



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PARMA

DOTTORATO DI RICERCA IN "ECOLOGIA"

XXV CICLO (2010-2012)

**Dinamica del detrito fanerogamico negli
ecosistemi marino-costieri: analisi lungo gradienti
di confinamento e di acidificazione delle acque**

Relatori:

Dott. Marco Bartoli

Prof. Antonio Mazzola

Co-Relatore:

Dott. ssa Salvatrice Vizzini

Dottorando:

Dott.ssa Valentina Costa



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PARMA

DOTTORATO DI RICERCA IN "ECOLOGIA"

XXV CICLO (2010-2012)

Dinamica del detrito fanerogamico negli ecosistemi marino-costieri: analisi lungo gradienti di confinamento e di acidificazione delle acque

Relatori:

Dott. Marco Bartoli

Prof. Antonio Mazzola

Co-Relatore:

Dott. ssa Salvatrice Vizzini

Dottorando:

Dott.ssa Valentina Costa

"If you can breathe, thanks to plankton"

Sommario

Abstract	7
1. INTRODUZIONE	9
1.1. Il detrito	9
1.2. La decomposizione del detrito fanerogamico	13
1.2.1. Aree di transizione e confinamento	16
1.2.2. Acidificazione delle acque	19
2. OBIETTIVI	22
3. MATERIALI E METODI	24
3.1. Aree di studio	24
3.1.1. Lo Stagnone di Marsala	24
3.1.2. La Baia di Levante (Isola di Vulcano, Arcipelago delle Isole Eolie)	28
3.2. Disegno sperimentale	30
3.2.1. Lo Stagnone di Marsala	30
3.2.2. La Baia di Levante (Isola di Vulcano, Arcipelago delle Isole Eolie)	32
3.3. Metodi di campionamento ed analisi di laboratorio	33
3.3.1. Caratterizzazione ambientale	33
3.3.1.1. Attività di campo	33

Variabili chimico-fisiche dell'acqua	33
Analisi granulometrica del sedimento	34
3.3.1.2. Attività di laboratorio	34
Analisi granulometrica del sedimento	34
3.3.1.3. Analisi dei dati	34
Analisi granulometrica del sedimento	34
3.3.2. Attività sperimentale con l'utilizzo di <i>litterbag</i>	35
3.3.2.1. Attività di campo.....	35
3.3.2.2. Attività di laboratorio	37
Dinamica di decomposizione del detrito fogliare fanerogamico.....	37
Evoluzione delle caratteristiche del detrito	37
Comunità associata al detrito fogliare fanerogamico	39
3.3.2.3. Analisi dei dati	39
Dinamica di decomposizione del detrito fogliare fanerogamico.....	39
Comunità associata al detrito fogliare fanerogamico	40
3.4. Analisi statistica	42
3.4.1. Analisi univariate.....	42
3.4.2. Analisi multivariate.....	44

4. RISULTATI	48
4.1. Caratterizzazione ambientale	48
4.1.1. Il gradiente di confinamento: lo Stagnone di Marsala	48
4.1.2. Il gradiente di acidificazione: La Baia di Levante (Isola di Vulcