella laguna di Santa Gilla, la specie è stata rinvenuta sia durante la campagna 2010-2011 che durante la campagna 2013-2014 (Atzori *et al.*, 2014) suggerendo che la specie abbia ritrovato nella laguna le condizioni favorevoli per il suo insediarsi.

Durante la prima campagna furono rinvenuti 19 esemplari di cui la maggior parte nella stazione S1, prossima alla foce dei fiumi. Tutti gli individui furono trovati nel campionamento di ottobre e in quello di gennaio. Diversamente, nella presente investigazione (effettuata nell'arco di tempo che va da settembre 2013 a giugno 2014), la maggior parte degli individui appartenenti alla specie *N. setosa* (46 esemplari; 92% sul totale) sono stati trovati nella stazione H4, situata in prossimità della bocca mare.

3.4.5 *Desdemona ornata* Banse, 1957

D. ornata è un piccolo sabellide descritto nella costa sudafricana e rinvenuto per la prima volta nel Mediterraneo nel 1986 da Landicci & Castelli.

Nella laguna di Santa Gilla questa specie fu segnalata da Carrada (1987), pertanto risulta ben stabilizzata.

Nella campagna 2013-2014 sono stati ritrovati 216 esemplari appartenenti a questa specie, di cui la maggioranza (176) nella stazione E3. Solo un individuo è stato rinvenuto nel campionamento di dicembre mentre sono 136 quelli ritrovati a settembre, 25 a marzo e 54 a giugno.

3.4.6 *Branchiommma luctuosum* (Grube, 1870)

Originariamente descritta per l'area tropicale, questa specie rappresenta una possibile specie lessepsiana proveniente dal Mar Rosso (Licciano & Giangrande, 2008). Il primo rinvenimento in Mediterraneo risale al 1983 (Bianchi, 1983). La specie risulta aver invaso gran parte della costa Mediterranea ed è per questo considerata una piaga (Licciano *et al.*, 2002).

Si presenta come un forte invasore, caratterizzato da un ciclo vitale corto, crescita rapida e un'alta fecondità (Giangrande & Gambi, 1998), capace di formare densi popolamenti in zone fortemente o mediamente inquinate (Zenetos *et al.*, 2010).

La specie presenta un'ampia nicchia ecologica e risulta essere un indicatore di zone eutrofiche (Giangrande & Gambi, 1998).

Nella laguna di Santa Gilla sono stati rinvenuti 13 esemplari di cui 12 durante il campionamento di settembre. Il maggior numero di individui è stato ritrovato nella stazione E3. Nessun individuo è stato ritrovato nelle stazioni con salinità minore, B2 e B4, solo un individuo nella stazione H2 così come nella stazione H4 e due individui nella stazione E1.

3.4.7 Serpulidae

Sono state rinvenute 4 specie alloctone appartenenti a questa famiglia: *Hydroides dianthus* (Verrill, 1873), *Hydroides diramphus* Mörch, 1863, *Hydroides elegans* (Haswell, 1883) e *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923). Si tratta di specie che tendono a formare dense colonie in ambienti inquinati tra cui i porti. Costituiscono circa il 65% delle comunità degli habitat inquinati (Koçak *et al.*, 1999). Sono specie non-indigene che sono presenti nell'intero bacino e, vista la loro stabilità e la loro introduzione ormai datata, sono spesso considerate componenti naturali dell'area Mediterranea.

Durante il campionamento nel mese di dicembre 127 individui della specie *H. dianthus* sono stati rinvenuti nella stazione H2. Per quanto riguarda il campionamento del mese di marzo e del mese di giugno, rispettivamente, 2 e 1 individui appartenenti alla stessa specie sono stati rinvenuti nella stessa stazione H2.

Soltanto due individui della specie *H. diramphus* sono stati ritrovati nella laguna di Santa Gilla e nello specifico nella stazione H2 nel mese di dicembre. Allo stesso modo solo tre individui di *H. elegans* sono stati rinvenuti sempre nella stazione H2 e nel mese di dicembre. Infine, per quel che concerne la specie *F. enigmaticus*, 4 individui sono stati rinvenuti nella stazione E3 nel mese di giugno.

3.4.8 *Polydora cornuta* Bosc, 1802

Anche questa specie appartenente alla classe Polychaeta e alla famiglia Spionidae può essere considerata un nuovo indicatore di inquinamento nell'area Mediterranea (Çinar *et al.*, 2012). Nella laguna di Santa Gilla, solo 3 individui appartenenti a questa specie sono stati rinvenuti e nello specifico 2 nella stazione B4 durante il campionamento di marzo e 1 nella stazione E3 durante il campionamento di giugno.

3.5 Analisi univariata: indici di diversità

In generale, tutti gli indici univariati hanno riportato valori maggiori in corrispondenza dell'area più prossima a bocca mare.

L'indice di Margalef (d) varia da un massimo di 7.29 a un minimo di 1.88 (Fig. 51). Le stazioni che presentano un indice di Margalef maggiore sono la stazione H2 (settembre = 7.07; dicembre = 6.97; marzo = 5.8; giugno = 7.29) e la stazione H4 (settembre = 5.72; dicembre = 5.19; marzo = 5.34; giugno = 4.42) mentre quelle che presentano un valore dell'indice inferiore sono la stazione B2 (settembre = 1.93; dicembre = 1.88; marzo = 2.53; giugno = 2.4) e la stazione B4 (settembre = 2.26; dicembre = 2.48; marzo = 1.98; giugno = 2.23).

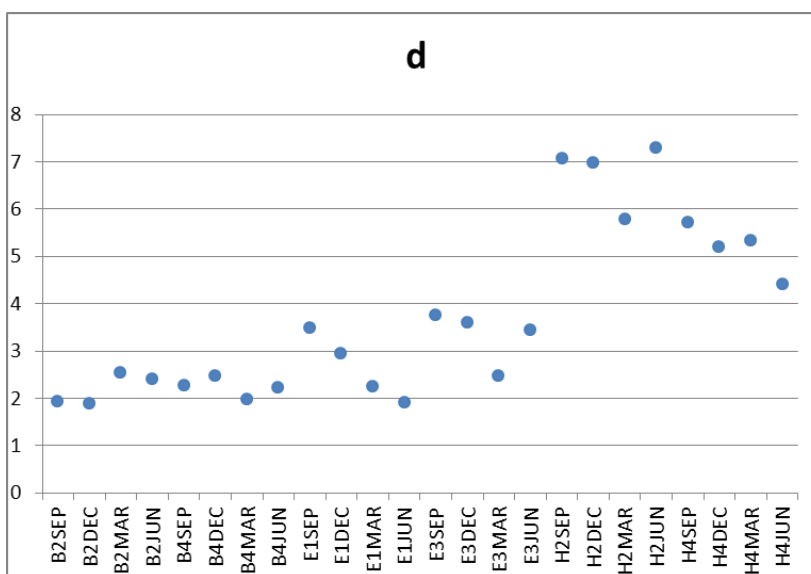


Figura 51. Valori dell'indice di Margalef nelle varie stazioni e nei vari mesi indagati.

Gli indici di evenness (J), di Shannon (H') e di Simpson (1-Lambda') (Figg. 52-54) seguono lo stesso andamento variando da un massimo di 0.75 a un minimo di 0.32, da 2.69 a 0.91 e da 0.9 a 0.37 rispettivamente. I valori medi più alti si presentano nelle stazioni più prossime a bocca a mare (J = 0.73 in H4; H' = 2.49 in H2; 1-Lambda' = 0.86 in H4) mentre i valori medi più bassi si ritrovano nelle stazioni centrali e in particolare in E1 (J = 0.42; H' = 1.16; 1-Lambda' = 0.51).

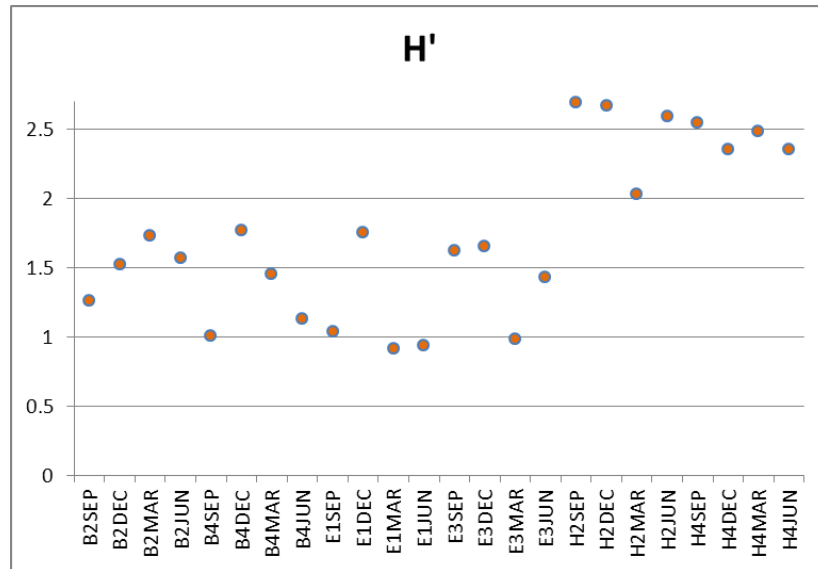


Figura 52. Valori dell'indice di Shannon nelle varie stazioni e nei vari mesi indagati.

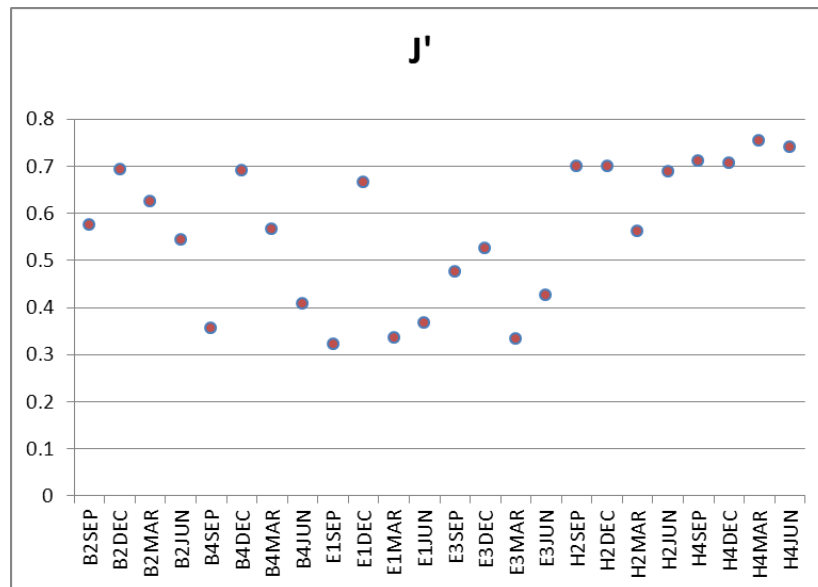


Figura 53. Valori dell'indice di Pielou nelle varie stazioni e nei vari mesi indagati.

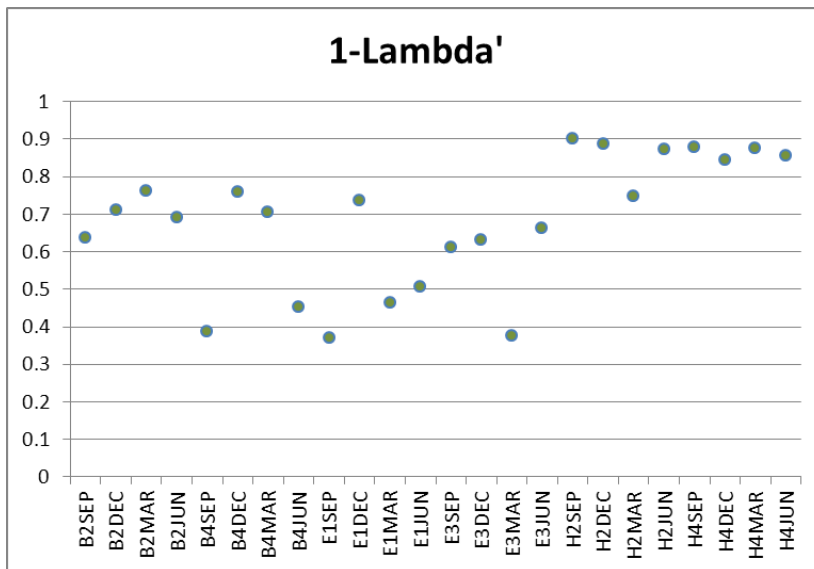


Figura 54. Valori dell'indice di Simpson nelle varie stazioni e nei vari mesi indagati.

3.6 Analisi multivariata

La *cluster analysis*, così come la *MDS analysis*, sottolineano l'esistenza di 3 gruppi (Figg. 55 e 56): il primo gruppo è formato solamente dal campione prelevato dalla stazione B2 nel mese di settembre; il secondo gruppo (*average similarity* = 41.5%) è costituito dalle stazioni più prossime a bocca mare, H2 e H4, durante tutti i mesi della campagna di rilevamenti; infine, il terzo gruppo (*average similarity* = 48.5%) è costituito dai campioni rimanenti ossia da quelli provenienti da B4, E1, E3 e dalla stazione B2 ad eccezione del campione prelevato a settembre.

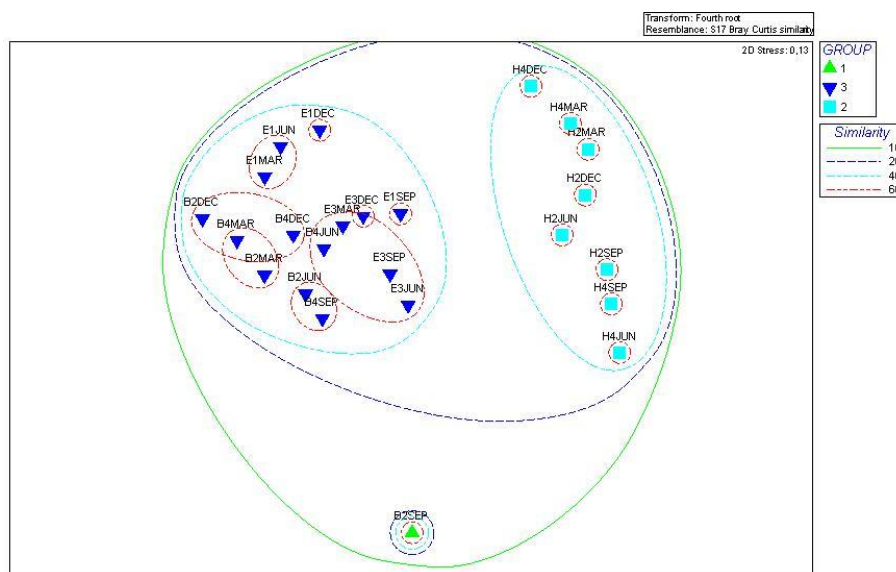


Figura 55. Cluster dei campioni indagati.

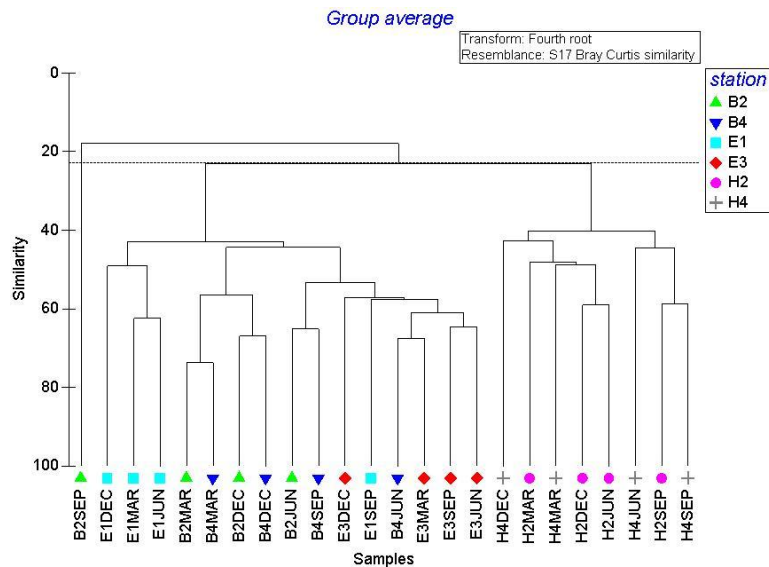


Figura 56. MDS dei campioni indagati.

Questi raggruppamenti sono confermati dall’analisi di ANOSIM (global $R = 0.964$; $p = 0.1\%$) e dal SIMPER test. Da quest’ultimo risulta che l’*average dissimilarity* tra il gruppo 1 e il gruppo 3 sia pari al 79.85 e che queste differenze siano date dal contributo cumulativo di differenti specie tra cui *S. shrubsolii* (12.05%), *G. insensibilis* (6.61%), *A. alba* (6.20%), *H. filiformis* (6.04%), *C. carinata* (5.92%) (Tab. 12).

Tabella 12. SIMPER tra il gruppo 1 e 3.

<i>Average dissimilarity</i> = 79.85		Group 1	Group 3				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%	
<i>S. shrubsolii</i>	0.00	4.24	9.62	3.95	12.05	12.05	
<i>G. insensibilis</i>	2.30	0.40	5.28	2.30	6.61	18.66	
<i>A. alba</i>	0.00	2.00	4.95	1.83	6.20	24.86	
<i>H. filiformis</i>	0.00	1.90	4.82	2.73	6.04	30.90	
<i>C. carinata</i>	0.00	2.06	4.73	4.26	5.92	36.82	
<i>H. diversicolor</i>	0.00	1.70	4.07	1.25	5.10	41.92	
<i>M. gryllotalpa</i>	2.26	1.35	2.80	1.25	3.51	45.43	
Olygochaeta	0.00	1.07	2.72	0.73	3.41	48.84	
<i>S. monoculoides</i>	1.32	0.43	2.43	1.42	3.05	51.88	

La dissimilarità cresce confrontando il gruppo 1 con il gruppo 2 (*average dissimilarity* = 86.31). Anche in questo caso le differenze sono il risultato del contributo cumulativo di

differenti specie tra cui *N. caudata* (5.18%), *L. latreilli* (4.78%), *G. insensibilis* (4.55%), *D. micrura* (3.89%), *M. gryllotalpa* (3.15%) e *P. lyra* (2.81%) (Tab. 13).

Infine tra gruppi 3 e 2 l'*average dissimilarity* è pari a 77.31 e alcune specie che contribuiscono sono *S. shrubsolii* (6.30%), *N. caudata* (4.27%) e *L. latreilli* (3,97%) (Tab. 14).

Tabella 13. SIMPER tra il gruppo 1 e 2.

<i>Average dissimilarity</i> = 86.31						
	Group 1	Group 2				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>N. caudata</i>	0.00	2.63	4.47	4.07	5.18	5.18
<i>L. latreilli</i>	0.00	2.51	4.13	7.02	4.78	9.96
<i>G. insensibilis</i>	2.30	0.00	3.93	4.06	4.55	14.51
<i>D. micrura</i>	0.00	1.90	3.36	2.27	3.89	18.41
<i>M. gryllotalpa</i>	2.26	0.75	2.72	1.64	3.15	21.56
<i>P. lyra</i>	0.00	1.61	2.43	1.00	2.81	24.37
<i>S. monoculoides</i>	1.32	0.00	2.25	4.06	2.60	26.97
<i>H. filiformis</i>	0.00	1.31	2.17	1.29	2.52	29.49
<i>L. lucinalis</i>	0.00	1.30	2.14	1.75	2.48	31.97
<i>P. kroyerii</i>	0.00	1.35	2.09	0.95	2.42	34.39
<i>A. alba</i>	0.00	1.06	1.93	1.70	2.23	36.62
<i>L. kroyeri</i>	0.00	1.08	1.88	1.17	2.18	38.80
<i>A. gracilis</i>	0.00	1.13	1.77	1.43	2.05	40.85

Tabella 14. SIMPER tra il gruppo 2 e 3.

<i>Average dissimilarity</i> = 77.31						
	Group 3	Group 2				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>S. shrubsolii</i>	4.24	0.26	4.87	2.78	6.30	6.30
<i>N. caudata</i>	0.09	2.63	3.30	3.41	4.27	10.58
<i>L. latreilli</i>	0.08	2.51	3.07	4.02	3.97	14.55
<i>D. micrura</i>	0.49	1.90	2.00	1.53	2.59	17.14
<i>H. diversicolor</i>	1.70	0.29	1.99	1.29	2.57	19.72
<i>P. lyra</i>	0.65	1.61	1.87	1.17	2.42	22.13
<i>C. carinata</i>	2.06	0.91	1.70	1.36	2.20	24.33
<i>L. lucinalis</i>	0.00	1.30	1.64	1.86	2.12	26.46
<i>P. kroyerii</i>	0.08	1.35	1.62	1.01	2.09	28.55
<i>M. acberusicum</i>	1.22	1.21	1.52	1.16	1.96	30.51
<i>Ohygochaeta</i>	1.07	0.20	1.43	0.82	1.85	32.36
<i>Caprellidae</i>	0.16	1.19	1.40	1.06	1.82	34.17
<i>A. alba</i>	2.00	1.06	1.40	1.51	1.81	35.98
<i>L. kroyeri</i>	0.98	1.08	1.37	1.25	1.77	37.75
<i>A. gracilis</i>	0.13	1.13	1.31	1.41	1.69	39.44
<i>I. serrata</i>	0.72	1.04	1.30	1.35	1.68	41.12

4 CONCLUSIONI

Attraverso questo studio sono stati ritrovati 16910 individui appartenenti a 114 *taxa*, 68 dei quali mai segnalati in precedenti lavori (Cottiglia *et al.*, 1973; Porcu *et al.*, 1983; Carrada, 1986; , 1994; Murenu & Campisi, 1998).

Il numero di specie risulta superiore in prossimità della bocca mare come suggerito da Remane (1934) mentre il numero di individui risulta inaspettatamente più alto nelle stazioni posizionate nella parte intermedia della laguna, e in particolare nella stazione E3. A questo alto numero di individui contribuiscono particolarmente l'anfipode *M. acberusicum* (1024 ind.) e il polichete *S. shrebsolii* (4421 ind.). Quest'ultimo risulta essere la specie dominante nella laguna. Si tratta di un polichete tubicolo detritivoro, specie tollerante e abbondante in ambienti arricchiti organicamente (Pearson & Rosenberg, 1978), altamente disturbati (Sardá & Martin, 1993). In particolare, questa specie, raggiunge abbondanze notevoli nelle stazioni E1 e E3 ed è pressoché assente nelle stazioni a salinità maggiore.

Per quanto concerne le variazioni in scala temporale, complessivamente nella laguna si può notare un importante decremento nel numero di individui nel mese di dicembre. Questo potrebbe essere intrinseco al ciclo vitale delle specie o potrebbe essere relazionato alla riduzione della salinità in conseguenza degli eventi alluvionali che si abbatterono sulla Sardegna nel mese precedente (novembre 2013).

Il gruppo ecologico dominante è il gruppo III, costituito dalle specie tolleranti, fatta eccezione per le stazioni più prossime a bocca mare dove c'è un generale aumento nell'abbondanza delle specie sensibili (gruppo I) e specie indifferenti (gruppo II), ma anche delle specie opportuniste di secondo grado (gruppo IV). Risulta significativo anche l'aumento nella presenza di specie opportuniste di primo grado (gruppo V), e in particolare della sottoclasse Olygochaeta, nelle stazioni E1 e E3, situate nella parte centrale della laguna.

Il numero considerevole di specie non endemiche nell'area di Santa Gilla suggerisce che ci siano le caratteristiche favorevoli per l'instaurarsi di un'ampia varietà di specie e che in futuro ci possa essere un aumento nel numero delle stesse.

Il vettore di introduzione di queste specie è difficile da stabilire. La posizione strategica dell'area in prossimità di due porti, suggerisce che il trasporto navale, tramite *ballast water* (acque di zavorra) o *fouling* (incrostazioni), sia una potenziale via di introduzione di specie non endemiche. Effettivamente, il porto di Cagliari gestisce un considerevole traffico marittimo e nel 2013, in accordo con le statistiche dell'Autorità Portuale, ha supportato un

traffico di un totale di 34800643 tonnellate (di cui 14221207 tonnellate di crudo), 6293 navi e 343418 passeggeri.

Un'altra ipotesi sarebbe quella dell'introduzione legata all'importazione di specie destinate all'acquicoltura. Attualmente, le uniche specie coinvolte nella molluschicoltura della laguna di Santa Gilla sono le specie endemiche *Ruditapes decussatus* e *Mytilus galloprovincialis*. Nonostante questo, in passato ci furono vari tentativi di introduzione di specie non endemiche a scopi di acquicoltura, come della vongola filippina *Ruditapes philippinarum* nel 1996, del gambero *Marsupenaeus japonicus* e dell'ostrica *Crassostrea gigas* nel 2004. Inoltre, per alcune specie dotate di peculiari stadi giovanili, è ipotizzabile una naturale dispersione larvale.

A causa della esiguità di dati pregressi, è anche difficile stabilire se si tratti di introduzioni recenti. Si può ipotizzare che lo sia nel caso di specie come *Naineris setosa* e *Caprella scaura*, il cui primo ritrovamento nell'area Mediterranea risulta piuttosto recente. Diversamente si può supporre che specie come *Desdemona ornata* o *Hydroides dianthus* siano naturalizzate anche nella laguna di Santa Gilla. Si rende comunque necessario un continuo monitoraggio per studiarne la dinamica e per valutare l'impatto che queste specie potrebbero attuare sulla comunità autoctona.

Per quel che concerne l'analisi statistica, quella univariata ha messo in evidenza, attraverso l'applicazione degli indici di diversità, come le stazioni H2 e H4, in prossimità della bocca mare siano quelle più strutturate, in linea con il modello di confinamento proposto da Guelorget (1987).

L'analisi multivariata ha invece sottolineato la presenza di 3 gruppi principali. La stazione B2 nel mese di settembre risulta costituire un gruppo a sé stante, caratterizzato da un numero ridotto di individui e specie, appartenenti esclusivamente ai *taxa* Mollusca e Crustacea.

Gli altri due gruppi (similarità = 40) risultano invece costituiti l'uno dalle stazioni più prossime a bocca mare, e l'altro dalle stazioni dell'area centrale e da quelle più vicine alle acque fluviali.

Il test ANOSIM ha confermato queste differenze mentre il test SIMPER ha messo in evidenza un'alta dissimilarità tra i gruppi.

Concludendo, questo lavoro fornisce un importante quadro generale riguardante la distribuzione della comunità bentonica nella laguna di Santa Gilla, sopperendo alla lacunosa e scarsa letteratura. Costituisce perciò il punto di partenza per la valutazione dello stato di qualità, nonché la base di futuri monitoraggi e analisi specifiche.

V Indici biotici nei sistemi di transizione

1 INTRODUZIONE

La conservazione e la gestione degli habitat di transizione richiedono un approccio integrato che comprende la valutazione dei tre aspetti, chimico, fisico e biologico (Gibson *et al.*, 2000).

Prendendo in esame la componente biologica, la *Water Framework Directive*, richiede la sua valutazione per mezzo di indici biotici abbinata all'indagine di descrittori abiotici. Gli indici biotici, infatti, sono perlopiù delle espressioni numeriche che combinano valori quantitativi di diversità di specie con informazioni qualitative riguardanti la sensibilità ecologica di ciascun *taxon* (Yazdian *et al.*, 2014), ritenuti un metodo valido per capire la qualità di un ecosistema acquatico.

Con l'attuazione della *Water Framework Directive*, l'utilizzo e lo sviluppo di nuovi indici biotici hanno subito un veloce e forte incremento da parte degli Stati Membri con l'intento di soddisfare le richieste della direttiva stessa.

Infatti, quest'ultima indica diversi elementi biologici da monitorare, tra cui la fauna di invertebrati bentonici, menzionando la diversità, l'abbondanza e la presenza di *taxa* tolleranti/sensibili (Annesso V), ma non opta per nessun indice specifico, lasciando quindi agli Stati Membri il compito di individuare delle *metric* adatte a ciascun sistema (Sigovini, 2011).

Gli indici si possono dividere in due categorie principali: tassonomici e non-tassonomici. Per i primi l'identificazione tassonomica presenta un ruolo chiave e a questi si ascrivono diverse tipologie di indici: indici a livello di comunità come i macrodescrittori (il numero di specie, l'abbondanza e la biomassa) e gli indici di diversità; gli indici biotici (*sensu stricto*) che si basano sull'importanza e sull'abbondanza delle specie tolleranti/sensibili; indici multimetrici che nascono da un approccio multimetrico che integra dati relativi alle caratteristiche della comunità bentonica e alla presenza di *taxa* indicatori; indici integrati ossia indici che integrano risposte di più variabili ambientali biotiche o abiotiche.

Invece, gli indici non-tassonomici sono quelli basati su una caratteristica funzionale o morfologica, come per esempio la taglia nel caso dell'indice ISD (*Index of Size Distribution*; Reizopoulou & Nicolaidou, 2007).

La maggior parte degli indici biotici è stata creata in funzione di database provenienti da ecosistemi marini costieri per cui il loro utilizzo in ecosistemi di transizione, soprattutto quando negli stessi la salinità presenta ampie variazioni (0.5-30), è da compiersi con prudenza (Dauvin, 2007).

Difatti, la maggior parte degli indici esamina la relativa riduzione o la totale scomparsa delle specie sensibili o l'aumento delle specie tolleranti o opportuniste con l'aumento della materia organica nei sedimenti (Dauvin, 2007).

Tuttavia nei sistemi di transizione il numero di specie si riduce in relazione alla capacità delle stesse specie di adattarsi a salinità e caratteristiche ambientali differenti e allo stesso tempo l'abbondanza di una o più specie dominanti aumenta (Dauvin & Destoy, 2005). Perciò il principale problema è quello che tutti gli indici creati per indagare lo stress antropogenico considerino l'abbondanza delle specie tolleranti che possono però essere presenti e abbondanti anche in condizioni di stress naturale come quello delle acque di transizione. Da ciò deriva il concetto di "*Estuarine Quality Paradox*" (Dauvin, 2007), di cui si è parlato nel Capitolo I.

Nel caso dei sistemi di transizione inoltre la ricerca di *reference condition*, ossia condizioni fisico-chimiche (o biologiche) del sistema che riflettano il miglior *status* fisico-chimico (o ecologico) e il minore impatto antropogenico (Borja, 2005) di quel determinato ambiente, è piuttosto ostica a causa appunto della loro composizione in microhabitat con alta variabilità di condizioni fisico-chimiche e biologiche, oltre al fatto che sono ambienti particolarmente soggetti all'impatto antropico e in cui difficilmente si può individuare una condizione "*pristine*" (pura, senza l'alterazione umana).

Nonostante vari indici siano stati riadattati a sistemi di transizione con relativo successo, il loro utilizzo in questi ecosistemi deve essere valutato con cautela (Dauvin, 2007).

2 MATERIALI E METODI

2.1 Indici biotici

Il *database* proveniente dall'analisi della fauna di invertebrati bentonici di Santa Gilla è stato sottoposto all'applicazione di differenti indici bentonici proposti da differenti autori per testarne la loro efficacia in un ecosistema di transizione come quello della laguna di Santa Gilla.

In particolare, per ciascuna stazione e per ciascun mese campionato, lo stato di qualità è stato definito usando sei indici biotici.

2.1.1 ITI (*Infaunal Trophic Index*; Word, 1978)

Si tratta di un indice basato sulla distribuzione delle specie macrozoobentoniche in accordo con la loro categoria trofica. Infatti, l'ITI si sviluppa dal presupposto che la struttura di comunità può essere valutata per mezzo delle abitudini alimentari degli invertebrati bentonici come risposta al contenuto di materia organica nel sedimento o nella colonna d'acqua. Gli animali del benthos, in linea con questo indice, ricadono all'interno di quattro categorie trofiche: 1. *Suspension detritus feeder*, 2. *Surface detritus feeder*, 3. *Surface deposit feeder*, 4. *Subsurface deposit feeder*.

È stato possibile considerare e associare a queste quattro categorie 70 *taxa*, in accordo con la lista fornita da Word (1978) e dai principali registri online (www.marinespecies.org; www.itis.gov).

L'*Infaunal Trophic Index* è stato calcolato in base alla seguente formula:

$$ITI = 100 - 33.33 * \frac{0n1 + 1n2 + 2n3 + 3n4}{n1 + n2 + n3 + n4}$$

dove n_1 , n_2 , n_3 , n_4 sono il numero degli individui rinvenuti nel campione che appartengono a ciascuno dei gruppi trofici sopra citati.

Valori prossimi a 100 o maggiori di 50 indicano una maggior presenza di “*suspension feeder*”, propria di un sistema non disturbato o poco disturbato. Al contrario valori vicini allo “0” o comunque inferiori a 20 indicano una dominanza di “*subsurface deposit feeder*”, tipica di ambienti degradati. Valori compresi tra 20 e 50 sono indice di arricchimento.

Non è stato possibile calcolare l'indice ITI nei casi in cui il numero di individui appartenenti alle quattro categorie sia risultato inferiore a 5.

È un indice raccomandato come strumento per i programmi di monitoraggio ed è ampiamente usato come indice di inquinamento (Kennish, 1997). Ciononostante presenta alcuni svantaggi e intrinseci errori come la difficoltà di attribuire un'univoca classe trofica a certe specie giacché l'alimentazione è anche influenzata da restrizioni geografiche (Pinto *et al.*, 2008).

2.1.2 BO2A (*Benthic Opportunistic Annelida Amphipod Index*; Dauvin, 2009)

Nasce da una modificazione del precedente indice BOPA (*Benthic Opportunistic Polychaeta Amphipoda*; Dauvin & Ruellet, 2007) per adattarlo agli ecosistemi di transizione.

Il BO2A è l'espressione della seguente formula:

$$BO2A = \log \frac{f_{oa}}{f_{sa} + 1} + 1$$

dove f_{oa} è la frequenza degli Anellida opportunisti (Clitellata e Polychaeta) e f_{sa} è la frequenza degli Amphipoda sensibili allo stress (esclusi quelli appartenenti al genere Jassa).

Rispetto al precedente indice, è stato incluso il *taxon* dei Clitellata che risulta particolarmente abbondante nei sistemi di transizione.

Si basa sulla sufficienza tassonomica considerando in modo diretto solo due *taxa* (Anellida e Amphipoda) senza necessitare l'identificazione degli individui a livello di specie e pertanto riducendo tempi e costi.

Un altro dei principali vantaggi di questo indice è la sua indipendenza (garantita dall'uso della frequenza e dalla proporzione di ciascuna categoria di organismi) dal protocollo di campionamento, dalla maglia che viene usata per setacciare i campioni, così come dall'unità di superficie campionata.

Anche in questo caso non è stato possibile calcolare l'indice nei casi in cui il numero degli individui del campione è risultato inferiore a 20.

Il valore dell'indice è compreso tra 0 e log 2. In tabella 15 sono riportati i vari valori limite dell'indice BO2A corrispondenti ai vari stati di qualità ecologici.

2.1.3 BITS (*Benthic Index based on Taxonomic Sufficiency*; Mistri & Munari, 2008)

Si tratta di un indice sviluppato con l'obiettivo di studiare lo stato di qualità delle lagune costiere italiane. Come l'indice BO2A anche l'indice BITS si basa sulla sufficienza tassonomica considerando 3 categorie a livello di specie e riducendo i costi relativi al *sorting* e all'identificazione degli organismi.

L'indice può essere espresso come:

$$BITS = \log[(6fI + fII)/(fIII + 1) + 1] + \log[nI/((nII + 1) + 1)] + nI/((nIII + 1) + 1) + 0.5nII/((nIII + 1) + 1]$$

Dove fI è la frequenza delle famiglie sensibili, fII è la frequenza delle famiglie tolleranti, fIII è la frequenza delle famiglie opportuniste, nI è il numero delle famiglie sensibili, nII è il numero delle famiglie tolleranti e nIII è il numero delle famiglie opportuniste.

È stato possibile attribuire una valenza alle famiglie rinvenute nella laguna di Santa Gilla basandosi sulla lista disponibile nel sito www.bits.unife.it.

Sono stati considerati solo i campioni con $N \leq 15$.

L'*Ecological Quality Status (EcoQs)* è stato ottenuto per ciascun campione facendo riferimento ai valori limite proposti per i sedimenti sabbiosi (Tab.15) in quanto i sedimenti di Santa Gilla risultano essere prevalentemente costituiti da questa tessitura.

2.1.4 AMBI (*Azti Marine Biotic Index*; Borja et al., 2000).

L'indice AMBI è fondato sulla distribuzione dell'abbondanza relativa delle comunità di fondi molli all'interno di 5 gruppi ecologici (Grall & Glémarec, 1997):

- Gruppo I, specie sensibili all'arricchimento organico e presenti in condizioni di non inquinamento;
- Gruppo II, specie indifferenti all'arricchimento, sempre presenti in basse densità e con variazioni non significative nel tempo;
- Gruppo III, specie tolleranti un eccesso di arricchimento organico che possono essere presenti anche in condizioni normali benché siano stimulate dall'arricchimento;
- Gruppo IV, specie opportuniste di secondo ordine;

➤ Gruppo V, specie opportuniste di primo ordine.

Le specie sono state distribuite in questi gruppi in accordo con la loro sensibilità all'aumentare del gradiente di stress riportata dalla lista fornita da *Azti.Tecnalia*, aggiornata a novembre 2014, comprendente 8000 specie.

L'indice è descritto dalla seguente formula:

$$BC = \{((0 * \%GI) + (1.5 * \%GII) + (3 * \%GIII) + (4.5 * \%GIV) + (6 * \%GV))/100\}$$

dove %GI, %GII, %GIII, %GIV e %GV sono le percentuali dei cinque gruppi ecologici nel campione.

Per il calcolo dell'indice AMBI ci si è serviti dell'*AMBI index software v.5.0* (<http://ambi.azti.es>).

Le classi di qualità ecologiche sono state determinate servendosi dei valori limite riportati in tabella 15.

Lo svantaggio di questo indice è che non evidenzia altri tipi di inquinamento che non siano di tipo organico (Marín-Guirao *et al.*, 2005).

2.1.5 m-AMBI (*Multivariate-AMBI*; Muxika *et al.*, 2007)

Si tratta di un indice multimettrico che integra l'indice AMBI con altre *metric* che descrivono l'integrità della comunità bentonica come la diversità di Shannon-Weaver e il numero totale di specie del campione.

Anche in questo caso per il calcolo dell'indice si è utilizzato l'*AMBI index software v. 5.0* (<http://ambi.azti.es>).

Questo metodo compara (attraverso l'analisi della "*Euclidean distance*") i risultati del campione esaminato con *reference condition*, per poi ricavarne l'*Ecological Quality ratio* (EQR) compresa tra "*High*" e "*Bad*".

In particolare nel presente studio sono state utilizzate le "*High EcoQs*" *reference condition* proposte da Muxika *et al.* (2007) per gli ambienti caratterizzati da acque polialine (con salinità compresa tra 18 e 30 PSU): S = 32; H' = 3.8; AMBI = 2.0.

Per ricavare le classi di qualità ecologica si è fatto riferimento ai valori *boundary* riportati in tabella 15.

m-AMBI risulta fornire un sistema di classificazione più accurato in habitat con minore salinità (Muxika *et al.*, 2007).

2.1.6 BENTIX (Simboura & Zenetos, 2002).

Creato sulla base dell'indice AMBI ma riporta rispetto allo stesso riporta una riduzione delle classi ecologiche che risultano tre più ampie:

- Gruppo I, specie sensibili o indifferenti al disturbo (caratterizzate da una strategia K);
- Gruppo II, specie tolleranti che possono accrescere la loro abbondanza in caso di stress e specie opportuniste di secondo ordine (caratterizzate da una strategia r);
- Gruppo III, specie opportuniste di primo ordine.

Per il calcolo di questo indice ci si è avvalsi del *New Bentix Add-in software* (www.hcmr.org) che sfrutta la seguente espressione:

$$BENTIX = \frac{6 * \%GI + 2 * (\%GII + \%GIII)}{100}$$

dove % GI, % GII, % GIII sono le percentuale dei tre gruppi ecologici rinvenuti nei campioni.

Per associare uno *status* di qualità al valore dell'indice ritrovato si è fatto riferimento ai valori limite riportati in tabella 15.

Tabella 15. *Boundary* degli indici applicati alla comunità della laguna di Santa Gilla corrispondenti alle 5 classi di qualità ecologica.

<i>EcoQs</i>	BO2A	BITS	AMBI	m-AMBI	BENTIX
HIGH	0-0.045	2.20-2.75	0-1.2	> 0.82	4.5-6
GOOD	0.045-0.14	1.65-2.20	1.2-3.3	0.62-0.82	3.5-4.5
MODERATE	0.14-0.19	1.10-1.65	3.3-4.3	0.41-0.61	2.5-3.5
POOR	0.19-0.27	0.55-1.10	4.3-5.5	0.20-0.50	2.0-2.5
BAD	0.27-0.3	0-0.55	5.5-7.0	< 0.20	< 2.0

2.2 Analisi dei dati

Per valutare le incongruenze tra i vari indici a cui è stata sottoposta la comunità della laguna di Santa Gilla, si sono considerati solo due stati di qualità come consigliato da Blanchet *et al.* (2008): “*Acceptable*” per esprimere un *EcoQs* “*High*” o “*Good*” e “*Not acceptable*” corrispondente a un *EcoQs* compreso tra “*Moderate*” e “*Bad*”.

Nel caso dell'indice ITI è stato attribuito uno stato di qualità ecologico “*Acceptable*” quando il valore dello stesso indice è risultato superiore a 50 (*little effect*) e “*Not Acceptable*” quando il valore è risultato inferiore a 50 (*enriched* o *degraded*).

A ciascun *Ecological Status Acceptable* è stato attribuito un valore pari a 1 mentre quando ne è risultato uno stato ecologico *Not Acceptable* è stato attribuito un valore pari a 0. I valori sono stati poi sommati per ciascuna stazione per ottenere un unico valore capace di misurare il livello di accordo tra i vari indici (Tab. 16).

Tabella 16. Valori usati per misurare il livello di accordo/disaccordo tra gli indici per ciascuna stazione.

0	Completo accordo dei 6 indici biotici su un <i>EcoQs</i> \leq “ <i>Moderate</i> ”
1	Parziale accordo (5 indici su 6) dei 6 indici biotici su un <i>EcoQs</i> \leq “ <i>Moderate</i> ”
2	Parziale accordo (4 indici su 6) dei 6 indici biotici su un <i>EcoQs</i> \leq “ <i>Moderate</i> ”
3	Disaccordo dei 6 indici biotici (3 indici su 6)
4	Parziale accordo (4 indici su 6) dei 6 indici biotici su un <i>EcoQs</i> \geq “ <i>Good</i> ”
5	Parziale accordo (5 indici su 6) dei 6 indici biotici su un <i>EcoQs</i> \geq “ <i>Good</i> ”
6	Completo accordo dei 6 indici biotici su un <i>EcoQs</i> \geq “ <i>Good</i> ”

Le relazioni tra i vari indici sono state poi valutate mediante il coefficiente di Spearman utilizzando il *software Primer v 6* (Clarke & Gorle, 2006).

Questo presenta dei valori compresi tra -1 (correlazione negativa) a +1 (correlazione positiva).

È stato poi calcolato il *p value* per interpretare la significatività statistica del coefficiente di Spearman, stabilendo come limite di significatività un *p value* < 0.05 .

3 RISULTATI

3.1 Indici biotici

3.1.1 ITI

In tabella 17 sono riportati i valori (espressi come media delle 3 repliche) dell'*Infaunal Trophic Index* ritrovati nelle varie stazioni nei diversi mesi campionati.

Nella stazione B2 nel mese di settembre non è stato possibile calcolare l'indice poiché il numero di esemplari è risultato inferiore a 5.

Non si è registrata nessuna situazione “*degraded*” (ITI < 20).

L'unica stazione che ha presentato un buono stato di qualità ecologico (ITI > 50) durante tutti i mesi è la stazione E3 (settembre = 63.8; dicembre = 68.5; marzo = 65.9; giugno = 70.2), mentre le altre stazioni hanno presentato un *EcoQ* “*enriched*” (20 < ITI < 50) durante uno o più mesi campionati.

In particolare le stazioni B2 e B4 hanno registrato valori dell'indice ITI inferiori a 50 durante il mese di dicembre (ITI: B2 = 44.2; B4 = 43.8) e marzo (ITI: B2 = 41.9; B4 = 44.8); nella stazione E1 si sono registrati valori indicanti una situazione di arricchimento nel mese di marzo (ITI = 48.0) e nel mese di giugno (ITI = 45.6); infine nelle stazioni più prossime a bocca mare, H2 e H4, si è registrato un *EcoQs* disturbato durante il mese di marzo (ITI: H2 = 24.5; H4 = 43.1).

Tabella 17. Valori dell'indice ITI rinvenuti nelle 6 stazioni durante i mesi di settembre, dicembre, marzo e giugno.

	B2	B4	E1	E3	H2	H4
SEP	***	64.8	63.3	63.8	61.1	78.7
DEC	44.2	43.8	54.7	68.5	56.6	67.3
MAR	41.9	44.8	48.0	65.9	24.5	43.1
JUN	62.7	60.3	45.6	70.2	59.5	70.0

3.1.2 BO2A

Il calcolo *Benthic Opportunistic Annelida Amphipod Index* ha restituito i valori presentati in tabella 18 e in figura 57.

Gli *EcoQs* registrati nelle varie stazioni e nei differenti mesi si presentano “*High*” o “*Good*”. Nello specifico, attraverso questo indice, nella stazione B2 si è ritrovato uno stato di qualità ecologico “*High*” nel mese di settembre e nel mese di marzo mentre nei mesi di dicembre e giugno si è riscontrato un *EcoQs* “*Good*”.

Nella stazione B4 invece si è registrato uno stato “*Good*” nei mesi di settembre, dicembre e marzo mentre la stazione nel mese di giugno è risultata caratterizzata da uno stato ecologico “*High*”.

Ancora, nella stazione E1 si è registrato un *EcoQs* “*High*” nei mesi di settembre, marzo e giugno e un *EcoQs* “*Good*” nel mese di dicembre.

Più coerenza è stata rilevata nelle stazioni E3, H2 e H4 dove l'*EcoQs* ritrovato in tutti i mesi campionati si è rilevato rispettivamente “*High*”, “*Good*” e “*Good*”.

Non è stato possibile calcolare l'indice nei casi in cui il numero di individui di un campione fosse inferiore a 20. Pertanto in alcuni casi (B2 nei mesi di settembre e dicembre, E1 nel mese di dicembre e H4 nel mese di marzo) i risultati presenti in tabella sono da considerarsi media di due repliche e non di triplicati.

Tabella 18. Valori dell'indice BO2A ritrovati nelle differenti stazioni e nei differenti mesi campionati.

	B2	B4	E1	E3	H2	H4
SEP	0	0.02021	0.01336	0.01205	0.03703	0.07440
DEC	0.12089	0.02666	0.02924	0.01451	0.08704	0.09396
MAR	0.03235	0.02054	0.01896	0.00683	0.06304	0.11887
JUN	0.05099	0.00715	0.01179	0.00130	0.07853	0.09126

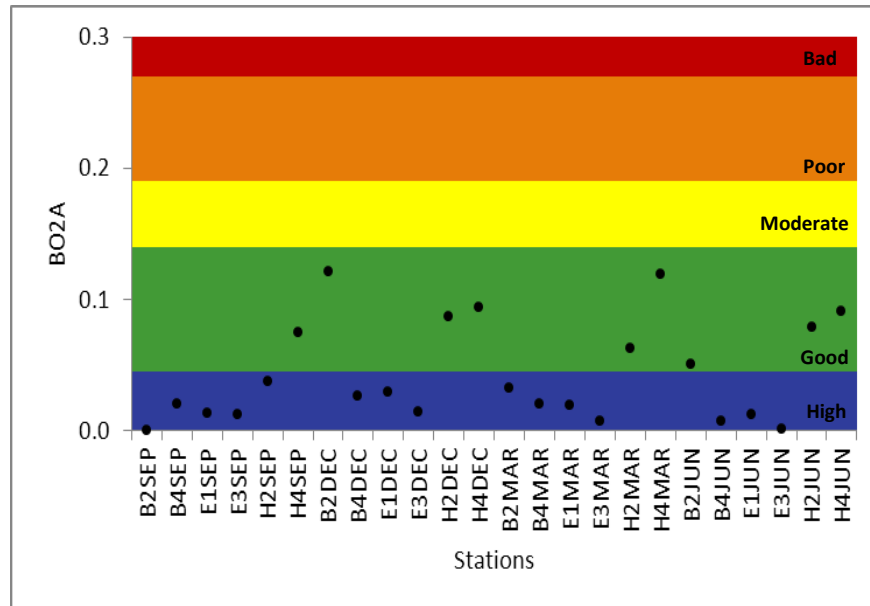


Figura 57. Rappresentazione grafica dei valori dell'indice BO2A corrispondenti ai differenti *EcoQs*.

3.1.3 BITS

I valori dell'indice BITS sono riassunti in tabella 19, espressi come media delle tre repliche, fatta eccezione per i campioni in cui il numero di individui rinvenuti è risultato ≤ 15 (B2 nel mese di settembre e E1 nel mese di dicembre) per i quali i numeri riportati in tabella sono da ritenersi media tra due repliche.

Tabella 19. Valori dell'indice BITS registrati nelle varie stazioni e nei vari mesi.

	B2	B4	E1	E3	H2	H4
SEP	3.66	2.20	2.28	2.31	2.49	3.84
DEC	1.19	2.30	1.25	2.42	1.80	2.23
MAR	1.88	1.88	1.01	2.27	1.22	1.88
JUN	2.36	2.46	1.02	2.98	2.38	3.36

Le *EcoQs* corrispondenti ai valori di BITS variano dallo stato “*High*” allo stato “*Poor*”. In particolare nella stazione B2 si sono registrati valori di questo indice corrispondenti a un *EcoQs* “*High*” nei mesi di settembre e giugno e corrispondenti a un *EcoQs* “*Good*” nei mesi di dicembre e marzo; nella stazione B4, invece, si è registrata una condizione ecologica buona nel mese di settembre e marzo mentre si è riscontrata una condizione “*High*” nei mesi di dicembre e giugno; nella stazione E1 si è rinvenuto un *EcoQs* “*High*”, “*Moderate*” e

“*Poor*”, rispettivamente nei mesi di settembre, dicembre e marzo/giugno; nella stazione E3 in tutti i mesi si sono registrati valori dell’indice BITS equivalenti a uno stato di qualità “*High*”; nella stazione H2 si è registrato un *EcoQs* “*High*” nel mese di settembre e giugno, “*Good*” nel mese di dicembre e “*Moderate*” nel mese di marzo; infine nella stazione H4 la condizione ecologica è risultata “*High*” fuorché nel mese di marzo dove si è registrato un *EcoQs* “*Moderate*” (Fig. 58).

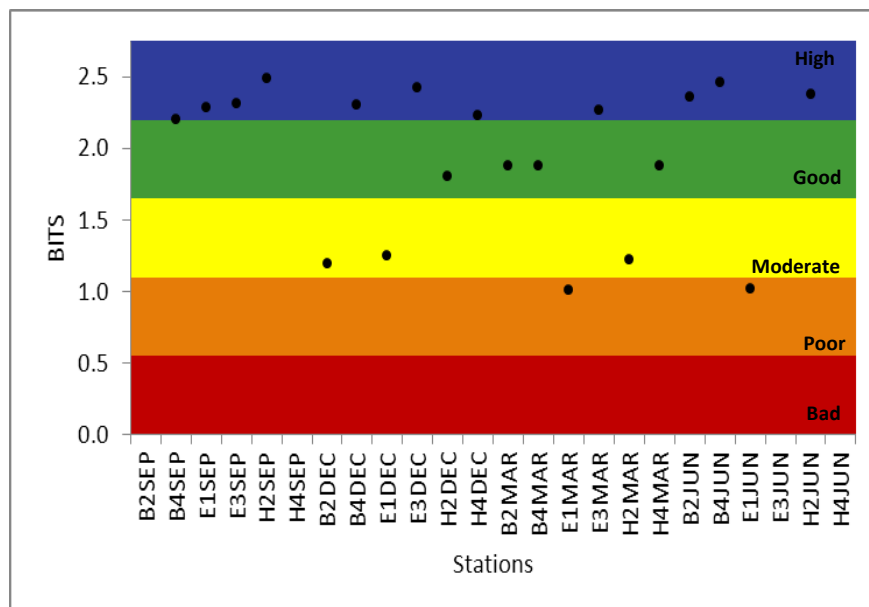


Figura 58. Rappresentazione grafica dei valori dell’indice BITS corrispondenti ai differenti *EcoQs*.

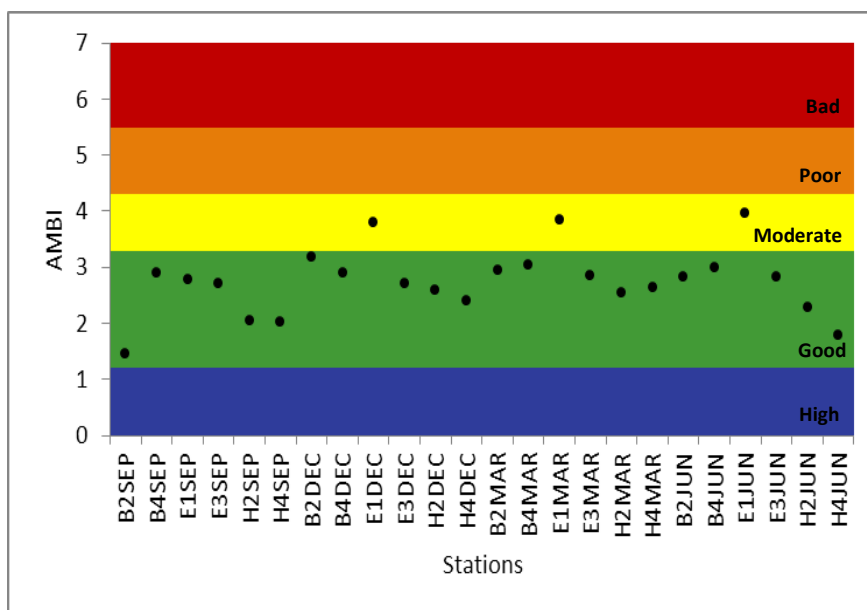
3.1.4 AMBI

L’applicazione dell’indice AMBI varia da 1.4 (stazione B2 nel mese di settembre) e 4.0 (stazione E1 nel mese di giugno) e rivela uno stato ecologico che spazia tra “Buono” e “Moderato” (Tab. 20; Fig.59).

In particolare la stazione E1 presenta un *EcoQs* “*Moderate*” nei mesi di dicembre, marzo e giugno dove aumenta la percentuale di specie opportuniste di primo ordine appartenenti al gruppo ecologico V (Tab. 21). Le altre stazioni presentano un buono stato di qualità ecologico in tutti i mesi, nonostante il valore dell’indice AMBI cambi all’interno del *range* $1.2 < \text{“Good”} < 3.3$.

Tabella 20. Valori di AMBI calcolati nelle varie stazioni e nei differenti mesi campionati.

	B2	B4	E1	E3	H2	H4
SEP	1.4	2.9	2.8	2.7	2.1	2.0
DEC	3.2	2.9	3.8	2.7	2.6	2.4
MAR	2.9	3.0	3.8	2.8	2.5	2.6
JUN	2.8	3.0	4.0	2.8	2.3	1.8

Figura 59. Rappresentazione grafica dei valori dell'indice AMBI corrispondenti ai differenti *EcoQs*.

La percentuale di non assegnazione (n.a.%) si presenta sempre al di sotto del 20% e pertanto l'analisi risulta accettabile (Tab. 21).

Tabella 21. Percentuale di non assegnazione (n.a.) e degli individui appartenenti alle 5 categorie ecologiche, rinvenuti in ciascun campione.

	I (%)	II (%)	III (%)	IV (%)	V (%)	n.a. (%)
B2SEP	46	7.9	46	0	0	0
B4SEP	3.7	2.9	88.8	4.6	0	0.1
E1SEP	8.8	1.4	85.4	3	1.4	0
E3SEP	9.4	7	80.7	2.5	0.4	0.2
H2SEP	14	45.4	30.5	10.2	0	2.5
H4SEP	18.4	48.8	14	18.8	0	0
B2DEC	5.6	5.6	57.7	31	0	0
B4DEC	0.8	10.3	82.5	6.3	0	0
E1DEC	2.4	3.7	61	13.4	19.5	0
E3DEC	1.8	8.8	85.6	3.8	0	1.3

	I (%)	II (%)	III (%)	IV (%)	V (%)	n.a. (%)
H2DEC	12.5	19.8	36.8	30.7	0.2	3.3
H4DEC	19.4	27.8	13.3	39.4	0	0.6
B2MAR	5.6	0.8	85.3	8.3	0	0
B4MAR	0.5	1.2	93.2	5.2	0	0
E1MAR	0	0.6	71.1	3.1	25.2	0.2
E3MAR	0.7	8.9	87.9	1.4	1.2	0.1
H2MAR	10.4	25.3	48.6	14.8	0.8	4
H4MAR	21.7	21.7	22.5	34.1	0	0.8
B2JUN	16.7	0.7	61	21.6	0	0.1
B4JUN	0.9	1.1	96	1.4	0.6	0
E1JUN	0.2	0.7	65.6	2.6	30.9	0.5
E3JUN	5.3	2.1	92.3	0.3	0	0.1
H2JUN	18.8	21.7	31.9	27.5	0	1.6
H4JUN	42.6	21.9	9.8	25.7	0	0

3.1.5 m-AMBI

I valori dell'indice m-AMBI sono riportati in figura 60 e in tabella 22. Questi si distribuiscono nel *range* $0.43 < \text{m-AMBI} < 1.11$, corrispondendo ad uno stato di qualità ecologico da “*Highb*” a “*Moderate*”.

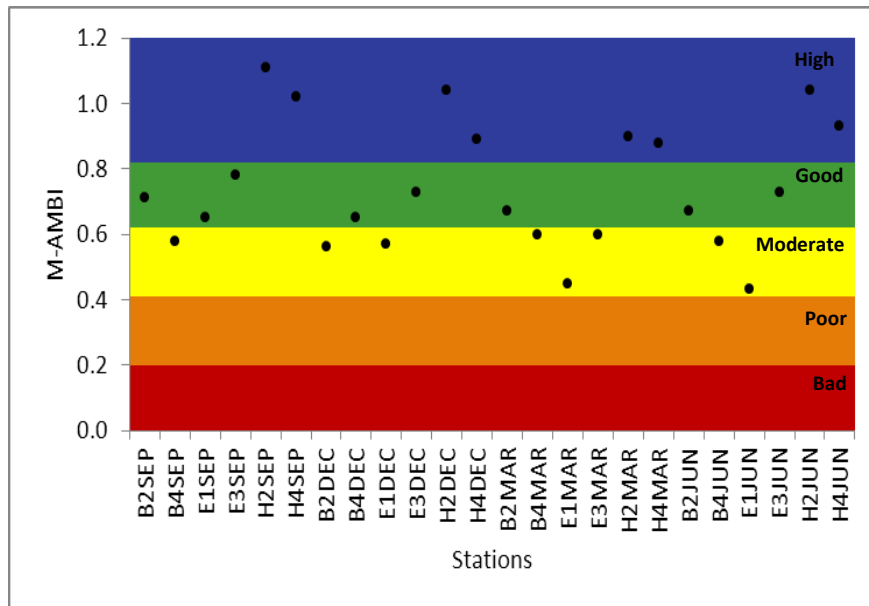
In particolare le stazioni più prossime a bocca mare, stazione H2 e stazione H4, presentano in tutti i mesi campionati un *EcoQs* “*Highb*”.

Le stazioni B2 e E3 sono caratterizzate da un buono stato di qualità ecologico in tutti i mesi, fuorché nel mese di dicembre, nel caso della stazione B2, e nel mese di marzo, per la stazione E3, dove presentano un *EcoQs* moderato.

Infine le stazioni B4 e E1 sono quelle che presentano peggiori condizioni ecologiche rispetto alle altre stazioni: in tutti i mesi è stato registrato uno stato di qualità ecologico “*Good*” tranne nel mese di dicembre, per la stazione B4, e nel mese di settembre, per la stazione E1, dove sono contraddistinte da uno stato di qualità “*Moderate*”.

Tabella 22. Valori dell'indice m-AMBI nelle varie stazioni e nei differenti mesi.

	B2	B4	E1	E3	H2	H4
SEP	0.71	0.58	0.65	0.78	1.11	1.02
DEC	0.56	0.65	0.57	0.73	1.04	0.89
MAR	0.67	0.60	0.45	0.60	0.90	0.88
JUN	0.67	0.58	0.43	0.73	1.04	0.93

Figura 60. Rappresentazione grafica dei valori dell'indice m-AMBI corrispondenti ai differenti *EcoQs*.

3.1.6 BENTIX

In tabella 23 e in figura 61 sono illustrati i valori medi (di due repliche, nel caso di B2 nel mese di settembre e E1 nel mese di dicembre, o di triplicati) dell'indice BENTIX calcolati per ogni stazione nei diversi mesi.

In questo caso il valore è compreso tra un minimo di 2.0 ad un massimo di 4.27.

Questo indice registra per le stazioni B2, B4 e E1 un "Poor" *EcoQs* in tutti mesi (Bentix < 2.5). La stazione E3 risulta caratterizzata da uno stato ecologico "Poor" nei mesi di settembre, marzo e giugno e da uno stato ecologico "Moderate" nel mese di dicembre.

La stazione H2 risulta in tutti i mesi moderatamente disturbata, tranne che nel mese di settembre dove riflette uno stato di qualità ecologico "Good". Infine la stazione H4 presenta

uno stato di qualità ecologico buono nei mesi di settembre, dicembre e giugno e uno stato di qualità ecologico “*Moderate*” nel mese di marzo.

Tabella 23. Valori medi dell'indice BENTIX calcolati per le varie stazioni e per i differenti mesi.

	B2	B4	E1	E3	H2	H4
SEP	2.37	2.02	2.15	2.17	3.46	4.27
DEC	2.23	2.44	2.26	2.74	2.57	3.53
MAR	2.23	2.02	2.02	2.43	2.67	2.92
JUN	2.01	2.03	2.02	2.03	2.96	3.88

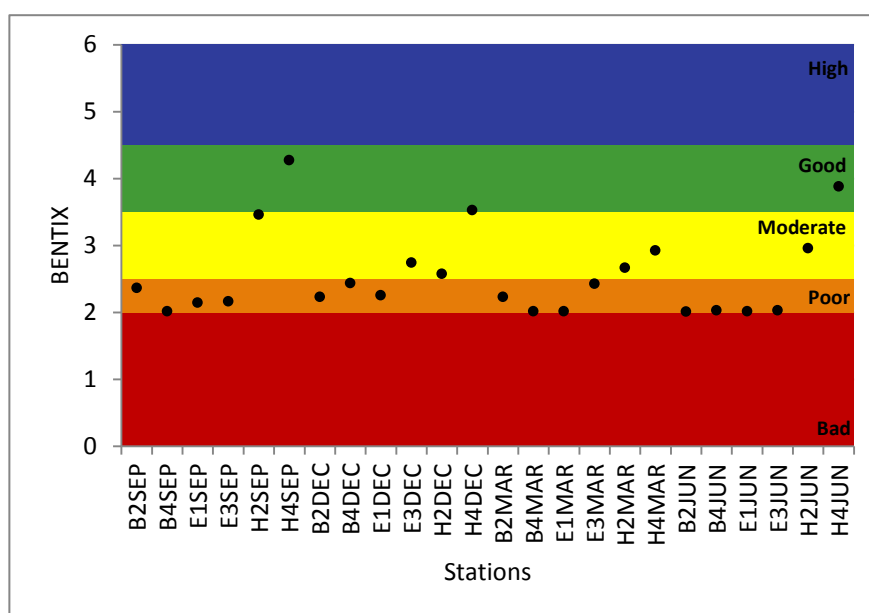


Figura 61. Rappresentazione grafica dei valori dell'indice BENTIX corrispondenti ai vari *EcoQs*.

3.2 Analisi dei dati

L'indice BO2A risulta quello che restituisce gli *EcoQs* migliori, classificando tutti i campioni come “*Acceptable*”.

A questo segue l'indice AMBI che individua solo tre campioni con stato ecologico non accettabile ossia la stazione E1 nel mese di dicembre e nel mese di marzo e nel mese di giugno.

Gli indici BITS, m-AMBI e ITI registrano rispettivamente il 79.2%, il 66.7% e il 62.5% di *EcoQs* “*Acceptable*”.

Infine l'indice BENTIX restituisce i risultati peggiori, riportando per solo 16.7% delle stazioni uno stato di qualità ecologico accettabile (Fig. 62; Tab. 24).

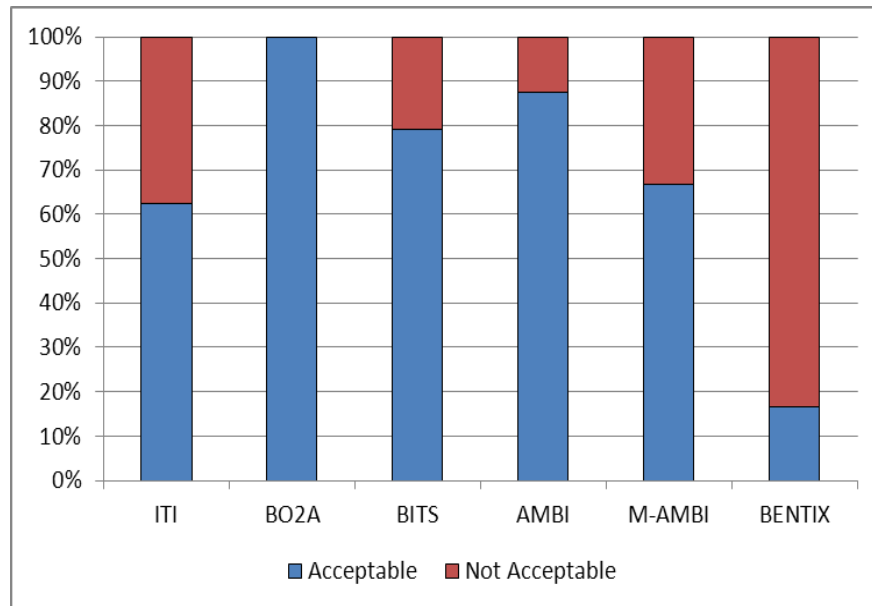


Figura 62. Rappresentazione delle percentuali delle due categorie “*Acceptable*” e “*Not Acceptable*” registrate da ciascun indice.

Il calcolo del livello di accordo tra i vari indici ha restituito una predominanza della condizione “*Partial Agreement*”, riscontrata nel 67.7% dei casi mentre il completo accordo si è ritrovato solo per il 16.7% delle stazioni (Tab. 24).

Nello specifico si è riscontrato accordo totale nella classificazione della stazione H2 nel mese di settembre e della stazione H4 nei mesi di settembre, dicembre e giugno.

Si è invece rilevata una situazione di disaccordo (3 indici su 6) nella classificazione della stazione B2 nel mese di dicembre e delle stazioni B4, H2, H4 nel mese di marzo. Infine, nei restanti casi si è riscontrata una situazione di parziale accordo.

Tabella 24. Valori dei vari indici espressi come condizione *Acceptable* (A) e condizione *Not Acceptable* (NA) per i vari campioni e livello di accordo (A.L., *Agreement Level*) degli indici biotici applicati per ciascun campione.

	ITI	BO2A	BITS	AMBI	m-AMBI	BENTIX	A.L.
B2SEP	***	A	A	A	A	NA	4
B4SEP	A	A	A	A	NA	NA	4
E1SEP	A	A	A	A	A	NA	4
E3SEP	A	A	A	A	A	NA	4
H2SEP	A	A	A	A	A	A	6
H4SEP	A	A	A	A	A	A	6
B2DEC	NA	A	A	A	NA	NA	3
B4DEC	NA	A	A	A	A	NA	4
E1DEC	A	A	NA	NA	NA	NA	2
E3DEC	A	A	A	A	A	NA	5
H2DEC	A	A	A	A	A	NA	5
H4DEC	A	A	A	A	A	A	6
B2MAR	NA	A	A	A	A	NA	4
B4MAR	NA	A	A	A	NA	NA	3
E1MAR	NA	A	NA	NA	NA	NA	1
E3MAR	A	A	A	A	NA	NA	4
H2MAR	NA	A	NA	A	A	NA	3
H4MAR	NA	A	NA	A	A	NA	3
B2JUN	A	A	A	A	A	NA	5
B4JUN	A	A	A	A	NA	NA	4
E1JUN	NA	A	NA	NA	NA	NA	1
E3JUN	A	A	A	A	A	NA	5
H2JUN	A	A	A	A	A	NA	5
H4JUN	A	A	A	A	A	A	6

Il coefficiente di Spearman mette in risalto diverse correlazioni (Tab. 25).

L'indice ITI risulta correlato all'indice BITS ($\rho = 0.71$, $p < 0.05$) e con una correlazione negativa più bassa ($\rho = -0.44$, $p < 0.001$) all'indice AMBI.

L'indice BO2A risulta maggiormente correlato all'indice BENTIX ($\rho = 0.53$, $p < 0.05$) e all'indice m-AMBI ($\rho = 0.44$, $p < 0.05$).

L'indice BITS invece è correlato negativamente con l'indice AMBI ($\rho = -0.65$, $p < 0.001$) e positivamente all'indice m-AMBI ($\rho = 0.5$, $p < 0.05$).

L'AMBI e l'm-AMBI sono correlati con l'indice BENTIX, negativamente ($\rho = -0.76$, $p < 0.001$) nel caso del primo e positivamente ($\rho = 0.76$, $p < 0.001$) nel caso del secondo e risultano correlati tra di loro ($\rho = -0.89$, $p < 0.001$).

Tabella 25. Matrice di correlazione di Spearman (ρ) tra i diversi indici applicati (* $p < 0.001$; ** $p < 0.05$).

	ITI	BO2A	BITS	AMBI	m-AMBI	BENTIX
ITI						
BO2A	-0.23518					
BITS	0.71217*	-0.20627				
AMBI	-0.43676**	-0.28522	-0.65361*			
m-AMBI	0.26868	0.43883**	0.50632**	-0.89378*		
BENTIX	0.20862	0.53313**	0.36213	-0.75894*	0.75535*	

4 CONCLUSIONI

Il complessivo stato di qualità ecologico della laguna di Santa Gilla è risultato piuttosto variabile in accordo con i differenti indici biotici applicati.

In accordo con BO2A tutti i punti indagati sono risultati caratterizzati da un *High* o da un *Good Ecological Status*.

Al contrario, l'indice BENTIX restituisce i valori più bassi, registrando una predominanza di *Poor* o *Moderate Ecological Status*.

Il totale accordo si trova soltanto nella classificazione della stazione H4 nei mesi di settembre, dicembre e giugno e di H2 nel mese di settembre.

Gli indici BITS, AMBI, m-AMBI e BENTIX risultano in accordo tra loro classificando la stazione E1 come sito con un stato ecologico non accettabile nel mese di dicembre e nel mese di marzo.

La correlazione tra gli indici m-AMBI e BENTIX ($\rho = 0.76$) e AMBI e BENTIX ($\rho = -0.76$) può essere attribuibile al calcolo stesso di questi indici (Blanchet *et al.*, 2008). Infatti tutte e tre si basano su categorie ecologiche, che in AMBI e m-AMBI sono cinque e in BENTIX vengono ridotte a 3, che riflettono la tolleranza delle specie allo stress di natura organica.

BENTIX riporta dei valori più bassi registrando uno stato ecologico peggiore rispetto agli altri due indici. Questo potrebbe derivare da una mancata calibrazione dell'indice in ambienti di transizione. Infatti, mentre per gli indici Azti sono stati utilizzati i *boundary* o le *reference condition* per acque polialine per il calcolo dell'indice BENTIX non esistono delle modificazioni o estensioni per la sua applicazione a sistemi lagunari.

Sempre sulla formulazione dell'indice, si potrebbe giustificare anche la relazione tra l'indice BITS e l'indice AMBI ($\rho = -0.65$) e tra l'indice BITS e m-AMBI ($\rho = 0.50$). Anche BITS, infatti, utilizza categorie corrispondenti al livello di sensibilità o tolleranza delle specie.

D'altra parte, i risultati degli indici, che si basano sulla sensibilità delle specie allo stress, devono essere necessariamente valutati e interpretati con attenzione.

Questi indici, infatti, sono basati su una lista di specie redatta spesso in base alla conoscenza dell'autore e mancano quindi di oggettività ed evidenza scientifica (Gibson *et al.*, 2000). Questo spiega perché le liste siano indice-specifiche e vi si possano trovare importanti differenze di attribuzione della classe ecologica quando sono confrontate tra loro.

Inoltre, come precedentemente discusso, alcune specie, definite tolleranti o opportuniste (per esempio, *Capitella capitata*) possono essere ubiquitarie o presentarsi in alte concentrazioni anche in ambienti caratterizzati naturalmente da stress come nel caso degli ambienti di transizione.

Come in precedenza affermato però anche gli indici che non sfruttano la sensibilità delle specie possono incorrere in errori di attribuzione. Per esempio è il caso dell'indice ITI che si basa sulle abitudini trofiche delle specie benché queste siano spesso legate a limiti geografici (Pinto *et al.*, 2008).

Gli indici multimetrici, come m-AMBI che integra diverse variabili, sono in generale più efficaci nella valutazione dello stato di qualità ecologico (Ponti *et al.*, 2008).

Ciononostante è necessario che le *reference condition*, così come i valori *boundary*, siano studiati e decretati per ciascun ambiente acquatico (anche attraverso lo studio di parametri di sostegno come i parametri mesologici e della concentrazione di inquinanti in quella determinata area), e non solo per le grandi tipologie di acque, soprattutto quando si studia un ambiente di transizione, che per natura è caratterizzato da proprietà uniche.

È inoltre necessario avere un quadro completo degli elementi abiotici dell'area, in modo da poter valutare e interpretare a ragion veduta i risultati ottenuti con l'applicazione degli indici biotici.

VI I Rapidi Protocolli Di Monitoraggio

1 INTRODUZIONE

L'efficacia e l'accuratezza dei programmi di biomonitoraggio basati sulla componente bentonica risultano strettamente legate al disegno di campionamento e allo sforzo dello stesso (Marini *et al.*, 2013; Pinna *et al.*, 2014). Inoltre la fattibilità del campionamento dipende dal tempo necessario per il campionamento, per il processamento e per l'analisi dei dati, oltre che dalla sostenibilità del costo del campionamento stesso (Basset *et al.*, 2004; Basset *et al.*, 2008; Aarnio *et al.*, 2010; Oliveira *et al.*, 2011; Pinna *et al.*, 2013). La stessa Direttiva Quadro sulle Acque 60/2000/EC rimarca la necessità di una valutazione della qualità ambientale che sia rapida e accurata allo stesso tempo (Couto *et al.*, 2010). Per questo i ricercatori si sono orientati sempre più verso la ricerca di un RBP, rapido protocollo di biomonitoraggio, che semplifichi la valutazione ambientale ma allo stesso tempo non comprometta la validità e l'accuratezza del metodo (Buss & Borges, 2008). Infatti gli RBPs sono utili solo se, usando la più veloce e la più economica procedura, garantiscono la precisione dei risultati ottenuti (Metzeling & Miller, 2001; Oliveira *et al.*, 2011; Cañedo-Argüelles *et al.*, 2013).

Ci sono vari modi per semplificare il campionamento e assicurare l'ottenimento di dati in tempi più contenuti. Tra questi il più utilizzato è la sufficienza tassonomica ossia l'identificazione dei *taxa* a un livello tassonomico più alto (genere, famiglia, etc...) senza perdere potere statisticamente significativo nel valutare un possibile impatto (Ellis, 1985). Questa tecnica ovvierebbe alla necessità di un'esatta identificazione degli organismi (spesso legata anche alle condizioni di conservazione degli stessi), che comporta un maggior sforzo in numero di ore di lavoro e in risorse scientifiche, nonché un complessivo maggior costo in termini economici. Come indicato da Dauvin *et al.* (2003) una più bassa risoluzione tassonomica può risultare adeguata nello studio della composizione della comunità bentonica mentre un'analisi al livello di famiglia può essere soddisfacente in molte *routine* di campagne di monitoraggio ambientale.

Inoltre, in zone fortemente disturbate, il risultato di analisi multivariate basate su livelli tassonomici maggiori riflettono in modo più forte i gradienti di contaminazione e lo stress

ambientale rispetto a quanto si otterrebbe con livelli tassonomici più bassi, che di contro risultano maggiormente influenzati da variabili ambientali naturali (Bacci *et al.*, 2009). D'altra parte però molti autori ritengono che in ambienti scarsamente conosciuti sia essenziale acquisire quanti più dettagli possibili mentre la sufficienza tassonomica è consigliata solo nei casi dove lo studio a livello di specie sia già stato completato (Dauvin *et al.*, 2003).

Altri modi indicati al fine di ottenere un RBP sono, per esempio, quello di limitare il numero di repliche durante il campionamento o optare per un subcampionamento in laboratorio (Metzelling & Miller, 2001; Vlek *et al.*, 2006; Mavrič *et al.*, 2013). Ancora, per semplificare il campionamento è stato testato l'utilizzo di maglie di diverse dimensioni per trattenere gli organismi del macrozoobenthos (Marini *et al.*, 2013; Pinna *et al.*, 2013; Pinna *et al.*, 2014).

Per studi riguardanti la fauna bentonica in acque di transizione è comune l'utilizzo di setacci di maglie da 0.5 mm benché questo richieda un maggior sforzo nello smistamento e nell'identificazione degli esemplari rispetto all'utilizzo di maglie di dimensioni maggiori (Couto *et al.*, 2010). Molti monitoraggi ambientali e costieri invece utilizzano maglie di 1 mm in quanto i costi si riducono senza perdere efficacia (Ferraro *et al.*, 1989).

In linea generale se l'utilizzo di maglie di 1 mm ci restituisce un'analisi statisticamente simile a quella ottenuta utilizzando setacci di maglia di 0.5 mm allora l'utilizzo di maglie di aperture maggiori è consigliato e vantaggioso (Couto *et al.*, 2010). Inoltre, alcuni autori sostengono che organismi di grandezza maggiore siano più sensibili alle variazioni ambientali naturali e antropiche rispetto a quelli di dimensioni inferiori (Petchey & Belgrano, 2010; Basset *et al.*, 2012) e che con l'utilizzo di maglie inferiori si trattengano anche stadi giovanili che per la loro breve permanenza nel sedimento non risultano ancora capaci di rispondere come dei buoni bioindicatori (Marini *et al.*, 2013).

Risulta perciò necessario scegliere un equilibrio tra il mantenimento dell'efficacia e il contenimento dei costi e del tempo necessario per il monitoraggio e ricercare uno SMART indicatore ossia specifico, misurabile, attuabile, realistico e temporaneamente definito.

Lo scopo di questo lavoro è pertanto quello di testare l'efficacia del campionamento della comunità macrozoobentonica della laguna di Santa Gilla in relazione all'impiego di setacci a 3 maglie differenti, 0.5 mm, 1 mm e 2 mm.

2 MATERIALI E METODI

I campioni di sedimento prelevati con la procedura descritta nel capitolo II “Area di studio e campionamento” sono stati setacciati con una batteria di setacci ASTM con maglia di 0.5 mm, 1 mm e 2 mm. Le varie frazioni poi sono state separate e riposte in diversi contenitori di polietilene ad alta densità opportunamente etichettati e trattati con la metodologia riportata in precedenza.

Dai dati ottenuti dal *sorting* e dall’identificazione degli individui, sono stati creati tre database: porzione ≥ 2 mm, porzione ≥ 1 mm e porzione ≥ 0.5 mm. La porzione superiore a 2 mm è stata ottenuta con i dati provenienti dal processamento degli individui trattenuti utilizzando il setaccio di maglia di 2 mm. La porzione superiore a 1 mm è stata invece ottenuta dalla somma degli individui trattenuti dal setaccio di 2 mm e degli individui trattenuti dal setaccio di maglia 1 mm. Infine la porzione superiore a 0.5 mm è stata ricavata sommando gli individui trattenuti dalle maglie di 2 mm, 1 mm e 0.5 mm.

Per ogni database sono stati calcolati i principali indici di comunità univariati utilizzando il *software Primer v 6* (Clarke & Gorley, 2006) e lo strumento DIVERSE. Sono stati poi calcolati 4 indici biotici per ciascun database: BO2A, BENTIX, m-AMBI e AMBI. Per valutare poi le differenze tra i dati ottenuti dal processamento dei tre *database* si è proceduto con l’analisi univariata *one-way* ANOVA e con il test non-parametrico di Kruskal-Wallis utilizzando il *software PAST 3.04* (Hammer *et al.*, 2001). Entrambi i test sono metodi di statistica inferenziale che permettono di confrontare più gruppi di dati. Viene testata l’ipotesi nulla H_0 che le differenze siano dovute al caso. Il primo test, ANOVA, sfrutta le differenze tra le varianze mentre il secondo, di Kruskal-Wallis analizza le differenze tra le mediane dei diversi gruppi di dati testati.

Tramite lo stesso *software*, per testare l’ipotesi dell’assenza di differenze tra coppie (tra gli indici applicati al *database* della frazione 0.5 e quelli applicati agli altri due *database*), si è effettuato il test F di Fisher, che, come il test ANOVA, si basa sull’analisi delle varianze dei due campioni.

Infine la significatività statistica delle differenze tra le comunità bentoniche relative alle diverse frazioni dei campioni (2 mm, 1 mm e 0.5 mm) è stata valutata con l’analisi ANOSIM e con l’analisi SIMPER, utilizzando il *software Primer v 6* (Clarke & Gorley, 2006).

3 RISULTATI

Complessivamente sono stati rinvenuti 16910 individui, 6491 individui e 2262 individui rispettivamente nella frazione > 0.5 mm, nella frazione > 1 mm e nella frazione > 2 mm, mentre il numero di specie (S) ritrovate è stato rispettivamente di 114, 106 e 87 specie.

In tabella 26 sono riportati i valori ottenuti dal test dell'ANOVA e il test di Kruskal-Wallis, confrontando i macrodescrittori e i valori degli indici ottenuti per le tre frazioni considerate.

Come si può notare, queste analisi hanno evidenziato differenze statisticamente significative per tutti gli indici e macrodescrittori, ad eccezione dell'indice di Margalef, indice di Shannon, indice di Simpson e indice AMBI.

Analizzando poi le differenze a coppie (differenze tra frazione 0.5 e frazione 1 e tra frazione 0.5 e frazione 2) (Tab. 27), il test di Fisher ha evidenziato differenze statisticamente significative tra il numero di specie della frazione 0.5 e quello della frazione 1, e tra quello della frazione 0.5 e quello della frazione 2.

Non sono state marcate differenze statisticamente significative nel numero di specie e nei principali indici di comunità applicati alle 3 differenti frazioni.

Infine, per quel che riguarda gli indici biotici, il test di Fisher ha sottolineato differenze statisticamente significative tra gli indici BO2A, m-AMBI e AMBI calcolati sulla matrice della frazione 0.5 e quelli calcolati sulla matrice della frazione 2 (Tab. 27). Invece, non sono state sottolineate differenze tra gli indici biotici calcolati per la frazione 0.5 e quelli calcolati per la frazione 1.

Tabella 26. Risultati del *one way* ANOVA (F) e del test di Kruskal-Wallis (Hc) calcolati per stimare le differenze tra i vari indici applicati alle tre frazioni.

	S	N	d	J'	H'
F	7.87	10.4	2.78	3.66	1.19
p	0.0008	0.0001	0.068	0.03	0.149
Hc	15.24	27.6	5.36	7.18	3.025
p	0.0004	0.0001	0.064	0.002	0.22
	1-Lambda	BO2A	BENTIX	m-AMBI	AMBI
F	0.69	5.27	3.47	3.13	0.34
p	0.5	0.007	0.036	0.049	0.71
Hc	1.2	11.07	6.29	12.46	3.22
p	0.54	0.003	0.04	0.001	0.19

Tabella 27. Risultati del test di Fisher tra coppie di indici calcolati per le tre frazioni.

	S		N		d		J'		H'	
	0.5-1	0.5-2	0.5-1	0.5-2	0.5-1	0.5-2	0.5-1	0.5-2	0.5-1	0.5-2
F	1.01	1.93	7.8	81	0.898	1.53	1.419	0.96	1.12	0.98
p	0.976	0.119	0.0001	0.0001	0.798	0.324	0.408	0.93	0.776	0.979
	1-Lambda		BO2A		BENTIX		m-AMBI		AMBI	
	0.5-1	0.5-2	0.5-1	0.5-2	0.5-1	0.5-2	0.5-1	0.5-2	0.5-1	0.5-2
F	1.253	0.93	1.159	2.67	1.11	0.521	0.882	37.69	1.42	0.259
p	0.598	0.88	0.727	0.025	0.808	0.134	0.642	0.0001	0.405	0.002

Per quel che concerne gli *EcoQs*, *Ecological Quality Status*, restituiti dall'applicazione di questi indici (Tab. 28), nel caso dell'indice AMBI questi risultano concordi per il 92% e l'83% dei casi se si confrontano i dati ottenuti considerando la frazione più piccola (0.5 mm) con quelli ottenuti rispettivamente dall'analisi della frazione 1 mm e della frazione 2 mm.

Nel caso dell'indice m-AMBI invece queste percentuali sono uguali a 83% (corrispondenza tra valori dell'indice applicato alla frazione di 0.5 mm e valori dello stesso indice applicato alla frazione di 1 mm) e a 46% (corrispondenza tra *EcoQs* m-AMBI calcolati per la frazione di 0.5 mm e quelli calcolati per la frazione di 2 mm) (Tab. 28).

Tabella 28. *EcoQs* (H = *high*; G = *good*; M = *moderate*; P = *poor*; B = *bad*) derivati dal calcolo dei principali indici biotici per le tre differenti matrici (> 0.5 mm, > 1 mm e > 2 mm).

	AMBI			m-AMBI			BO2A			BENTIX		
	0.5	1	2	0.5	1	2	0.5	1	2	0.5	1	2
B2SEP	G	G	B	G	M	B	H	H	***	P	***	***
B4SEP	G	G	M	M	M	M	H	G	G	P	P	P
E1SEP	G	G	G	G	G	G	H	G	H	P	P	M
E3SEP	G	G	G	G	G	M	H	H	H	P	P	M
H2SEP	G	G	G	H	H	G	G	G	H	M	M	M
H4SEP	G	G	G	H	H	G	G	G	H	G	G	H
B2DEC	G	G	G	M	M	P	G	G	H	P	P	P
B4DEC	G	G	G	G	M	M	G	G	H	P	G	M
E1DEC	M	M	M	M	M	P	G	G	G	P	M	M
E3DEC	G	G	G	G	G	M	H	H	H	P	M	M
H2DEC	G	G	G	H	H	H	G	G	G	M	P	M
H4DEC	G	G	G	H	H	G	M	M	G	M	M	H
B2MAR	G	G	G	G	G	M	G	G	H	P	P	M
B4MAR	G	G	G	M	M	M	G	G	H	P	P	P

	AMBI			m-AMBI			BO2A			BENTIX		
	0.5	1	2	0.5	1	2	0.5	1	2	0.5	1	2
E1MAR	M	G	G	M	M	P	G	G	H	P	P	P
E3MAR	G	G	G	M	G	M	H	H	H	P	M	H
H2MAR	G	G	G	H	H	H	G	G	G	M	P	M
H4MAR	G	G	G	H	H	G	G	M	G	M	M	M
B2JUN	G	G	G	G	G	M	G	G	G	P	P	P
B4JUN	G	G	G	M	G	M	H	G	H	P	P	P
E1JUN	M	G	G	M	M	M	G	G	G	P	P	M
E3JUN	G	G	G	G	G	G	H	H	H	P	P	M
H2JUN	G	G	G	H	H	H	G	G	G	M	P	M
H4JUN	G	G	G	H	H	G	G	G	G	G	G	G

Ancora, per l'indice BO2A gli *EcoQs* risultano rispettivamente concordi per l'83% e per il 58% dei casi quando si confrontano quelli ottenuti sul database della frazione più piccola con quelli della frazione 1 mm e con quelli della frazione 2 mm (Tab. 28).

Infine gli *EcoQs* relativi all'applicazione dell'indice BENTIX risultano concordi per il 68% e il 50% dei casi confrontando rispettivamente gli *EcoQs* della frazione 0.5 con gli *EcoQs* della frazione 1 e gli *EcoQs* della frazione 0.5 con quelli della frazione 2 (Tab. 28).

L'analisi ANOSIM ha messo in evidenza differenze statisticamente significative (global R = 0.084, $p < 0.05$) tra le comunità bentoniche ritrovate, esaminando le tre differenti frazioni (> 0.5 mm, > 1 mm e > 2 mm). L'analisi SIMPER ha rivelato una dissimilarità pari a 67%, 75% e 77% rispettivamente tra comunità > 0.5 mm e comunità > 1 mm, tra comunità > 1 mm e comunità > 2 mm e tra comunità > 0.5 mm e comunità > 2 mm.

4 CONCLUSIONI

Questo studio ha confermato la presenza di differenze statisticamente significative nei descrittori di comunità e negli indicatori biologici quando applicati a differenti *database* relativi a diverse frazioni trattenute.

L'efficienza della setacciatura è inversamente proporzionale all'apertura della maglia del setaccio (Pinna *et al.*, 2013). D'altra parte però il costo è un fattore di primaria importanza nell'attuazione di un piano di monitoraggio (Couto *et al.*, 2010). È necessario per cui valutare se effettivamente lo scopo della ricerca può essere raggiunto anche utilizzando una maglia di dimensione maggiore, riducendo i costi e il tempo senza che la perdita di informazioni possa incidere sull'efficacia dell'analisi.

Poiché ogni piano di monitoraggio è specifico, in relazione a differenti obiettivi, differenti risorse e diversi habitat, non è possibile individuare un unico protocollo che restituisca dei risultati soddisfacenti indipendentemente da tutte le variabili (Schlacher & Wooldridge, 1996). È quindi necessario trovare sempre un compromesso tra accuratezza, precisione desiderata, fattibilità pratica e capacità logistico-finanziarie (McIntyre *et al.*, 1984). Secondo alcuni autori, per gli studi di monitoraggio ambientale, è in genere preferibile utilizzare setacci da 1 mm come miglior compromesso tra la rappresentatività dei risultati ottenuti, e lo sforzo e i costi sostenuti (Buchanan *et al.*, 1974; Hartley, 1982; Ferraro *et al.*, 1989); la frazione di macrobenthos che viene perduta con tale sistema non provoca infatti significative variazioni dei principali parametri della comunità (Kingston & Riddle, 1989; Cognetti & Cognetti, 1992).

Nel caso della laguna di Santa Gilla, questo lavoro ha messo in evidenza che, nonostante ci siano delle differenze importanti quando si considera il numero di individui rinvenuti nelle tre frazioni, in tutti i casi l'applicazione dei principali indici biotici e indici di comunità alle due differenti matrici derivate del processamento dei dati della comunità > 0.5 mm e della comunità > 1 mm, non produce differenze statisticamente significative.

In particolare l'applicazione dell'indice BENTIX, uno degli indici biotici più utilizzati per monitoraggi di qualità ambientale, non genera differenze statisticamente significative neanche quando si confrontano i valori ottenuti dall'applicazione dell'indice alla matrice > 0.5 mm con quelli ottenuti dall'applicazione dello stesso alla matrice > 2 mm. Nonostante questo, confrontando gli *EcoQs*, lo stesso indice risulta fortemente condizionato dall'apertura delle maglie. Questo è relazionato ai *range EcoQs* intrinseci al calcolo dell'indice.

L'indice AMBI invece è quello che presenta minor differenze considerando gli *Ecological Quality Status* restituiti per le tre frazioni analizzate.

Anche l'applicazione degli indici BO2A e m-AMBI alle due matrici > 0.5 mm e > 1 mm hanno restituito degli *EcoQs* simili tra loro, suggerendo che le differenze non incidano sull'efficacia dell'analisi.

In conclusione, si può confermare che, per i futuri monitoraggi di qualità ambientale della laguna di Santa Gilla, è consigliabile l'impiego di setacci di maglia di 1 mm piuttosto che di maglia 0.5 mm. Infatti, il risultato delle due metodologie appare confrontabile, permettendo al contempo un'importante riduzione del tempo, del costo e delle capacità professionali necessarie per portare a termine l'indagine.

VII Correlazione tra Comunità Biotica e Componente Abiotica

1 INTRODUZIONE

La descrizione quantitativa dei *pattern* di distribuzione a scale spaziali e temporali differenti è alla base della comprensione dei processi che strutturano le comunità di individui (Levin, 1992; Constable, 1999; Underwood *et al.*, 2000).

Quest'analisi risulta di primaria importanza al fine di una gestione integrata, specialmente in ecosistemi di transizione. In questi ambienti, caratterizzati da un'alta variabilità spaziale e temporale, quest'indagine permette di prevedere in modo più sicuro potenziali variazioni ambientali dovute all'impatto antropico (Thrush *et al.*, 1999). Infatti, l'osservazione dei *pattern* è uno *step* fondamentale da cui derivano domande e ipotesi e dal quale possono essere proposti appropriati modelli predittivi (Levin, 1992; Constable, 1999; Thrush *et al.*, 1999; Underwood *et al.*, 2000).

Il macrozoobenthos è un elemento chiave di molti programmi di monitoraggio, che però molto spesso non prendono in considerazione i *pattern* di distribuzione.

Per ovviare a questo problema, recenti studi, in particolare quelli effettuati su sedimenti di fondo molle, hanno adottato disegni di campionamento gerarchico per determinare la scala spaziale alla quale le specie e le comunità variano (Ollabaria & Chapman, 2001; Giménez & Yannicelli, 2000). Nonostante questo, la comprensione delle relazioni tra variazione spaziale e temporale delle variabili ambientali, *pattern* biologici e processi nella distribuzione della comunità macrozoobentonica è ancora insufficiente (Ysebaert & Herman, 2000).

Lo scopo di questo capitolo è pertanto quello di identificare il ruolo dei parametri ambientali nel spiegare la variabilità nella distribuzione della comunità macrozoobentonica, quantificarne l'influenza e studiarne la correlazione.

2 MATERIALI E METODI

Al fine di valutare una potenziale correlazione tra i principali macrodescrittori e indici di diversità della comunità biotica e i fattori abiotici della colonna d'acqua e del sedimento è stata calcolata la correlazione di Spearman con il *software Primer v 6* su 24 campioni (provenienti da 6 stazioni x 4 mesi campionati). La matrice utilizzata comprende i principali parametri ambientali studiati (riguardanti sia la colonna d'acqua come salinità e ossigeno disciolto (mg/L), sia il sedimento: ossia contenuto di Hg, Cr, Ni, Pb, Zn, percentuale di sabbia e fango, percentuale di materia organica) non trasformati e i principali macrodescrittori e indici di comunità (numero di individui, numero di specie, indice di Margalef, indice di evenness, indice di Shannon e indice di Simpson) per ciascuna stazione e per ciascun mese analizzato.

La correlazione di Spearman è stata calcolata anche tra i principali parametri ambientali sopracitati e i principali gruppi tassonomici: Amphipoda, Bivalvia, Cumacea, Gastropoda, Isopoda, Oligochaeta e Polychaeta.

Per studiare la relazione tra comunità biotica e parametri ambientali ci sono due approcci multivariati principali a livello generale.

Il primo approccio è il confronto tra due matrici triangolari di similarità ossia la similarità tra stazioni in termini di comunità e la similarità tra frazioni in termini di condizioni ambientali. Questo tipo di confronto è il *Mantel test* che applicato in modo ripetuto e variando il numero di variabili indipendenti (*stepwise routine*) corrisponde alla procedura *BIOENV* (Clarke & Ainsworth, 1993). Questo approccio consiste nel trovare la combinazione di variabili ambientali che meglio spieghi il *pattern* in una comunità. Seleziona tutti i possibili sottoinsiemi di variabili ambientali, calcola la distanza euclidea e trova la migliore correlazione di Spearman con la similarità di Bray Curtis della comunità. Nel presente lavoro è stata applicata questa procedura utilizzando il *software Primer v 6* (Clarke & Gorley, 2006). Le matrici di similarità di Bray Curtis calcolate sulle abbondanze numeriche (previamente trattate con una trasformazione di tipo *fourth root*) dei vari *taxa* nelle diverse stazioni sono state confrontate con le matrici di distanze euclidee calcolate sul *dataset* delle variabili ambientali (previamente trasformate con la funzione *Normalise*). La significatività statistica di quest'analisi è stata validata attraverso il *test* delle permutazioni (999) e stabilendo un limite di validità $p < 5\%$. È stata testata la correlazione tra matrice biotica e tre matrici delle variabili ambientali: matrice comprendente tutte le principali variabili

(temperatura, salinità, pH, % di materia organica, ossigeno disciolto, % sabbia, % di fango, Hg, Cr, Ni, Pb e Zn), matrice comprendente i soli metalli e matrice senza considerare i metalli.

Il secondo approccio sono invece i metodi di ordinamento. Questi organizzano i campioni in base alla loro dissimilarità e li rappresentano in uno spazio euclideo.

Il metodo di ordinamento utilizzato nel presente lavoro è la CCA, *Canonical Correspondence Analysis* (Ter Braak, 1986). Questa tecnica è tra le più utilizzate tra quelle di ordinamento per indagare la relazione tra la distribuzione spazio-temporale di una comunità e gradienti ambientali.

La CCA analizza le variazioni nella composizione delle comunità e le proietta in uno spazio euclideo, vincolando gli assi dell'ordinamento a combinazioni lineari di variabili ambientali. Il risultato è un diagramma di ordinazione in cui *taxa* e siti sono rappresentati da punti, e le variabili ambientali sono rappresentate da vettori. Questi ultimi si orientano nella direzione di massima variazione della variabile corrispondente (Ter Braak 1986; Ter Braak & Verdonschot, 1995).

Quest'analisi è stata compiuta attraverso il *software* R (v. 2.10.1) (R Development Core Team, 2010; <http://www.r-project.org>).

Le informazioni di *input* racchiudono le abbondanze totali numeriche (trasformate con la trasformazione radice quarta) di ciascun *taxon* in ciascun singolo campione e i valori dei parametri ambientali corrispondenti (standardizzati). Sono state prima selezionate le 12 variabili ambientali utilizzate anche per le precedenti analisi: salinità, ossigeno disciolto, % di saturazione di ossigeno della colonna d'acqua e % di materia organica, contenuto di principali metalli pesanti (Hg, Pb, Zn, Cr, Ni) e granulometria del sedimento (% fango, % sabbia).

È stata eseguita l'analisi VIF, *Variance Inflation Factor*, per individuare un'eventuale collinearità tra le variabili. Di conseguenza, si è selezionato un *subset* di variabili su cui ripetere l'analisi: temperatura, % di materia organica, ossigeno disciolto, pH, Hg, Pb, Zn, % di sabbia e % di fango.

3 RISULTATI

I risultati della correlazione di Spearman tra variabili ambientali, macrodescrittori e indici di comunità sono riportati in tabella 29.

Come si può osservare, il numero di specie (S) è positivamente correlato alla salinità ($\rho = 0.47$), alla percentuale di materia organica ($\rho = 0.56$), alla % di sabbia ($\rho = 0.63$) e alla percentuale di saturazione ($\rho = 0.46$) mentre è negativamente correlato ai metalli pesanti (Cr $\rho = -0.62$; Ni $\rho = -0.68$; Pb $\rho = -0.48$; Zn $\rho = -0.82$) e alla % di fango ($\rho = -0.70$).

Tabella 29. Valori del coefficiente di Spearman tra le variabili ambientali registrate e i principali macrodescrittori di comunità e indici univariati; *p < 0.05.

	Sal.	OD	% OM	% Sand	% Mud
S	0.47*	-0.04	0.56*	0.63*	-0.7*
N	0.38*	-0.16	0.23	0.17	-0.25
Margalef index	0.31	0.11	0.45*	0.57*	-0.62*
Evennes index	0.01	-0.07	0.17	0.24	-0.14
Shannon index	0.15	-0.02	0.34	0.38*	-0.40*
Simpson index	0.06	-0.03	0.25	0.27	-0.27
	Ni	Pb	Zn	Hg	Cr
S	-0.68*	-0.48*	-0.82*	-0.1	-0.62*
N	-0.22	0.29	-0.06	0.22	-0.24
Margalef index	-0.60*	-0.55*	-0.81*	-0.16	-0.55*
Evennes index	-0.19	-0.76*	-0.53*	-0.51*	-0.25
Shannon index	-0.4	-0.73*	-0.74*	-0.39	-0.39
Simpson index	-0.28	-0.74*	-0.64*	-0.42*	-0.25

Il numero di individui (N) è positivamente correlato con la salinità ($\rho = 0.38$).

I vari indici di diversità non risultano correlati ai parametri della colonna d'acqua, fatta eccezione per l'indice di Margalef che è positivamente correlato alla percentuale di saturazione di ossigeno ($\rho = 0.46$). Lo stesso indice risulta positivamente correlato alla percentuale di materia organica ($\rho = 0.45$), alla % di sabbia ($\rho = 0.57$) e inversamente correlato ai metalli Ni ($\rho = -0.60$), Pb ($\rho = -0.55$), Zn ($\rho = -0.81$) e Cr ($\rho = -0.55$) e alla % di fango ($\rho = -0.62$).

Gli indici di diversità di evenness, Shannon e Simpson sono inversamente proporzionali alle concentrazioni di Pb ($\rho = -0.76$, $\rho = -0.73$, $\rho = -0.74$, rispettivamente) e Zn ($\rho = -0.53$, $\rho = -0.74$, $\rho = -0.64$, rispettivamente). L'indice di Shannon è altresì negativamente correlato

alla percentuale di fango ($\rho = -0.40$) e positivamente correlato alla percentuale di sabbia ($\rho = 0.38$).

Infine, gli indici di evenness e Simpson presentano una correlazione positiva con il Hg ($\rho = -0.51$, $\rho = -0.42$, rispettivamente).

Per quanto riguarda la correlazione tra principali gruppi tassonomici e variabili ambientali, in tabella 30 sono riassunti i risultati ottenuti.

Come si può osservare, esiste una correlazione positiva statisticamente significativa tra Amphipoda e salinità ($\rho = 0.67$) e una negativa tra lo stesso gruppo e l'ossigeno disciolto ($\rho = -0.57$). I cumacei risultano invece positivamente correlati alla concentrazione di materia organica ($\rho = 0.54$) oltre che alla salinità ($\rho = 0.58$).

La classe Bivalvia mostra un correlazione negativa con concentrazione di Pb ($\rho = -0.47$) e di Hg ($\rho = -0.61$). Infine, il gruppo tassonomico degli Olygochaeta mostra un correlazione positiva con i due principali inquinanti, Pb ($\rho = 0.63$), Hg ($\rho = 0.59$) e Zn ($\rho = 0.46$).

Tabella 30. Valori del coefficiente di Spearman tra le variabili ambientali registrate e i principali gruppi tassonomici; *p < 0.05.

	Sal.	OD	% OM	% Sand	% Mud
Amphipoda	0.67*	-0.57*	0.26	0.18	-0.19
Bivalvia	-0.29	-0.03	-0.04	-0.08	0.19
Cumacea	0.58*	-0.27	0.54*	0.35	-0.36
Gastropoda	-0.06	0.16	0.10	0.22	-0.26
Isopoda	-0.14	0.12	-0.29	0.26	-0.37
Nemertea	-0.38	0.40	-0.08	0.10	-0.10
Olygochaeta	-0.04	0.24	-0.29	-0.22	0.18
Polychaeta	-0.24	0.37	0.25	-0.02	0.01
	Ni	Pb	Zn	Hg	Cr
Amphipoda	-0.19	-0.17	-0.20	-0.07	-0.16
Bivalvia	0.19	-0.47*	-0.14	-0.61*	-0.14
Cumacea	-0.36	-0.20	-0.32	0.02	-0.26
Gastropoda	-0.26	-0.40	-0.36	-0.19	-0.14
Isopoda	-0.37	0.12	-0.24	0.12	-0.33
Nemertea	-0.10	-0.25	-0.16	-0.10	-0.02
Olygochaeta	0.18	0.63*	0.46*	0.59*	0.38
Polychaeta	0.01	0.01	-0.08	-0.06	-0.11

L'analisi *BIOENV* sulla matrice comprensiva di tutte le variabili è riassunta in tabella 31 e in tabella 32. Considerando un massimo numero di variabili pari a 5, la più alta correlazione con la comunità si è riscontrata con la combinazione % di fango, Ni e Pb ($\rho = 0.338$). Considerando invece una singola variabile, è lo Zn a risultare il fattore maggiormente correlato ($\rho = 0.306$)

Tabella 31. Mantel correlation calcolata tramite l'approccio *BIOENV* tra matrice biotica e principali parametri ambientali, considerando la combinazione di più variabili.

I	II	III	IV	V	Correlation
Pb	% mud	Ni			0.338
salinity	% mud	Ni	Pb		0.336
% mud	% sand	Pb			0.312

Tabella 32. Mantel correlation calcolata tramite l'approccio *BIOENV* tra matrice biotica e principali parametri ambientali, considerando singole variabili.

I	Correlation
Zn	0.306
Pb	0.259
% mud	0.258

L'analisi *BIOENV* effettuata sulla matrice dei soli metalli ha restituito i valori riportati in tabella 33 e in tabella 34. Considerando combinazioni di variabili, il fattore che presenta una maggior correlazione è lo Zn ($\rho = 0.306$) seguito dalla combinazione tra Cr, Pb e Zn ($\rho = 0.290$). Considerando invece solo un fattore è confermata la maggior correlazione con il Zn, seguita dalla correlazione con il Pb ($\rho = 0.259$).

Tabella 33. Mantel correlation calcolata tramite l'approccio *BIOENV* tra matrice biotica e metalli pesanti, considerando la combinazione di più variabili.

I	II	III	IV	V	Correlation
Zn					0.306
Cr	Pb	Zn			0.290
Pb					0.259

Tabella 34. *Mantel correlation* calcolata tramite l'approccio *BIOENV* tra matrice biotica e metalli pesanti, considerando singole variabili.

I	Correlation
Zn	0.306
Pb	0.259
Cr	0.240

Infine, escludendo i metalli dall'analisi, le maggiori correlazioni sono state riscontrate tra matrice biotica e combinazione % di sabbia - % di fango- salinità ($\rho = 0.325$), considerando combinazioni di variabili, e tra matrice biotica e % di fango ($\rho = 0.258$), considerando singole variabili (Tabb. 35, 36).

Tabella 35. *Mantel correlation* calcolata tramite l'approccio *BIOENV* tra matrice biotica e matrice abiotica (esclusi i metalli pesanti), considerando la combinazione di più variabili.

I	II	III	IV	V	Correlation
salinity	% mud	% sand			0.325
% sand	% mud	temperature			0.309
salinity	% mud				0.306

Tabella 36. *Mantel correlation* calcolata tramite l'approccio *BIOENV* tra matrice biotica e matrice abiotica (esclusi i metalli pesanti), considerando singole variabili.

I	Correlation
% mud	0.258
% sand	0.251
salinity	0.184

La variabilità spiegata dall'ordinamento CCA effettuato sulla matrice del totale delle variabili ambientali equivale al 57.9% (Inertia = 1.64) della variabilità totale.

L'analisi VIF, *Variance Inflation Factor*, ha rivelato la collinearità di alcuni fattori che sono stati deselezionati per ripetere l'analisi.

In figura 63 è rappresentato il *biplot* considerando i primi due assi della CCA (sempre significativi, $p < 0.05$) effettuata sul *subset* di variabili.

Complessivamente la variabilità totale spiegata è pari a 54.7% (Inertia = 1.55), di cui il 32.2% spiegato dalla CCA1 e il 15.3% spiegato dalla CCA2.

Il primo asse, CCA1, è rappresentato principalmente da parametri del sedimento: nella parte negativa vi sono i metalli pesanti e la % di fango mentre nella parte positiva la % di materia organica e la % di sabbia.

Il secondo asse, CCA2 è rappresentato invece essenzialmente da parametri della colonna d'acqua: temperatura e pH da una parte (oltre alla % di sabbia) e ossigeno disciolto dall'altra.

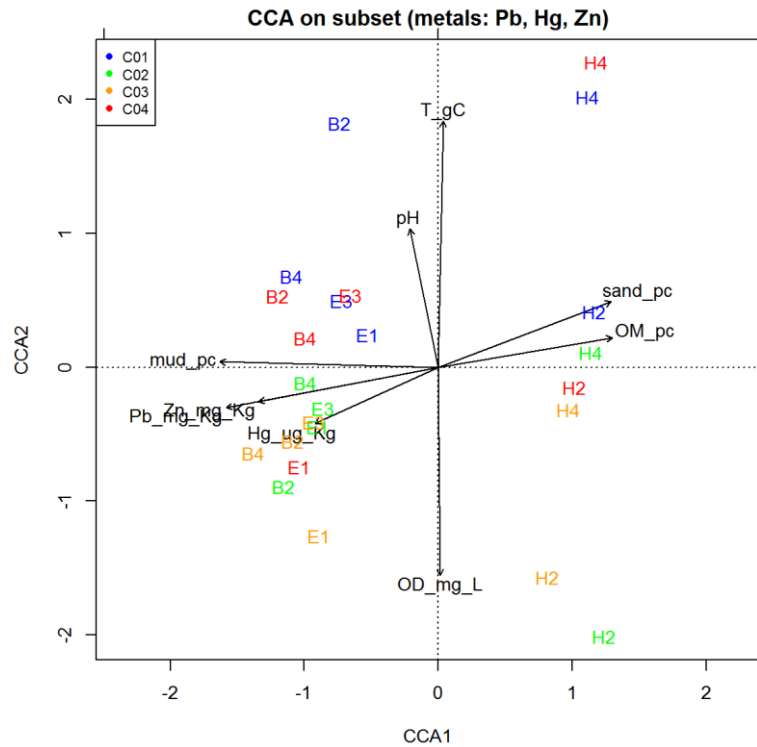


Figura 63. *Canonical Correspondence Analysis* CCA delle comunità macrozoobentoniche rinvenute nelle varie stazioni in relazione ai parametri ambientali.

Si possono individuare due gruppi principali: un gruppo è costituito dalle stazioni situate nella parte interna e nella parte centrale della laguna, ossia le stazioni B2 (fatta eccezione per il campionamento del mese di settembre), B4, E1, E3, H2 e H4; l'altro gruppo è formato dalla stazione H2 nei mesi di settembre e giugno e dalla stazione H4 nel mese di dicembre e marzo.

Quest'ultimo gruppo risulta legato a una maggiore concentrazione di materia organica e una maggiore concentrazione di sabbia.

Diversamente il primo gruppo è corrispondente al maggior contenuto di metalli pesanti nel sedimento e alla maggiore concentrazione di fango.

Infine, la variabilità della comunità della stazione H4 nei campionamenti di settembre e giugno risulta maggiormente spiegata dalla temperatura, mentre quella della stazione H2 nei mesi di dicembre e marzo dall'ossigeno disciolto.

4 CONCLUSIONI

Questo studio ha messo in risalto diversi aspetti. In primo luogo, analizzando la correlazione di Spearman tra macroindicatori, indici univariati e principali parametri ambientali, sono state individuate diverse correlazioni statisticamente significative.

Il numero di specie, così come il numero di individui, sono positivamente correlati alla salinità, coerentemente con il modello predittivo di Remane (1934).

Il numero di specie, come i principali indici di comunità, sono risultati inversamente correlati alla concentrazione dei principali metalli pesanti presenti.

Considerando i gruppi tassonomici, gli Amphipoda si mostrano correlati positivamente alla salinità. Questi organismi sono infatti eurialini, adattati ad ampi *range* di salinità, ma prediligono salinità intermedie.

Ancora, i cumacei risultano correlati positivamente alla salinità e alla materia organica. Gli individui appartenenti a questa classe si nutrono di sostanza organica ed è nota l'associazione della loro distribuzione in funzione della concentrazione della stessa materia organica (Corbera & Cardell, 1995; Corbera & Garcia Rubies, 1998).

Gli Olygochaeta sono risultati positivamente correlati alla concentrazione di Pb e Zn e Hg. Questi infatti appartengono al gruppo ecologico V, opportunisti in senso stretto e resistenti a vari inquinanti presenti nel sedimento e nella colonna d'acqua.

Infine i Bivalvi risultano negativamente correlati alla % di fango così come i Gastropoda alla concentrazione di Pb e Hg, confermando la loro sensibilità allo stress.

L'analisi *BIOENV* ha rivelato una bassa correlazione, seppur significativa, con le variabili ambientali. In particolare, la correlazione maggiore si è riscontrata tra la combinazione tra la percentuale di fango, la salinità, la concentrazione di Ni, la concentrazione di Pb e la comunità macrozoobentonica. Considerando poi l'influenza di singole variabili il fattore più correlato è risultato lo Zn benché sempre con coefficiente di correlazione piuttosto basso.

La scarsa correlazione con i parametri della colonna d'acqua, e in particolare la salinità, è facilmente spiegabile dal momento che i parametri mesologici, soprattutto in ambienti di transizione, sono imprevedibilmente variabili. In particolare, i dati della colonna d'acqua registrati durante il campionamento di dicembre e marzo si sono rivelati particolarmente squilibrati a causa dell'evento alluvionale di novembre e dell'eccezionale piovosità del periodo autunnale-invernale. Essendo delle registrazioni puntuali non è possibile stabilire se effettivamente la comunità è stata sottoposta a quelle date condizioni durante tutto il

periodo di riferimento. D'altra parte, però, la comunità bentonica (e i singoli organismi) non ha una risposta immediata, bensì una risposta integrata (Paul *et al.*, 2001) prodotta "mediando" i differenti parametri ambientali.

Ancora, gli organismi bentonici non rispondono a singole variabili, bensì rispondono prevedibilmente ad un complesso *set* di variabili ambientali, relativo alla colonna d'acqua, al sedimento e all'acqua interstiziale (Mauer *et al.*, 1985; Whiteman *et al.*, 1996).

Infatti, dalla *Canonical Correspondence Analysis* è risultato come il 57.9 % (o il 54.8% se si considera solo il *subset* di variabili selezionato) della variabilità della comunità macrozoobentonica in esame è spiegato dalle variabili ambientali di *input*.

La variabilità *unconstrained*, senza restrizioni, ossia non spiegata, potrebbe essere legata all'idrodinamismo, un parametro notoriamente molto importante nella distribuzione della comunità bentonica (Castelli *et al.*, 2003), che non è stato possibile studiare durante questo lavoro di tesi, se non in modo indiretto, attraverso la letteratura e l'analisi della granulometria e il corrispondente *sorting coefficient*.

Dall'ordinamento si può notare come il *trend* della sostanza organica rispetto alla concentrazione di metalli pesanti sia inaspettato dal momento che è nota l'alta affinità della materia organica per i metalli pesanti (Nissebaum & Swaine, 1976). Infatti il contenuto di materia organica totale ha la capacità di adsorbire sia i metalli che i suoi composti organici (Aston & Chester, 1976). Nonostante questo, si è visto come il maggior contenuto di materia organica nella parte meno interna della laguna possa essere derivato dagli impianti di molluschicoltura o può essere derivato dagli *input* eutrofici provenienti dall'area portuale (Serra, 1984).

Invece, i metalli pesanti nella sopraindicata zona si presentano con concentrazioni inferiori. Nonostante la forma stretta della laguna che non garantisce il veloce trasferimento degli inquinanti dai fiumi verso il mare aperto (Atzeni *et al.*, 1998), è plausibile pensare che i metalli pesanti si siano accumulati nel corso dei decenni nella zona con un ricambio idrico inferiore, spingendosi quindi in maniera minore verso le stazioni a salinità superiore.

La CCA ha messo in evidenza due gruppi principali. Il primo gruppo è costituito dalle stazioni della parte più interna della laguna e della parte intermedia, ossia le stazioni B2 (eccetto nel campionamento di giugno che risulta più distante rispetto alla nuvola di punti), B4, E1 e E3, la cui variabilità sembrerebbe maggiormente spiegata dalla concentrazione di inquinanti e dalla % di sedimento fine.

Il secondo gruppo è invece costituito dalle stazioni H2, relativamente al campionamento di settembre e a quello di giugno, e H4, relativamente al campionamento di dicembre e

marzo, che sembrerebbero maggiormente legate alla concentrazione di % di sabbia e alla % di sostanza organica nel sedimento.

Infine la stazione H4 nel mese di settembre e giugno sono maggiormente influenzate dalla temperatura e dalla % di sabbia, mentre la stazione H2 durante i mesi di dicembre e marzo sono influenzate dall'ossigeno disciolto.

Concludendo, questo studio ha fornito rilevanti informazioni riguardanti la correlazione tra la comunità macrozoobentonica e la componente abiotica, importanti per qualsiasi strategia gestionale.

Si rimarca comunque la necessità di un continuo controllo in maniera tale da ricavare maggiori informazioni a più ampio raggio temporale, che permettano una più sicura interpretazione della risposta integrata della comunità macrozoobentonica.

VIII Conclusioni Generali

La componente macrozoobentonica è un elemento ampiamente utilizzato per gli studi di ecologia, e in particolare nei sistemi di transizione, come strumento per valutare lo stato di qualità (Blanchet *et al.*, 2008). Infatti, questa componente è particolarmente importante per la sua capacità di rispondere significativamente a variazioni ambientali che possono essere sia di origine naturale che antropica (Castelli *et al.*, 2003) ed è pertanto considerata un buon bioindicatore.

In particolare, le recenti direttive comunitarie, la *Water Framework Directive* 2000/60/EC e la *Marine Strategy Framework Directive* 56/2008/EC, indicano la componente biologica, e in particolare il macrozoobenthos, come uno strumento fondamentale per i monitoraggi ambientali e per la valutazione dello stato di qualità.

Queste direttive hanno comunicato che la *deadline* per gli Stati Membri per valutare lo stato di qualità delle acque e riportarlo eventualmente a un *Ecological Quality status Good* è da stabilirsi per il 2015.

Esse indicano diversi elementi biologici da monitorare, tra cui la fauna di invertebrati bentonici, menzionando la diversità, l'abbondanza e la presenza di *taxa* tolleranti/sensibili (Annesso V), ma non optano per nessun indice specifico, lasciando quindi agli Stati Membri il compito di individuare degli strumenti adatti a ciascun sistema. Di conseguenza, l'utilizzo e lo sviluppo di nuovi indici biotici hanno subito un veloce e forte incremento da parte degli Stati Membri con l'intento di soddisfare le richieste della direttiva stessa.

La bioindicazione nei sistemi di transizione è però piuttosto ostica.

Questi ambienti, infatti, risultano naturalmente stressati (Reizopoulou *et al.*, 2014). Sono ambienti fragili, che, per una serie di caratteristiche, tra cui la loro posizione tra mare e terra e la loro bassa profondità, sono profondamente influenzati da ampie e imprevedibili variazioni dei parametri ambientali (Cognetti, 1999). Inoltre, sono ambienti rigidi, per natura caratterizzati da arricchimento organico e contaminazione di diversa origine, popolati da specie meno sensibili e più tolleranti (Reizopoulou *et al.*, 2014). Ne deriva una concreta difficoltà nel discriminare lo stress di origine antropica e quello naturale (Dauvin *et al.*, 2007).

Lo scopo di questo lavoro è stato pertanto quello di studiare la comunità bentonica di Santa Gilla in relazione ai differenti parametri ambientali. Questo è un prerequisito per

trovare degli strumenti adatti alla valutazione dello stato di qualità nonché alla futura gestione e conservazione dell'area.

Sono stati studiati differenti parametri del sedimento, potenziali influenti sulla distribuzione della comunità macrozoobentonica che vive a stretto contatto con lo stesso.

In particolare è stata studiata la granulometria del sedimento che, in accordo con la letteratura (Frontalini *et al.*, 2009), è risultata prevalentemente fangosa.

Il basso *sorting coefficient* rinvenuto nelle diverse stazioni dimostra in modo diretto come l'idrodinamismo della laguna sia ridotto, in linea anche a quanto dimostrato da Atzeni *et al.* (1998).

Ancora, è stata studiata la percentuale di materia organica nei sedimenti. Questa ha mostrato livelli esigui, se paragonata ai valori di materia organica registrati in alcune lagune mediterranee come Orbetello e Lesina (Lenzi, 1992; Manini *et al.*, 2003). Quest'osservazione è comunque in linea con quanto riportato da Frontalini *et al.* (2009) che suggerirono la riduzione degli *input* fluviali come principale causa del basso contenuto di materia organica.

Inoltre, inaspettatamente, concentrazioni leggermente più alte di materia organica sono state ritrovate in corrispondenza delle stazioni prossime alla bocca mare. È plausibile pensare che questo sia derivato oltre che dagli *input* eutrofici derivanti dall'adiacente area portuaria (Serra, 1984; Masala Tagliasacchi *et al.*, 1992), dagli impianti di mitilicoltura della specie *Mytilus galloprovincialis* presenti in quest'area.

La miticoltura rappresenta l'attività preponderante a Santa Gilla e gli impianti, di tipo *long line* a monoventia, occupano un'area di circa 5 ettari.

Effettivamente, da questi allevamenti ne deriva un'intensa biodeposizione di materia organica nei sedimenti sottostanti (Grant *et al.*, 1995; Christensen *et al.*, 2003; Nizzoli *et al.*, 2005). L'intensa filtrazione, accoppiata alla produzione e al conseguente deposito di feci e pseudofeci, aumenta in maniera considerevole il contenuto della frazione labile di materia organica sullo strato superficiale del sedimento (Dahlbäck & Gunnaersson, 1981; Jaramillo *et al.*, 1982; Graf & Rosenberg, 1997).

Ancora è stata studiata la concentrazione totale di metalli pesanti nei sedimenti.

Il termine metalli pesanti è usato impropriamente (Duffus, 2002; Hodson, 2004), per indicare una serie di composti chimici accomunati da caratteristiche quali l'alta densità, notevole attitudine a formare dei complessi e a comportarsi come cationi.

Queste sostanze subiscono delle modificazioni e vanno incontro a tutta una serie di processi tra cui la diluizione nella colonna d'acqua, l'adsorbimento e la sedimentazione,

l'assunzione nella biomassa (Crosa & Marchetti, 1993). La biodisponibilità di questi composti dipende pertanto da diversi fattori.

Il presente studio ha permesso di quantificare la concentrazione totale ma non la porzione biodisponibile, essenziale per studiare il reale stress cui gli organismi sono sottoposti.

Alcuni di questi metalli pesanti sono micronutrienti essenziali, necessari quindi a completare il ciclo biologico di un organismo (Duffus, 2002) come nel caso dello Zn e del Cr. Diversamente, metalli quali Ni, Hg e Pb si definiscono metalli non essenziali, senza ruoli riconosciuti nei sistemi biologici, e potenziali cause di rischi per la componente biotica (Barbuti *et al.*, 2011).

Si è riscontrata una contaminazione da Pb, descritta in precedenza da diversi autori (Contu *et al.*, 1985; Battiston *et al.*, 1988; Degetto *et al.*, 1997; Frontalini *et al.*, 2009).

Il Pb è presente in discrete quantità nella crosta terrestre benché le contaminazioni siano presenti dove esiste un'attività di raffinazione e lavorazione. È un componente diffuso tra i materiali per saldature, vernici e pitture, fertilizzanti azotati, munizioni ed esplosivi (EPA, 2001). Entra nella catena alimentare, generando un bioaccumulo causa di tossicità, danni al sistema cardiocircolatorio, nervoso e renale, anemie, neuropatie ed encefalopatie (Barbuti *et al.*, 2011).

Nella laguna di Santa Gilla la concentrazione di questo metallo è dipendente dagli *input* fluviali del Rio Cixerri. Quest'ultimo è uno degli immissari principali, sorge nel Sulcis Iglesiente e si immette nella laguna dopo aver attraversato territori oggetto di attività estrattiva, particolarmente ricchi di piombo, zinco, cadmio e nichel (Atzeni *et al.*, 1998; Cidu *et al.*, 2009).

È stata evidenziata anche una contaminazione da Hg. Questo inquinamento è stato denunciato sin dalla fine degli anni '70 quando i monitoraggi misero in evidenza una contaminazione allarmante. Nel 1986 si diede il via a un *restoration plan* per riqualificare l'area e soprattutto la zona più inquinata che risultava essere quella in prossimità dell'impianto cloro-soda sul versante occidentale della laguna (Degetto *et al.*, 1997). Nonostante ciò, anche recenti studi (Degetto *et al.*, 1997; Frontalini *et al.*, 2009) risultano in linea con il presente lavoro, confermando la presenza di Hg residuo nei sedimenti. Le alte concentrazioni di elementi in tracce nei sedimenti dipendono evidentemente dal loro accumulo durante i precedenti decenni (Frontalini *et al.*, 2009).

Il Hg è uno dei metalli più tossici distribuiti abbondantemente nell'ambiente. Gli impieghi di questo metallo sono vari e vanno da procedimenti industriali come la produzione elettrolitica di cloro e soda caustica, alla produzione di carta, di materie plastiche e di

vernici antimuffa (Barbuti *et al.*, 2011). In natura il mercurio elementare, è facilmente metilato e trasformato per opera di batteri decompositori in metilmercurio, un composto altamente biodisponibile e tossico che risale le catene trofiche ed è caratterizzato da spiccata capacità di bioaccumulo e bioamplificazione (Barbuti *et al.*, 2011). Tutti i composti del mercurio, inorganici e organici, si comportano come veleni protoplasmatici, poiché esercitano la loro azione tossica bloccando l'attività di vari sistemi enzimatici, determinando precipitazione delle proteine che si accumulano a livello renale (Barbuti *et al.*, 2011).

I valori del Pb e del Hg superano i valori limite indicati dal D. Lgs. 152/06. In particolare i valori del Pb eccedono questo limite in 22 stazioni mentre la concentrazione di Hg risulta superiore al limite prestabilito in 2 stazioni, ossia la stazione C4 posizionata in prossimità dell'area industriale di Macchiareddu e la stazione E1 posizionata in prossimità degli scarichi aeroportuali.

I valori di queste concentrazioni possono essere valutati pure considerando le linee guida NOAA (Long *et al.*, 1995). Queste linee guida, create per valutare il rischio ecologico legato alla presenza di metalli nell'ambiente, si basano su un approccio dei *range* ad effetto fondato su evidenze sperimentali. Queste propongono due livelli di riferimento: ERL (*Effect Range Low*) ossia la concentrazione al di sotto della quale raramente si presentano effetti tossici sulla componente biotica e ERM (*Effect Range Medium*) ossia concentrazione al di sopra della quale frequentemente si verificano effetti negativi sulla stessa comunità (Long *et al.*, 1995).

Osservando i valori rinvenuti nella laguna di Santa Gilla, si può notare come la concentrazione di Pb risulti sempre inferiore all'ERM (218 mg/kg). Diversamente, i valori di Hg eccedono questo limite (0.71 mg/kg) in 6 stazioni, C3, C4, B1, C3, D3, E1 e H3, indicando una potenziale influenza di questi elementi tossici sull'ecosistema bentonico (Frontalini *et al.*, 2009).

Ancora, sono stati studiati i parametri della colonna d'acqua. In particolare la salinità, pur mantenendo un gradiente dalla foce dei fiumi sino a bocca mare, si è mostrata particolarmente variabile. Nei campionamenti autunnali e invernali, infatti, si è registrato un brusco abbassamento della stessa arrivando a valori massimi di 3.8 PSU in prossimità della bocca mare. Questo è presumibilmente derivato dalle importanti precipitazioni che hanno colpito la Sardegna nel dato periodo.

Nonostante questo, non possedendo dei dati *in continuum*, non è possibile stabilire se la salinità abbia subito oscillazioni o se effettivamente la comunità bentonica sia stata sottoposta a tale salinità durante tutto il periodo di riferimento.

Lo studio della comunità macrozoobentonica nelle 6 stazioni, B2, B4, E1, E3, H2, H4, ha permesso di individuare la presenza di 114 *taxa* appartenenti ai 6 principali *phyla*, Anellida, Arthropoda, Mollusca, Echinodermata, Cnidaria e Nemertea.

Il numero maggiore di specie è stato rinvenuto nelle stazioni influenzate da salinità maggiore, in linea al modello di Remane (1934) e al modello di confinamento di Guelorget (1987). Invece, il numero di individui inaspettatamente presenta un picco nelle stazioni della parte centrale della laguna.

Complessivamente, si è trovato un totale di 16910 individui di cui 68 mai riportati in letteratura per quest'area.

La maggior parte di questi individui può ascrivere al *phylum* degli Anellida e in particolare alla classe Polychaeta. Nello specifico, la specie *Streblospio shrubsolii* è la specie dominante della laguna e da sola concorre a costituire il 49% del totale. Questa specie è tipica lagunare, tollerante il disturbo, che arriva a presentarsi in abbondanze notevoli, come nel caso delle stazioni posizionate nella parte centrale della laguna, la stazione E1 e la stazione E3. Questo giustifica l'alto numero di individui rinvenuto in queste stazioni.

Di conseguenza, in queste stazioni, attraverso gli indici univariati, si è registrata una bassa ricchezza e un'alta dominanza (basso valore dell'indice di *evenness*).

La diversità è negativamente correlata alla rigidità dell'ecosistema. Bassa ricchezza e alta dominanza indicano un'area stressata, mentre più alti valori di ricchezza e più bassi valori di dominanza rappresentano ambienti più stabili (Engen, 1979). Questo è dovuto in linea di massima alla capacità di poche specie di affrontare fattori limitanti, siano essi di tipo naturale o di tipo antropico. Queste specie presenteranno un numero ridotto di competitori e pertanto potranno accrescersi in numero, generando un aumento della dominanza.

In generale, tutti gli indici univariati, hanno sottolineato una maggior ricchezza e una minore dominanza nelle stazioni più prossime alla bocca mare, confermandone una maggior stabilità (Engen, 1979). Questi risultati sono in linea con quanto ottenuto dall'analisi dei *cluster* e dall'ANOSIM che hanno confermato differenze statisticamente significative tra le comunità delle stazioni posizionate nella prelaguna e quelle posizionate nella laguna più interna.

Sono stati applicati differenti indici biotici, generalmente creati per valutare sistemi costieri e successivamente adattati ad ambienti di transizione. Tutti sono risultati concordi nell'evidenziare un più alto *Ecological Quality Status* nelle stazioni H2 e H4, suggerendo un miglioramento dello *status* di qualità in quest'area.

Questi indici rispondono alle variazioni delle abbondanze che però, dipendendo da dinamiche su ridotta scala spaziale e temporale, difficilmente potranno rivelare lo stesso successo in qualsiasi ecosistema esaminato, e ancora meno nei sistemi di transizione che di per sé sono ambienti naturalmente stressati (Reizopoulou *et al.*, 2014).

Si è visto, infatti, che, secondo il concetto di *Estuarine Quality Paradox* (Dauvin, 2007), le risposte della componente biologica allo stress sia naturale sia antropico sono spesso correlate nonché difficilmente scindibili.

Tra gli indici applicati l'indice m-AMBI è quello capace di rispecchiare meglio la situazione di Santa Gilla. Questo indice nasce dall'integrazione dell'indice biotico AMBI, basato sulla sensibilità/tolleranza delle specie, con il numero di specie e la diversità di Shannon (Shannon & Weaver, 1949). Gli *EcoQs* restituiti da questo indice sono intercalibrati con valori *boundary* e *reference condition* in funzione della salinità del sito in esame. Questo assicura una miglior valutazione negli ambienti di transizione.

Dalla sua applicazione alla comunità bentonica di Santa Gilla ne è risultato un *High Ecological Quality Status* nelle stazioni H2 e H4, maggiormente influenzate dalle acque marine. Diversamente nelle stazioni situate nella laguna più interna si è registrato un *EcoQs Moderate* in almeno un campionamento. In particolare, è stato rinvenuto uno stato di qualità moderato nella stazione B4 nel mese di settembre, nelle stazioni B2 e E1 nel mese di dicembre, nelle stazioni B4, E1 e E3 nel mese di marzo e nelle stazioni B4 e E1 nel mese di giugno.

Si è inoltre testata l'efficacia degli indici biotici in relazione alle differenti dimensioni delle maglie utilizzate per la setacciatura e quindi alla dimensione degli individui trattenuti. Analizzando i dati non sono state riscontrate differenze statisticamente significative e quindi perdita di informazione in caso di utilizzo di maglie da 1 mm anziché da 0.5 mm, maglia generalmente utilizzata nei sistemi di transizione (Couto *et al.*, 2010). Pertanto l'impiego di maglie di dimensioni maggiori è da ritenersi consigliabile per le successive analisi.

Le analisi statistiche univariate e multivariate impiegate per indagare la correlazione tra componente biotica e parametri del sedimento e della colonna d'acqua hanno evidenziato diversi aspetti importanti.

In primis, il numero di specie e il numero di individui sono positivamente correlati alla salinità, ancora una volta in linea con il modello di Remane (1934).

Il numero di specie e i principali indici di comunità sono risultati negativamente correlati ai principali metalli pesanti indagati.

Ancora, la sottoclasse Olygochaeta è risultata positivamente correlata alla concentrazione di metalli pesanti. Si tratta di organismi tipicamente dolciacquicoli che si presentano nelle zone di confinamento più profonde secondo il modello di confinamento di Guelorget & Perthuisot (1992). Essendo opportunisti, si possono altresì presentare, anche in discrete abbondanze, in condizioni di stress di natura differente. La sottoclasse è risultata particolarmente abbondante nelle stazioni E1 e E3.

Attraverso l'analisi *BIOENV*, si è messa in risalto una bassa, seppur significativa, correlazione tra componente macrozoobentonica e parametri ambientali.

La scarsa correlazione con i parametri della colonna d'acqua, e in particolare la salinità, è facilmente spiegabile dal momento che i parametri mesologici, soprattutto in ambienti di transizione, sono imprevedibilmente variabili. Inoltre, non è stato possibile raccogliere un *continuum* di dati che permettesse di comprendere le variazioni di questi parametri su ridotta scala temporale e pertanto conoscere i valori dei parametri a cui la comunità è stata sottoposta nell'arco dell'intero periodo in esame.

D'altra parte, però, la comunità bentonica (e i singoli organismi) non ha una risposta immediata, bensì una risposta integrata (Paul *et al.*, 2001) prodotta “mediando” i differenti parametri ambientali nel corso del tempo.

Inoltre, in realtà la comunità bentonica normalmente risponde a un complesso *set* di variabili riguardanti la colonna d'acqua, il sedimento, l'acqua interstiziale e lo strato superficiale del sedimento nel quale colonna d'acqua e sedimento s'interfacciano (Maurer *et al.*, 1985; Whiteman *et al.*, 1996).

Nell'analisi sono state infine introdotti gli ordinamenti canonici e in particolare la *Canonical Correspondence Analysis*.

Circa il 55% della variabilità della matrice della comunità è stata spiegata dalle variabili considerate in questo tipo di analisi. Nonostante questo, il valore dell'*inertia* e della corrispondente percentuale di variabilità spiegata sono considerati sottostimati da alcuni autori (Økland, 1999).

In particolare si è evidenziata la presenza di due gruppi principali. Il primo gruppo è costituito dalle stazioni della parte più interna della laguna e della parte intermedia, ossia le stazioni B2 (eccetto nel campionamento di giugno che risulta più distante rispetto alla nuvola di punti), B4, E1 e E3, la cui variabilità è maggiormente spiegata dalla concentrazione di inquinanti e dalla percentuale di sedimento fine.

Il secondo gruppo è invece costituito dalle stazioni H2, relativamente al campionamento di settembre e a quello di giugno, e H4, relativamente al campionamento di dicembre e

marzo. Questo gruppo risulta corrispondente a una maggiore percentuale di sabbia e alla maggiore percentuale di sostanza organica nel sedimento.

Concludendo, si può affermare che tutte le analisi utilizzate hanno rimarcato la presenza di due gruppi principali e una separazione tra stazioni posizionate nella prelaguna, ossia la porzione della laguna antistante la barriera in calcestrizzo posizionata in corrispondenza della centrale termoelettrica, e stazioni posizionate nella laguna più interna.

Quest'ultime presentano uno stato di qualità ecologico inferiore, in linea sia con i valori degli indici di comunità calcolati sia con gli indici biotici applicati e in particolare l'm-AMBI.

Si può affermare che la comunità macrozoobentonica sia una componente fondamentale per lo studio della qualità di un ecosistema, capace di mettere in evidenza potenziali stress a cui la comunità è sottoposta.

Inoltre, attraverso questo lavoro sono state raccolte importanti informazioni necessarie per una futura gestione integrata dell'ecosistema. Infatti la conoscenza approfondita della comunità macrozoobentonica è un prerequisito per poter valutare gli ecosistemi e gestire in modo sostenibile e adeguato gli stessi (Ludovisi *et al.*, 2013).

Questo lavoro rappresenta un'importante base di dati e informazioni su cui strutturare la valutazione dello stato di qualità futuro, nonché la base di prossimi monitoraggi e analisi specifiche.

IX Bibliografia

- AA.VV., 1994. Inventario dei Biotopi presenti nella fascia costiera della Sardegna. Regione Autonoma della Sardegna. Assessorato della Difesa dell'Ambiente. Relazione finale, Aprile 1994.
- Aarnio K., Mattila J., Törnroos A., Bonsdorff E., 2011. Zoobenthos as an environmental quality element: the ecological significance of sampling design and functional traits. *Marine Ecology*, 32(1): 58-71.
- Albertelli G., Covazzi-Harriague A., Danovaro R., Fabiano M., Frascchetti S., Pusceddu A., 1999. Differential responses of bacteria, meiofauna and macrofauna in a shelf area (Ligurian Sea, NW Mediterranean): role of food availability. *Journal of Sea Research*, 42(1): 11-26.
- Aliaume C., Do Chi T., Viaroli P. & Zaldívar J. M., 2007. Coastal lagoons of Southern Europe: recent changes and future scenarios. *Transitional Waters Monographs*, 1(1): 1-12.
- Alloway B. J. (Ed.), 1995. Heavy metals in soils. Chapman & Hall, London. 368 pp.
- Ambrogi A. O., 2000. Biotic invasions in a Mediterranean lagoon. *Biological Invasions*, 2(2): 165-176.
- ARPAS, 2006. Piano di monitoraggio ambientale della laguna di Santa Gilla e dello Stagno di Capoterra.
- Aston S. R. & Chester R., 1973. The influence of suspended particles on the precipitation of iron in natural waters. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 1: 225-231.
- Atzeni A., Balzano A., Lai G., 1998. Water quality assessment through hydrodynamics and transport simulation in the S. Gilla lagoon, Italy. *Environmental Modeling and Assessment*, 3: 227-236.
- Atzori G., Agus B., Buttu S., López E., Moccia D., Cabiddu S., 2014. First record of the alien species *Naineris setosa* (Anellida: Orbiniidae) in the Tyrrhenian Sea (Santa Gilla lagoon, southern Sardinia, Italy). Book of abstract, XXIV congresso S.It.E.
- Atzori G., Palmas F., Vittori S., Cabiddu S., 2013. First record and population structure of the invasive species *Arcuatula senhousia* (Bivalvia: Mytilidae) in the Santa Gilla lagoon (South Sardinia). *Biologia Marina Mediterranea*, 20(1): 116-117.
- Bacci T., Trabucco B., Marzialetti S., Marusso V., Lomiri S., Vani D., Virno Lamberti C., 2009. Taxonomic sufficiency in two case studies: where does it work better? *Marine Ecology*, 30: 13-19.
- Bachelet G., De Montaudouin X., Auby I., Labourg P. J., 2000. Seasonal changes in macrophyte and macrozoobenthos assemblages in three coastal lagoons under varying degrees of eutrophication. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 57(5): 1495-1506.

- Bamber R. N., Batten S. D., Sheader M., Bridgewater N. D., 1992. On the ecology of brackish water lagoons in Great Britain. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2(1): 65-94.
- Barbuti S., Fara G. M., Giammanco G., Carducci A., Coniglio M. A., D'Alessandro D., Montagna M.T., Tanzi M.L., Zotti M.C., 2011. *IGIENE*. Monduzzi Ed. 484 pp.
- Barnes R. S. K., 1980. Coastal lagoons. Cambridge University Press, Cambridge (UK). 106 pp.
- Basset A., Barbone E., Borja A., Brucet S., Pinna M., Quintana X. D., Reizopoulou S., Rosati I., Simboura N., 2012. A benthic macroinvertebrate size spectra index for implementing the Water Framework Directive in coastal lagoons in Mediterranean and Black Sea ecoregions. *Ecological Indicators*, 12(1): 72-83.
- Basset A., Sabetta L., Sangiorgio F., Pinna M., Migoni D., Fanizzi F., Barbone E., Galuppo N., Umani S. F., Reizopoulou S., Nicolaidou A., Arvanitis C., Moncheva S., Trajanova A., Georgescu L. & Beqiraj S., 2008. Biodiversity conservation in Mediterranean and Black Sea lagoons: a trait-oriented approach to benthic invertebrate guilds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(1): S4-S15.
- Basset A., Sangiorgio F., Pinna M., 2004. Monitoring with benthic macroinvertebrates: advantages and disadvantages of body size descriptors. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14(1): S43-S58.
- Battiston G.A., Degetto S., Faggin M., Gerbasi R., Sbrignadello G., 1988. Origin of heavy metal pollution in the lagoon of St. Gilla, Sardinia, using dated sediment cores. In: Astruc M. & Lester J.N. (Eds). Heavy metals in the hydrological cycle. pp. 495-500.
- Bellan G., 2001. Polychaeta. In: Costello, M.J. *et al.* (Eds.). European register of marine species: a check-list of the marine species in Europe and a bibliography of guides to their identification. *Collection Patrimoines Naturels*, 50: 214-231.
- Bettinelli M., Beone G. M., Spezia S., Baffi C., 2000. Determination of heavy metals in soils and sediments by microwave-assisted digestion and inductively coupled plasma optical emission spectrometry analysis. *Analytica Chimica Acta*, 424: 289-296.
- Bianchi C. N., 1981. Policheti serpuloidi. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane. Vol. 5. C.N.R., Genova. 187 pp.
- Bianchi C. N., 1983. Serpuloidi (Annelida, Polychaeta) delle lagune costiere laziali e campane. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, 84: 231-243.
- Bianchi C. N., Chessa L. A., Morri C., 1984. Serpuloidea (Annelida, Polychaeta) della Sardegna, con particolare riguardo alle lagune costiere. *Rendiconti Seminario Facoltà di Scienze Università di Cagliari*, 54: 49-58.
- Bilyard G. R., 1987. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Marine Pollution Bulletin*, 18: 581-585.

- Blake J. A. & Giangrande A., 2011. *Naineris setosa* (Verrill) (Polychaeta, Orbiniidae), an American subtropical-tropical polychaete collected from an aquaculture facility in Brindisi (Adriatic Sea, Italy): A possible alien species. *Italian Journal of Zoology*, 78(1): 20-26.
- Blanchet H., Lavesque N., Ruellet T., Dauvin J. C., Sauriau P. G., Desroy N., Desclauxa C., Lecointe M., Bachelet G., Jansonb A. L., Bessinetonf C., Duhamelf S., Jourdef J., Mayotg S., Simong S., de Montaudouin X., 2008. Use of biotic indices in semi-enclosed coastal ecosystems and transitional waters habitats: implications for the implementation of the European Water Framework Directive. *Ecological indicators*: 8(4): 360-372.
- Blandin, P., 1986: Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'écologie*, 17: 215–307.
- Blott, S. J., & Pye, K., 2001. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth surface processes and Landforms*, 26(11): 1237-1248.
- Borja A., 2004. The biotic indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools. *Marine Pollution Bulletin*: 48(3): 405-408.
- Borja Á., 2005. The European Water Framework Directive: a challenge for nearshore, coastal and continental shelf research. *Continental shelf research*, 25(14): 1768-1783.
- Borja A., Franco J., Pérez V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40(12): 1100-1114.
- Bragg W. L., 1913. The diffraction of short electromagnetic waves by a crystal. *Proceedings of the Cambridge Philosophical Society*, 17: 43:57.
- Bramucci S., 2009. Analisi delle comunità macrozoobenthonica e planctonica in un ambiente acquatico iperalino: le Saline di Tarquinia. PhD Thesis.
- Bray J. R. & Curtis J. T., 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological monographs*, 27(4): 325-349.
- Bretschko G. & Leichtfried M., 1987. The determination of organic matter in river sediments. *Veröffentlichungen der Arbeitsgemeinschaft Donauforschung*: 403-417.
- Buchanan J. B., Kingston P. F., Shearer M., 1974. Long term population trends of the benthic macrofauna in the offshore mud of the Northumberland coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 54: 785-795.
- Buckley D. E. & Cranston R. E., 1991. The use of grain size information in geochemistry. In: Syvitski J. P. M. (Ed). *Principles, methods, and application of particle size analysis*. Cambridge University Press, New York. pp: 311-331.
- Burbanck W. D. & Burbanck M. P., 1979. *Cyathura* (Arthropoda: Crustacea: Isopoda: Anthuridae). In: Hart C.W. & Samuel H. (Eds.). *Pollution Ecology of Estuarine Invertebrates*. Academic Press, New York. pp: 293-323.

- Buss D. F. & Borges E. L., 2008. Application of rapid bioassessment protocols (RBP) for benthic macroinvertebrates in Brazil: comparison between sampling techniques and mesh sizes. *Neotropical Entomology*, 37(3): 288-295.
- Cabiddu S., Atzori G., Gallo M., Cau A., Gravina M.F., 2013. Occurrence of the alien species *Caprella scaura* (Amphipoda, Caprellidae) in the three Tyrrhenian lagoons. *Transitional Water Bulletin*, 7(2): 62-71.
- Campani E., Coppini M., Cuneo F., Margelli A., 2004. Bivalvi “alieni” nelle acque del Porto di Livorno: *Theora* (Endopleura) *lubrica* Gould, 1861 e *Musculista senhousia* (Benson in Cantor, 1842). *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali Memorie Serie B*, 111: 1-5.
- Cancemi G., Falco G. D., Pergent G., 2003. Effects of organic matter input from a fish farming facility on a *Posidonia oceanica* meadow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56(5), 961-968.
- Cañedo-Argüelles M., Boix D., Sánchez-Millaruelo N., Sala J., Caiola N., Nebra A. & Rieradevall M., 2012. A rapid bioassessment tool for the evaluation of the water quality of transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 111: 129-138.
- Carrada G., 1986. Il popolamento macrozoobentonico della laguna di S. Gilla (CA): Anellidi Policheti. Tesi di laurea sperimentale in zoologia. Università degli studi di Roma “la Sapienza” (unpublished).
- Castelli A., 1987. Censimento dei policheti dei mari italiani: Paraonidae Cerruti, 1909. *Atti Società Toscana di Scienze Naturali, Serie B*, 94: 319-340.
- Castelli A., Landicci C., Tagliapietra D., 2003. Il benthos di fondo molle. In: Gambi M.C. & Dappiano M. (Eds.), *Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo. Biologia Marina Mediterranea*, 10: 109-144.
- Castelló, 1986. Contribución al conocimiento biológico de los crustáceos del litoral catalano-balear. PhD Thesis.
- Christensen P. B., Glud R. N., Dalsgaard T., Gillespie, 2003. Impacts of longline mussel farming on oxygen and nitrogen dynamics and biological communities of coastal sediments. *Aquaculture* 218: 567-588.
- Cidu R., Biddau R., Fanfani L., 2009. Impact of past mining activity on the quality of groundwater in SW Sardinia (Italy). *Journal of Geochemical Exploration*, 100(2): 125-132.
- Çınar M. E. & Dagli E., 2012. New records of alien polychaete species for the coasts of Turkey. *Mediterranean Marine Science*, 13(1): 103-107.
- Clarke K. & Warwick R., 2001. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*, 2nd ed.; PRIMER-E: Plymouth, UK, 2001
- Clarke K. R. & Ainsworth M. A., 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*, 92: 205–219.
- Clarke K. R. & Gorley R. N., 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth.

- Clarke K. R. & Warwick R. M., 1994. Similarity-based testing for community pattern: the two-way layout with no replication. *Marine Biology*, 118(1), 167-176.
- Clarke K. R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology*, 18(1): 117-143.
- Clarke K. R., Somerfield P. J., Chapman M. G., 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray–Curtis coefficient for denuded assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330(1): 55-80.
- Cognetti G. & Cognetti G., 1992. *Inquinamenti e protezione del mare*. Edizioni Calderini, Bologna. 318 pp.
- Cognetti G., Sarà M., Magazzù G., 1999. *Biologia marina*. Officine Grafiche Calderini, Bologna. 608 pp.
- Cognetti G., Sarà M., Magazzù G., 2004. *Biologia marina*. Officine Grafiche Calderini, Bologna. 608 pp.
- Constable A. J., 1999. Ecology of benthic macro-invertebrates in soft-sediment environments: a review of progress towards quantitative models and predictions. *Australian Journal of Ecology*, 24(4): 452-476.
- Contu A., Mulas P., Sarritzu G., Schintu M., Sechi N., Ulzega A., 1985. The lagoon of Santa Gilla (Sardinia): present conditions and possibilities of restoration. *Water, Science & Technology*, 17: 1421-1424.
- Corbera J. & García-Rubies A., 1998. Cumaceans (Crustacea) of the Medes Islands (Catalonia, Spain) with special attention to the genera *Bodotria* and *Iphinoe*. *Scientia Marina*, 62(1-2): 101-112.
- Corbera, J. & Cardell M. J., 1995. Cumaceans as indicators of eutrophication on soft bottoms. *Scientia Marina*, 59: 63-69.
- Costa F., Krapp-Schickel T., Ruffo S., 2009. *Atlas of Mediterranean amphipods*. Mursia, Milano (Ed.). 221 pp.
- Cottiglia M., 1983. *Crostacei decapodi lagunari*. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane. Vol. 10. C.N.R., Genova. 147 pp.
- Cottiglia M., 1995. The Santa Gilla lagoon. *Rendiconti del Seminario della Facoltà di Scienze dell'Università di Cagliari*, 65:15-19.
- Cottiglia M., Mascia C., Camba A. M., Capone W., Nissardi V., Porcu M., Spano F., 1977. Studi preliminari sulla distribuzione dei fattori tossici immessi da scarichi industriali in una laguna salmastra. *Inquinamento*, 10: 3-8.
- Cottiglia M., Mascia C., Tagliasacchi Masala M. L., 1973. L'inquinamento nello stagno di Cagliari. *La programmazione in Sardegna*, 48: 3-55.

- Couto T., Patrício J., Neto J. M., Ceia F. R., Franco J., Marques J. C., 2010. The influence of mesh size in environmental quality assessment of estuarine macrobenthic communities. *Ecological Indicators*, 10(6): 1162-1173.
- Crooks J. A., 1998. Habitat alteration and community-level effects of an exotic mussel, *Musculista senhousia*. *Marine ecology Progress series*, 162: 137-152.
- Crosa G. & Marchetti R., 1993. La qualità delle acque: asta principale e affluenti. In: Marchetti R (Ed). *Problematiche ecologiche del sistema idrologico padano*. Aqua & Aria, Milano. 609 pp.
- Dahlbäck B. & Gunnarsson L. H. A. H., 1981. Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture. *Marine Biology*, 63: 269–275.
- Dauer D. M., 1993. Biological criteria, Environmental health and Estuarine Macrobenthic Community Structure. *Marine Pollution Bulletin*, 26 (5): 249-257.
- Dauer D. M., Maybury C. A., Ewing, R.M., 1981. Feeding behavior and general ecology of several spionid polychaetes from Chesapeake Bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 54: 21-38.
- Dauvin J. C. & Desroy N., 2005. The food web in the lower part of the Seine estuary: a synthesis of existing knowledge. *Hydrobiologia*, 540(1-3): 13-27.
- Dauvin J. C. & Ruellet T., 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1): 215-224.
- Dauvin J. C. & Ruellet T., 2009. The estuarine quality paradox: is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin*, 59(1): 38-47.
- Dauvin J. C., 2007. Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1): 271-281.
- Dauvin J. C., Gomez Gesteira J. L., Salvande Fraga M., 2003. Taxonomic sufficiency: an overview of its use in the monitoring of sublittoral benthic communities after oil spills. *Marine Pollution Bulletin*, 46(5): 552-555.
- Dean Jr W. E., 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Research*, 44(1): 242-248.
- Degetto S., Schintu M., Contu A., Sbrignadello G., 1997. Santa Gilla lagoon (Italy): a mercury sediment pollution case study. Contamination assessment and restoration of the site. *Science of the Total Environment*, 204: 49-56.
- Duffus J. H., 2002. “Heavy metals”-a meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 74(5): 793-807.
- Elliott M. & Quintino V., 2007, The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin*, 54 (6): 640-645.

- Ellis D., 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 16: 552-555.
- Emerson C. W., 1990. Influence of sediment disturbance and water flow on the growth of the soft-shell clam, *Mya arenaria* L. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 1655-1663.
- Engen S., 1979. Some basic concepts of ecological equitability. In: Grassle J.F., Patti G.P., Smith W., Taillie C. (Eds). *Ecological Diversity in Theory and Practice*. International Cooperative Publishing House, Fairland, MD. pp. 37-50.
- Engle V. D., 2000. Application of the indicator evaluation guidelines to an index of benthic condition for Gulf of Mexico estuaries. Evaluation Guidelines for Ecological Indicators. EPA/620/R-99/005. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Research Triangle Park, NC, 107.
- Fauvel P., 1923. Polychète serrantes. Faune de France, Paris 5. 488 pp.
- Fauvel P., 1927. Polychètes sédentaires. Faune de France, Paris 16. 488 pp.
- Ferraro S. P., Cole F. A., De Ben W. A., Swartz R. C., 1989. Power-cost efficiency of eight macrobenthic sampling schemes in Puget Sound, Washington, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46: 2157-2165.
- Field J., Clarke K. R., Warwick R. M., 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine ecology progress series*, 8(1).
- Fischer W., Bauchot M. L., Schneider M. (Eds.). 1987. *Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche* (Révision 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. Vol. I (Invertébrés). FAO, Rome. 760 pp.
- Folk L. R. & Ward W. C., 1957. Brazos River Bar: A Study in the Significance of Grain Size Parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27(1): 3-26.
- Froggia C. & Speranza S., 1993. First record of *Dyspanopeus sayi* (Smith, 1869) in the Mediterranean Sea (Crustacea: Decapoda: Xanthidae). *Quaderni Istituto Ricerca Pesca Marittima*, 5: 163-166.
- Frontalini F., Buosi C., Da Pelo S., Coccioli R., Cherchi A., Bucci C., 2009. Benthic foraminifera as bio-indicators of trace element pollution in the heavily contaminated Santa Gilla lagoon (Cagliari, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 58: 858-877.
- Giangrande A. & Fraschetti S., 1996. Effects of a Short-term Environmental Change on a brackish-water Polychaete Community. *Marine Ecology*, 17(1-3): 321-332.
- Giangrande A. & Gambi M. C., 1998. Anellidi Policheti come nuova risorsa marina: un esempio con alcuni sabellidi. *Biologi Italiani*, 28: 13-18.
- Gibson G. R., Bowman M. L., Gerritsen J., Snyder B. D., 2000. *Estuarine and coastal marine waters: bioassessment and biocriteria technical guidance*. EPA 822-B-00-024. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington, DC.
- Gimenez L. & Yannicelli B., 2000. Longshore patterns of distribution of macroinfauna on a Uruguayan sandy beach: an analysis at different spatial scales and of their potential causes. *Marine ecology. Progress series*, 199: 111-125.

- Graf G. & Rosenberg R., 1997. Bioresuspension and biodeposition: a review. *Journal of Marine Systems*, 11: 269–278.
- Graf G., 1992. Benthic-pelagic coupling: A benthic view. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 30: 149-190.
- Graf G., Schulz R., Peinert R., Meyer-Reil, L. A., 1983. Benthic response to sedimentation events during autumn to spring at a shallow-water station in the Western Kiel Bight. *Marine Biology*, 77(3): 235-246.
- Grall J. & Glémarec M., 1997. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44 (suppl. A): 43-53.
- Grant J. & Hargrave B. T., 1987. Benthic metabolism and the quality of sediment organic carbon. *Biological oceanography*, 4(3): 243-264.
- Grant J., Hatcher A., Scott D. B., Pocklington P., Shafer C. T., Winters G. V., 1995. A multidisciplinary approach to evaluating impacts of shellfish aquaculture on benthic communities. *Estuaries*, 18: 124-144.
- Gray J. S., 1981. The ecology of marine sediments. Cambridge University Press, Cambridge. 185 pp.
- Guélorget O. & Perthuisot J. P., 1983. Le Domaine paralique: expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement. Travaux du Laboratoire de Géologie. *Presses de École Normale Supérieure de Paris*, 16: 1-136.
- Guélorget O. & Perthuisot J. P., 1992. Paralic ecosystems. Biological organization and functioning. *Vie et Milieu*, 42: 215-251.
- Guerra-García J. M. & Thiel M., 2001. La fauna de caprélidos (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea) de la costa de Coquimbo, centro-norte de Chile, con una clave taxonómica para la identificación de las especies. *Revista chilena de historia natural*, 74(4): 873-883.
- Guerzoni S. & Tagliapietra D., 2006. Atlante della laguna: Venezia tra terra e mare. Osservatorio naturalistico del Comune di Venezia – CNR Istituto di Scienze Marine di Venezia. Marsilio Editori, Venezia. 241 pp.
- Hammer Ø., Harper D. A. T., Ryan P. D., 2001. PAST-Palaeontological statistics.
- Hartley J. P., 1982. Methods for monitoring offshore macrobenthos. *Marine Pollution Bulletin*, 13: 150-154.
- Heiri O., Lotter A. F., Lemcke G., 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of paleolimnology*, 25(1): 101-110.
- Henry W., 1803. Experiments on the quantity of gases absorbed by water, at different temperatures, and under different pressures. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 29-276.
- Hodson M. E., 2004. Heavy metals-geochemical bogey men? *Environmental pollution*, 129: 341-343.
- Holme N. A. & Mc Intyre A. D., 1971. *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell Scientific

- Publications, Oxford. 334 pp.
- Ibáñez M., 1973. Catálogo de los Anélidos Poliquetos citados en las costas españolas. *Cuadernos de Ciencias Biológicas de la Universidad de Granada*, 2: 127-140.
- ICRAM, 2001. *Metodologie analitiche di riferimento*. Programma di monitoraggio per il controllo dell'ambiente marino-costiero (triennio 2001-2003). Ministero dell'Ambiente e Tutela del Territorio. Servizio Difesa Mare, Lo Studio Editoriale Roma.
- Jamarillo E., Bertran C., Bravo A., 1992. Mussel biodeposition in an estuary in southern Chile. *Marine Ecology Progress Series* 82: 85-94.
- Jumars P. A. & Penry D. L., 1989. Digestion theory applied to deposit feeding. In *Ecology of Marine Deposit Feeders*. Springer, New York. pp: 114-128.
- Kennish M. J., 1997. *Pollution impacts on marine biotic communities*, 14. CRC Press; Florida. 310 pp.
- Khedhri I., Lavesque N., Bonifacio P., Djabou H., Afli H., 2014. First record of *Naineris setosa* (Verrill, 1900) (Annelida: Polychaeta: Orbiniidae) in the Western Mediterranean Sea. *BioInvasions Records*, 3: 83-88.
- Kingston P.F. & Riddle M.J., 1989. Cost effectiveness of benthic faunal monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 20: 490-496.
- Kocak F., Ergen Z., Çinar M. E., 1999. Fouling organisms and their developments in a polluted and an unpolluted marina in the Aegean Sea (Turkey). *Ophelia*, 50(1): 1-20.
- Lampitt R. S. & Antia A. N., 1997. Particle flux in deep seas: regional characteristics and temporal variability. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 44(8): 1377-1403.
- Lardicci C. & Castelli A., 1986. *Desdemona ornata* Banse, 1957 (Polychaeta, Sabellidae, Fabricinae); new record in the Mediterranean Sea. *Oebalia*, 13: 195-201.
- Lardicci C., Abbiati M., Crema R., Morri C., Bianchi C. N., Castelli A., 1993. The distribution of polychaetes along environmental gradient, an example from the Orbetello Lagoon, Italy. *PSZNI: Marine Ecology*, 14: 35-41.
- Lardicci C., Como S., Corti S., Rossi F., 2001. Recovery of the macrozoobenthic community after severe dystrophic crises in a Mediterranean coastal lagoon (Orbetello, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 42(3): 202-214.
- Lardicci C., Como S., Corti S., Rossi F., 2001. Recovery of the macrozoobenthic community after severe dystrophic crises in a Mediterranean coastal lagoon (Orbetello, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 42 (3): 202-214.
- Lardicci, C., Abbiati, M., Crema, R., Morri, C., Bianchi, C. N., & Castelli, A., 1993. The Distribution of Polychaetes Along Environmental Gradients: An Example from the Orbetello Lagoon, Italy. *Marine Ecology*, 14(1): 35-52.
- Lenzi M., 1992. Experiences for the management of Orbetello lagoon: eutrophication and fishing. *Science of Total Environmental* 5: 1189-1198.
- Levin S. A., 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73(6): 1943-1967.

- Licciano M. & Giangrande A., 2008. The genus *Branchiomma* (Polychaeta: Sabellidae) in the Mediterranean Sea, with the description of *B. maerli* n. sp. *Scientia Marina*, 72(2): 383-391.
- Licciano M., Giangrande A. & Gambi M. C., 2002. Reproduction and simultaneous hermaphroditism in *Branchiomma luctuosum* (Polychaeta, Sabellidae) from the Mediterranean Sea. *Invertebrate Biology*, 121(1): 55-65.
- Lim S. T. A. & Alexander C. G., 1986. Reproductive behaviour of the caprellid amphipod *Caprella scaura typica* Mayer, 1890. *Marine Behaviour and Physiology* 12: 217-230.
- Long E. R., MacDonald D. D., Smith F. D., Calder F. D., (1995), Incidence of adverse biological effects within range of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19-1: 81-97.
- Lorenti M. & De Falco G., 2003. Stima dei principali parametri abiotici. In: Gambi M.C. & Dappiano M. (Eds.). Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino Mediterraneo. *Biologia Marina Mediterranea* 10: 1-42.
- Ludovisi A., Castaldelli G., Fano E. A., 2013. Multi-scale spatio-temporal patchiness of macrozoobenthos in the Sacca di Goro lagoon (Po River Delta, Italy). *Transitional Water Bulletin* 7(2): 233-244.
- Manini E., Fiordelmondo C., Gambi C., Pusceddu A., Danovaro R., 2003. Benthic microbial loop functioning in coastal lagoons: a comparative approach. *Oceanologica Acta*, 26: 27-38.
- Marchetti M. G., 1997. Introduzione all'analisi statistica multivariata. Università di Firenze.
- Marchini S., 2005. Ecotossicologia e qualità delle acque. *Annali-Istituto Superiore Di Sanità*, 41(3): 371.
- Margalef R. 1957. La teoría de la información en ecología. *Memorias de la Real Academia de Ciencias y Artes de Barcelona*, 32(13): 373-449.
- Marín-Guirao L., Cesar A., Marín A., Lloret J., Vita R., 2005. Establishing the ecological quality status of soft-bottom mining-impacted coastal water bodies in the scope of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 50(4): 374-387.
- Marini G., Pinna M., Basset A., Mancinelli G., 2013. Estimation of benthic macroinvertebrates taxonomic diversity: testing the role of sampling effort in a Mediterranean transitional water ecosystem. *Transitional Waters Bulletin*, 7(2): 28-40.
- Martínez J. & Adarraga I., 2008. First record of invasive caprellid *Caprella scaura* Templeton, 1836 sensu lato (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) from the Iberian Peninsula. *Aquatic invasion*, 3: 165-171.
- Masala Tagliasacchi M. L., Fabiano M., Cottiglia C., 1992. Seston ed accrescimento di mitili in ambiente lagunare. *Oebalia*, 17: 187-194.
- Maurer D., Church T. M., Lord C., Wethe C., 1985. Marine benthos in relation to pore water chemistry and sediment geochemistry of simulated dredged material. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 70: 369-377.

- Mavrič B., Urbanič G., Lipej L., Simboura N., 2013. Influence of sample size on ecological status assessment using marine benthic invertebrate-based indices. *Marine Ecology*, 34(1): 72-79.
- McIntyre A. D., Elliott J. M., Ellis D. V., 1984. Design of sampling programmes. In: Holme N. A., McIntyre A. D. (Eds). *Methods for the study of marine benthos*. pp: 1-26.
- McLaren P. & Bowles D., 1985. The effects of sediment transport on grain-size distributions. *Journal of Sedimentary Research*, 55(4): 457-470.
- McLaren P., 1981. An interpretation of trends in grain size measures. *Journal of Sedimentary Research*, 51(2): 611-624.
- Metzeling L. & Miller J., 2001. Evaluation of the sample size used for the rapid bioassessment of rivers using macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 444: 159-170.
- Mistri M. & Munari C., 2008. BITS: a SMART indicator for soft-bottom, non-tidal lagoons. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 587-599.
- Mistri M., Fano E. A., Rossi G., Caselli K., Rossi R., 2000. Variability in macrobenthos communities in the Valli di Comacchio, northern Italy, an hypereutrophized lagoonal ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51: 599-611.
- Mizzan L., 1999. Le specie alloctone del macrozoobenthos della Laguna di Venezia: il punto della situazione. *Bollettino del Museo civico di Storia naturale di Venezia*, 49: 145-177.
- Murenu M., Campisi S., 1998. Inventario dei macroinvertebrati e vertebrati dello Stagno di S. Gilla e dei suoi principali immissari, fiumi Mannu e Cixerri". Individuazione di aree per il miglioramento e l'aumento delle produzioni ittiche. U.E. Programma Life Natura 1996. Progetto Gilia- Stagno di Cagliari. Relazione di Settore. Allegato R1.6: 47 pp.
- Muxika I., Borja A., Bald J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine pollution bulletin*, 55(1): 16-29.
- Nissenbaum A. & Swaine D. J., 1976. Organic matter-metal interactions in recent sediments: the role of humic substances. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 40(7): 809-816.
- Nizzoli D., Welsh D. T., Bartoli M., Viaroli P., 2005. Impact of mussel (*Mytilus galloprovincialis*) farming on oxygen consumption and nutrient recycling in a eutrophic coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 550: 183-198.
- Occhipinti Ambrogio A. & Forni G., 2003. Gli Indici Biotici. In: Gambi M.C., Dappiano M. (Eds.), Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo. *Biologia Marina Mediterranea*, 10: 577-604.
- Occhipinti-Ambrogio A., 2000. Biotic invasions in a Mediterranean lagoon. *Biological Invasions*, 2(2): 165-176.
- Occhipinti-Ambrogio A., Savini D., Forni G., 2005. Macrobenthos community structural changes off Cesenatico coast (Emilia Romagna, Northern Adriatic), a six-year monitoring programme. *Science of the Total Environment*, 353(1): 317-328.

- Økland, R.H., 1999. On the variation explained by ordination and constrained ordination axes. *Journal of Vegetation Science*, 10 (1): 131–136.
- Olabarria C. & Chapman M. G., 2001. Comparison of patterns of spatial variation of microgastropods between two contrasting intertidal habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 220: 201-211.
- Oliveira R. B., Mugnai R., Castro C. M., Baptista D. F., 2011. Determining subsampling effort for the development of a rapid bioassessment protocol using benthic macroinvertebrates in streams of Southeastern Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, 175: 75-85.
- Parapar J., 2012.. *Annelida polychaeta III*. Fauna Ibérica, Vol. 36. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 419 pp
- Paul J. F., Scott K. J., Campbell D. E., Gentile J. H., Strobel C. S., Valente R. M., Weisberg S. B., Holland A. F., Ranasinghe, J. A., 2001. Developing and applying a benthic index of estuarine condition for the Virginian Biogeographic Province. *Ecological Indicators*, 1(2): 83-99.
- Pearson T. & Rosenberg R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 16: 229-311.
- Petchey O. L. & Belgrano A., 2010. Body-size distributions and size-spectra: universal indicators of ecological status? *Biology letters*, 6(4): 434-437.
- Pielou E. C., 1966. Shannon's formula as a measure of specific diversity: its use and misuse. *American Naturalist*, vol 100 (914): 463-465.
- Pinna M., Marini G., Mancinelli G., Basset A., 2014. Influence of sampling effort on ecological descriptors and indicators in perturbed and unperturbed conditions: A study case using benthic macroinvertebrates in Mediterranean transitional waters. *Ecological Indicators*: 37: 27-39.
- Pinna M., Marini G., Rosati I., Neto J. M., Patrício J., Marques J. C., Basset, A., 2013. The usefulness of large body-size macroinvertebrates in the rapid ecological assessment of Mediterranean lagoons. *Ecological Indicators*, 29: 48-61.
- Pinto R., Patrício J., Baeta A., Fath B. D., Neto J. M., Marques J. C., 2009. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecological indicators*, 9(1): 1-25.
- Ponti M., Pinna M., Basset A., Moncheva S., Trayanova A., Georgescu L. P., Beqiraj S., Orfanidis S., Abbiati M., 2008. Quality assessment of Mediterranean and Black Sea transitional waters: comparing responses of benthic biotic indices. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18 (S1): S62-S75.
- Porcu M. & Tagliasacchi Masala M. L., 1983. Écologie trophique des crustacés et pollution par le mercure dans un étang saumâtre méditerranéen (Santa Gilla, Sardaigne) = Trophicecology of crustaceans in a brackish littoral pond of Sardinia Island polluted by mercury. *Cahiers de Biologie Marine* 24(2): 159-175.

- Poutiers J. M., 1987. Bivalves. In: *Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche*. Méditerranée et Mer Noire. Vol. I. Végétaux et Invertébrés. CEE, FAO Rome: 370-512.
- Pusccheddu A., Sarà G., Armeni M., Fabiano M., Mazzola A., 1999. Seasonal and spatial changes in the sediment organic matter of a semi-closed marine system (W-Mediterranean Sea). *Hydrobiologia*, 397: 59-70.
- R. Development Core Team, 2010. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, <http://www.R-project.org>.
- Reizopoulou S. & Nicolaidou A., 2007. Index of size distribution (ISD): a method of quality assessment for coastal lagoons. In: *Lagoons and Coastal Wetlands in the Global Change Context: Impacts and Management Issues*. Springer Netherlands. pp: 141-149.
- Reizopoulou S., Simboura N., Sigala K., Barbone E., Aleffi F., Kaisakis G., Rosati I., Basset A., Nicolaidou A., 2014. Assessing the ecological status of Mediterranean coastal lagoons using macroinvertebrates. Comparison of the most commonly used methods. *Mediterranean Marine Science*, 15(3): 602-612.
- Remane A., 1934. Die Brackwasserfauna. *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft*, 36: 34-74.
- Riedl, 2010. *Fauna e flora del Mediterraneo*. Franco Muzzio, 777 pp.
- Ros M., Guerra-García J. M., González-Macías M., Saavedra Á., López-Fe C. M., 2013. Influence of fouling communities on the establishment success of alien caprellids (Crustacea: Amphipoda) in Southern Spain. *Marine Biology Research*, 9(3): 261-273.
- Rosenberg R., Blomqvist M. C., Nilsson H., Cederwall H., Dimming A., 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine pollution bulletin*, 49(9): 728-739.
- Ryggs B., 1970. Studies on *Cerastoderma edule* (L.) and *Cerastoderma glaucum* (Poiret). *Sarsia*, 43: 65-80.
- Sarà G, Scilipoti D, Milazzo M, Modica A., 2006. Use of stable isotopes to investigate dispersal of waste from fish farms as a function of hydrodynamics. *Marine Ecology Progress Series*, 313:261–270.
- Sardá R. & Martin D., 1993. Populations of *Streblospio* (Polychaeta: Spionidae) in temperate zones: demography and production. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 73: 769-784.
- Schlacher T. A. & Wooldridge T. H., 1996. How sieve mesh size affects sample estimates of estuarine benthic macrofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 201(1): 159-171.
- Schlitzer, R., Ocean Data View, <http://odv.awi.de>, 2014.
- Serra E., 1984. Nutrenti e biomasse fitoplanctoniche nello “stagno” di S.Gilla. *Rendiconti Seminario Facoltà Scienze Università di Cagliari*, 54: 29-39.

- Shannon C. E. & Weaver W., 1949. *The mathematical theory of communication*. Urbana: University of Illinois Press, 5.
- Sigovini M., 2011. Multiscale dynamics of zoobenthic communities and relationships with environmental factors in the Lagoon of Venice. PhD Thesis.
- Simboura N. & Zenetos A., 2002. Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Index. *Mediterranean Marine Science*, 3: 77–111.
- Simpson E. H., 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- Somerfield P. J. & Clarke K. R., 1997. A comparison of some methods commonly used for the collection of sublittoral sediments and their associated fauna. *Marine Environmental Research*, 43(3): 145-156.
- Spearman C., 1904. The proof and measurement of association between two things. *American Journal of Psychology*, 15: 72–101.
- Streftaris N. & Zenetos A., 2006. Alien marine species in the Mediterranean—the 100 ‘Worst Invasives’ and their impact. *Mediterranean Marine Science*, 7(1): 87-118.
- Tagliapietra D., Pavan M., Wagner C., 1998. Macrobenthic Community Changes Related to Eutrophication in “Paludedella Rosa” Venetian Lagoon, Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47(2): 217-226.
- Ter Braak C. J. & Verdonschot P. F., 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic sciences*, 57(3): 255-289.
- Ter Braak C. J., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5): 1167-1179.
- Teske P. R. & Wooldridge T. H., 2003. What limits the distribution of subtidal macrobenthos in permanently open and temporarily open/closed South African estuaries? Salinity vs. sediment particle size. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57: 225-238.
- Thrush S. F., Lawrie S. M., Hewitt J. E., Cummings V. J., 1999. The problem of scale: uncertainties and implications for soft-bottom marine communities and the assessment of human impacts. In *Biogeochemical cycling and sediment ecology*. Springer Netherlands. pp: 195-210.
- Torelli A., 1982. *Gasteropodi conchigliati*. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane. Vol. 5. C.N.R., Genova. 232 pp.
- Tramati C., Vizzini S., Maci S., Basset A., Mazzola A., 2011. Trace metal contaminant in a Mediterranean coastal pond (Acquatina, Puglia). *Transitional waters bulletin*, 5(2): 124-137.
- Underwood A. J., Chapman M. G., Connell S. D., 2000. Observations in ecology: you can't make progress on processes without understanding the patterns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250(1): 97-115.
- US EPA 2001. Identification of Dangerous Levels of Lead; Final Rule. 40 CFR 745. Fed Reg 66(4):1206.

- Vlek H. E., Šporka F., Krno I. J., 2006. Influence of macroinvertebrate sample size on bioassessment of streams. *Hydrobiologia*, 566: 523-542.
- Warwick R. M., 1993. Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. *Australian Journal of Ecology*, 18(1): 63-80.
- Weisberg S.B., Ranasinghe J.A., Dauer D.M., Schaffner L.C., Diaz R.J., Frithsen, J.B., 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, 20 (1): 149-158.
- Whiteman F. W., Ankley G. T., Kahl M. D., Rau D. M., Bacer M. D., 1996. Evaluation of interstitial water as a route of exposure for ammonia in sediment tests with benthic macroinvertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15: 794-801.
- Willan R. C., 1987. The mussel *Musculista senhousia* in Australasia; another aggressive alien highlights the need for quarantine at ports. *Bulletin of marine science*, 41(2): 475-489.
- Word J. Q., 1978. The infaunal trophic index. *Annual Report*: 13-39.
- Yazdian H., Jaafarzadeh N., Zahraie B., 2014. Relationship between benthic macroinvertebrate bio-indices and physicochemical parameters of water: a tool for water resources managers. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 12(1): 30.
- Ysebaert T. & Herman P. M., 2002. Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft-sediment environment. *Marine Ecology Progress Series*, 244: 105-124.
- Zamboni R., 2008. Proposta di realizzazione di una cartografia bionomica come strumento di monitoraggio e di gestione della Laguna di Marano e Grado. PhD Thesis.
- Zaouali J., 1974. The malacological fauna of the Lake of Tunis (northern and southern parts) and its channels. *Haliotis*, 4: 179-186.
- Zenetos A., Çinar M.E., Pancucci-Papadopoulou M.A., Harmelin J.G., 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. *Mediterranean Marine Science*, 6: 63-118.
- Zenetos A., Gofas S., Verlaque M., Çinar M.E., García Raso J.E., Bianchi C.N., Morri C., Azzurro E., Bilecenoglu M., Froglija C., Siokou I., Violanti D., Sfriso A., San Martin G., Giangrande A., Katagan T., Ballesteros E., Ramos-Espla A. A, Mastrototaro F., Ocana O., Zingone A., Gambi M. C., Streftaris N., 2010. Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterranean Marine Science*, 11: 381-493.
- Zenetos A., Gofas S., Morri C., Rosso A., Violanti D., Garcia Raso J. E., Cinar M. E., Almogil-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 Espla A., Salas C., San

Martin 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: 328–352.

X Appendici

I Protocolli testati per l'analisi dei metalli

Il primo protocollo testato è il protocollo inserito all'interno dei "Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo" del DM 13/09/1999 come metodo di riferimento per la determinazione del contenuto dei metalli nel suolo, modificato opportunamente. A circa 0.25 g di sedimento sono stati addizionati di 3.5 ml di acqua regia ($\text{HNO}_3+3 \text{HCl}$) e 1 ml di acqua ossigenata (H_2O_2) e successivamente digeriti mediante il ciclo di mineralizzazione riportato in tabella I.

Tabella I. Ciclo di mineralizzazione previsto dal protocollo DM 13/09/1999.

CICLO MINERALIZZAZIONE "DM 13/09/1999"			
STEP	POWER (W)	%	TIME (m)
1	600	100	3
2	600	100	2
3	600	100	3
4	600	100	4

La soluzione mineralizzata e raffreddata è stata poi portata a volume in un matraccio da 50 ml con acqua MilliQ.

Il secondo protocollo sperimentato è il protocollo Icrum (ICRAM, 2001) opportunamente modificato. Sono stati pesati 0.5 g di sedimenti e portati in soluzione con 12 ml di acqua regia. Dopo un riposo di circa 20 minuti, alla soluzione sono stati aggiunti 2 ml di acido fluoridrico (HF). Dopo un ulteriore riposo di 20 minuti si è proceduto con il ciclo di mineralizzazione a microonde (Tab. II). Al campione raffreddato sono stati poi aggiunti 30 ml di una soluzione satura di acido borico (H_3BO_3). Infine, la soluzione ottenuta è stata portata a volume in un matraccio di 50 ml con acqua MilliQ. In questo caso, il campione è stato diluito 1:100 prima di analizzarlo con ICP ottico.

Tabella II. Ciclo di mineralizzazione previsto dal protocollo ICRAM, 2001

CICLO MINERALIZZAZIONE "ICRAM"			
STEP	POWER (W)	%	TIME (m)
1	300	100	3
2	600	100	3
3	300	100	7
4	300	100	7

Il terzo protocollo impiegato è il protocollo IRSA n. 10 opportunamente modificato che prevede il trattamento di 0.25 g di campione con 1 ml di acqua ossigenata (H₂O₂), 1 ml di acido perclorico (HClO₄), 5 ml di acido nitrico (HNO₃). Il ciclo operativo di digestione a microonde è riportato in tabella III. Il campione è stato poi portato a volume in un matraccio da 25 ml e diluito 1:2 per l'analisi all'ICP.

Tabella III. Ciclo di mineralizzazione previsto dal protocollo IRSA.

CICLO MINERALIZZAZIONE "IRSA"			
STEP	POWER (W)	%	TIME (m)
1	600	50	4
2	600	60	3
3	600	70	4
4	600	80	11

Infine l'ultimo protocollo sperimentato, e quello che è stato scelto per le successive analisi è quello Bettinelli (Bettinelli *et al.*, 2000) che ha sviluppato un metodo basato sul protocollo ICRAM ma opportunamente modificato e testato su sedimenti marini.

Un'aliquota di campione (circa 0.25 g) è stata portata in soluzione, all'interno delle *vesse*, con 8 ml di acqua regia (acido nitrico HNO₃ e acido cloridrico HCl in rapporto 1:3) e 2 ml di acido fluoridrico HF. La soluzione è stata lasciata riposare per circa 12 ore (digestione a freddo *overnight*) ed è stata poi mineralizzata adottando il ciclo di digestione riportato in tabella IV. Terminato il ciclo di mineralizzazione e fatti raffreddare i campioni sono stati aggiunti 2 ml di acido borico H₃BO₃ e si è proceduto con un secondo ciclo di microonde (Tab. V). Infine i campioni mineralizzati sono stati recuperati in matracci da 50 ml, filtrandoli con filtri di cellulosa Whatman di grado 4, portando a volume con acqua *MilliQ*.

Tabella IV. Primo ciclo di mineralizzazione previsto dal protocollo Bettinelli *et al.*, 2001.

1° CICLO MINERALIZZAZIONE (Bettinelli)			
STEP	POWER (W)	%	TIME (m)
1	300	75	2
2	600	65	2
3	600	80	10
4	600	100	4
5	600	100	4

Tabella V. Secondo ciclo di mineralizzazione previsto dal protocollo Bettinelli *et al.*, 2001.

2° CICLO MINERALIZZAZIONE (Bettinelli)			
STEP	POWER (W)	%	TIME (m)
1	300	100	3

II Lista faunistica

Tabella VI. Lista delle specie della componente macrozoobentonica rinvenute con il presente lavoro.

PHYLUM	CLASSIS	ORDO	FAMILIA	SPECIES	N tot	B2	B4	E1	E3	H2	H4	SEP	DEC	MAR	JUN
Anellida	Clitellata				360		+	+	+	+		+	+	+	+
	Polychaeta	Capitellidae	Capitellidae	Capitellidae	2			+		+			+	+	
				<i>Heteromastus filiformis</i>	308	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
				<i>Notomastus latericeus</i>	7					+	+		+	+	
		Eunicida	Dorvilleidae	<i>Protodorvillea kefersteini</i>	1						+		+		
			Eunicidae	<i>Eunice vittata</i>	4					+	+		+	+	+
			Lumbrineridae	<i>Lumbrineris latreilli</i>	398			+		+	+	+	+	+	+
			Onuphidae	<i>Diopatra micrura</i>	161			+	+	+	+	+	+	+	+
		Phyllodocida	Glyceridae	<i>Glycera unicornis</i>	4					+	+		+	+	
			Hesionidae	<i>Podarkeopsis capensis</i>	25	+	+		+	+		+	+	+	+
			Nephtyidae	<i>Micronephtys sphaerocirrata</i>	5	+		+		+				+	
				<i>Nephtys hombergii</i>	8			+		+	+	+	+	+	+
			Nereidae	<i>Hediste diversicolor</i>	547	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
				<i>Neanthes caudata</i>	436			+		+	+	+	+	+	+
			Pholoidae	<i>Pholoe inornata</i>	2						+				+
			Phyllodocidae	<i>Eteone siphonodonta</i>	1						+		+		
				<i>Phyllodoce sp.</i>	2					+	+		+		+
			Polynoidae	<i>Harmothoe reticulata</i>	6					+	+		+		+
			Syllidae	<i>Exogone verugera</i>	4					+	+		+		+
				<i>Pionosyllis sp.</i>	1					+					+
		Sabellida	Sabellariidae	<i>Sabellaria alcocki</i>	11					+		+	+		+
			Sabellidae	<i>Branchiomma luctuosum</i>	13			+	+	+	+	+	+		
				<i>Desdemona ornata</i>	216	+	+	+	+			+	+	+	+

PHYLUM	CLASSIS	ORDO	FAMILIA	SPECIES	N tot	B2	B4	E1	E3	H2	H4	SEP	DEC	MAR	JUN
Anellida	Polychaeta	Sabellida	Sabellidae	<i>Laonome kroyeri</i>	232		+	+	+	+	+	+	+	+	+
				<i>Parasabella tommasi</i>	1						+	+			
				Sabellidae	2			+	+			+	+		
			Serpulidae	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	4				+						+
				<i>Hydroides dianthus</i>	130					+			+	+	+
				<i>Hydroides diramphus</i>	2					+			+		
				<i>Hydroides elegans</i>	3					+			+		
				Serpulidae	2					+		+			+
		Scolecida	Maldanidae	<i>Euclymene oerstedii</i>	8					+	+	+	+		+
				<i>Euclymene palermitana</i>	3					+	+	+	+		
				<i>Micromaldane ornithochaeta</i>	1					+			+		
				<i>Petaloproctus terricolus</i>	1					+				+	
			Orbinidae	<i>Naineris setosa</i>	50			+	+	+	+	+	+	+	+
				<i>Scoloplos typicus</i>	3					+				+	+
			Paraonidae	<i>Cirrophorus branchiatus</i>	1			+					+		
				<i>Paradoneis hyra</i>	467	+	+		+	+	+	+	+	+	+
				Paraonidae	1					+		+			
		Spionida	Magellonidae	<i>Magelona papillicornis</i>	1						+		+		
			Spionidae	<i>Dipolydora flava</i>	74					+			+		
				<i>Polydora cornuta</i>	3		+		+					+	+
				<i>Prionospio multibranchiata</i>	53	+	+	+	+	+	+		+	+	+
				<i>Prionospio sp.</i>	4				+			+	+		
				<i>Prionospio wireni</i>	2	+	+							+	
				<i>Pseudopolydora antennata</i>	238	+			+						+
				<i>Scolelepis squamata</i>	7					+	+	+	+	+	
				<i>Streblospio shrubsolii</i>	8266	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
		Terebellida	Ampharetidae	<i>Melinna palmata</i>	8			+		+	+	+	+		+

PHYLUM	CLASSIS	ORDO	FAMILIA	SPECIES	N tot	B2	B4	E1	E3	H2	H4	SEP	DEC	MAR	JUN
Anellida	Polychaeta	Terebellida	Cirratulidae	<i>Aphelochaeta multibranchis</i>	34					+			+		
				<i>Chaetozone caputesocis</i>	8			+	+	+			+	+	+
				<i>Cirratulus cirratus</i>	5			+	+	+		+	+		
				<i>Cirriformia tentaculata</i>	89	+	+	+	+	+		+	+	+	+
				<i>Monticellina heterochaeta</i>	16				+	+				+	
			Pectinariidae	<i>Amphictene auricoma</i>	2					+	+		+		+
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Ampeliscidae	<i>Ampelisca diadema</i>	4					+	+	+	+		
				<i>Ampelisca sp.</i>	3					+	+	+			
				Amphipoda	1				+			+			
			Ampithoidae	<i>Ampithoe sp.</i>	1						+	+			
			Aoridae	<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	211	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
			Caprellidae	<i>Caprella scaura</i>	26		+		+	+	+	+			+
				Caprellidae	144	+			+	+	+	+		+	+
				<i>Pseudolirius kroyeri</i>	249				+	+	+	+		+	+
			Corophiidae	<i>Corophium orientale</i>	4		+	+			+	+		+	
				<i>Monocorophium acherusicum</i>	1232	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
			Dexaminidae	<i>Dexamine spinosa</i>	2				+	+		+			
			Gammaridae	<i>Gammarus insensibilis</i>	241	+	+					+			+
			Leucothoidae	<i>Leucothoe lilljeborgi</i>	4					+	+	+			
			Maeridae	<i>Othomaera othonis</i>	2						+	+			
			Melitidae	<i>Melita palmata</i>	259	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
			Microprotopidae	<i>Microprotopus maculatus</i>	38		+	+	+	+	+	+			+
			Stenothoidae	<i>Stenothoe monoculoides</i>	19	+	+	+	+	+		+	+		+
		Cumacea	Bodotriidae	<i>Iphinoe serrata</i>	278	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
		Decapoda	Decapoda	Decapoda	9	+	+	+	+	+		+		+	+
			Diogenidae	<i>Diogenes pugilator</i>	3					+	+	+			+
			Munididae	<i>Munididae</i>	2					+		+			

PHYLUM	CLASSIS	ORDO	FAMILIA	SPECIES	N tot	B2	B4	E1	E3	H2	H4	SEP	DEC	MAR	JUN
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Panopeidae	<i>Dyspanopeus sayi</i>	3				+				+		
			Portunidae	<i>Carcinus mediterraneus</i>	7		+	+	+		+	+	+	+	
			Processidae	Processidae	1					+		+			
			Upogebiidae	<i>Upogebia pusilla</i>	1					+		+			
			Varunidae	<i>Brachynotus sexdentatus</i>	20		+	+	+	+	+	+	+		+
		Isopoda	Anthuridae	<i>Anthura gracilis</i>	55	+			+	+	+	+	+	+	+
				<i>Cyathura carinata</i>	716	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Cnidaria	Anthozoa	Actiniaria	Actiniidae	<i>Actinia equina</i>	29	+			+	+			+	+	+
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiurida	Amphiuridae	<i>Amphiura chiajei</i>	6					+	+	+	+	+	
Mollusca	Bivalvia	Lucinoida	Lucinidae	<i>Loripes lucinalis</i>	42					+	+	+	+	+	+
		Mytiloida	Mytilidae	<i>Arcuatula senhousia</i>	50	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
		Nuculida	Nuculidae	<i>Nucula nucleus</i>	5					+		+		+	
		Solenoida	Solenidae	<i>Solen marginatus</i>	2						+	+			+
		Veneroida	Cardiidae	<i>Cerastoderma glaucum</i>	348	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
			Mesodesmatidae	<i>Donacilla cornea</i>	32					+	+	+	+	+	+
			Semelidae	<i>Abra alba</i>	453	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
			Tellinidae	<i>Tellina planata</i>	3					+	+	+	+		+
				<i>Tellina pulchella</i>	1					+					+
				<i>Tellina sp.</i>	4					+	+	+			
			Veneridae	<i>Ruditapes decussatus</i>	23					+	+	+	+	+	+
				<i>Tapes sp.</i>	8					+	+	+	+		
				<i>Venerupis aurea</i>	8					+	+	+	+	+	
	Gastropoda	Caenogastropoda	Cerithiidae	<i>Cerithium vulgatum</i>	1					+					+
		Cephalaspidea	Bullidae	<i>Bulla striata</i>	1					+				+	
		Cephalaspidea	Haminoeidae	<i>Haminoea navicula</i>	32	+		+	+	+	+	+		+	+
		Littorinimorpha	Hydrobiidae	<i>Hydrobia sp.</i>	2						+	+		+	
			Naticidae	<i>Neverita josephinia</i>	1						+				+

PHYLUM	CLASSIS	ORDO	FAMILIA	SPECIES	N tot	B2	B4	E1	E3	H2	H4	SEP	DEC	MAR	JUN
Mollusca	Gastropoda	Neogastropoda	Mangeliidae	<i>Mangelia sp.</i>	1					+				+	
			Muricidae	<i>Bolinus brandaris</i>	1				+			+			
				<i>Hexaplex trunculus</i>	8					+	+	+	+	+	+
			Nassariidae	<i>Cyclope neritea</i>	41	+	+	+	+			+	+	+	+
				<i>Nassarius pygmaeus</i>	9					+	+	+	+	+	+
				<i>Nassarius reticulatus</i>	4					+			+		+
	Polyplacophora	Chitonida	Callochitonidae	<i>Callochiton septemvalvis</i>	9					+		+	+	+	
			Lepidochitonidae	<i>Lepidochitona cinerea</i>	1					+					+
	Scaphopoda	Dentaliida	Dentaliidae	<i>Antalis vulgaris</i>	1						+	+			
Nemertea					6	+				+	+			+	

III Parametri ambientali

Tabella VII. Parametri ambientali delle stazioni B2, B4, E1, E3, H2, H4.

	B2SEP	B4SEP	E1SEP	E3SEP	H2SEP	H4SEP	B2DEC	B4DEC	E1DEC	E3DEC	H2DEC	H4DEC
Depth (m)	1.3	0.9	1.4	1.4	1.4	1.5	1.3	1.3	1.7	1.4	1.5	1.4
Transparency (m)	0.2	0.4	0.2	0.6	1.2	1.2	0.3	0.3	0.3	0.3	0.6	0.4
Temperature (°C)	26.8	26.9	27.4	26.3	25.8	25.7	9.7	10.6	10.3	10.1	11.6	12.1
Conductivity (mS/cm)	38.5	36.9	41.2	45.6	48.0	48.2	4.6	2.4	4.6	5.3	10.8	10.4
Salinity (PSU)	24.4	23.4	26.3	30.0	31.2	31.4	3.5	1.7	3.4	4.0	8.5	8.0
pH	8.8	8.8	9.3	8.9	8.9	9.0	7.8	7.8	7.8	7.8	7.9	7.9
OD (mg/L)	7.0	7.5	10.3	7.4	7.6	7.4	8.8	9.3	9.3	9.2	9.0	9.0
% Sat	99.5	106.0	152.2	107.3	111.4	107.8	79.2	84.2	84.6	83.8	87.7	87.6
% OM	2.1	3.3	2.4	2.1	2.7	2.7	2.1	3.3	2.4	2.1	2.7	2.7
	B2MAR	B4MAR	E1MAR	E3MAR	H2MAR	H4MAR	B2JUN	B4JUN	E1JUN	E3JUN	H2JUN	H4JUN
Depth (m)	1.1	1.0	1.3	1.3	1.4	1.4	1.1	1.2	1.6	1.2	1.6	1.3
Transparency (m)	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4	0.3	0.6	0.6	1.0	0.6	1.2	0.9
Temperature (°C)	10.7	11.1	11.3	11.4	12.4	12.1	23.2	24.0	23.2	22.8	22.8	22.9
Conductivity (mS/cm)	2.1	1.5	3.1	2.4	5.2	5.2	35.3	33.0	39.6	45.9	48.1	47.1
Salinity (PSU)	1.4	0.8	2.1	8.2	3.8	3.8	29.2	23.8	32.3	31.0	34.9	35.4
pH	8.0	8.0	8.1	8.2	8.2	8.2	8.4	8.6	8.5	8.6	8.4	7.4
OD (mg/L)	9.1	10.0	10.3	10.6	10.5	10.6	6.3	6.1	6.3	6.4	6.7	6.2
% Sat	83.2	91.5	95.7	98.3	100.0	100.0	77.6	76.2	80.0	89.3	91.0	85.8
% OM	2.0	1.8	1.1	1.1	2.7	2.7	2.1	2.0	1.7	1.9	2.4	1.8

Ringraziamenti

Vorrei innanzitutto ringraziare il Professor Angelo Cau e la Dottoressa Serenella Cabiddu per avermi dato la possibilità d'intraprendere questo percorso.

Grazie anche a tutta la sezione di Biologia Animale ed Ecologia e in particolare ai miei colleghi con cui ho condiviso questi meravigliosi anni.

Un grazie di cuore va a mia sorella Laura, Marco Sigovini e Francesco Palmas per avermi dato preziosi consigli sulla stesura della tesi e avermi aiutato in differenti modi.

Un ringraziamento va anche al Professor Eduardo López e al Dottor Juan Moreira per avermi accolto a braccia aperte nei laboratori dell'Universidad Autónoma de Madrid e per avermi trasmesso l'amore per "los bichos".

Ancora, desidero ringraziare la Dottoressa Giorgia Sarais del Dipartimento di Scienze dell'Ambiente di Cagliari, che, con molta pazienza, mi ha avvicinato allo strano mondo della chimica.

Grazie anche alla Dottoressa Laura Chiarantini dell'Università di Firenze, al Professor Franco Frau e al dottor Salvatore Vacca del Dipartimento di Scienze Chimiche e Geologiche di Cagliari, per la disponibilità dimostrata.

Un grazie a Viola, mia compagna di gioie e sofferenze (e mineralizzazioni).

Grazie a tutte le mie amiche e ai miei amici che in maniera diversa mi sono stati vicini in questi anni di follia e hanno contribuito al raggiungimento di questa tappa.

Grazie a Simone per essere stato capace di strapparmi un sorriso anche nei momenti più bui.

Infine, grazie alla mia famiglia per aver sopportato i miei malumori e per esserci sempre stati.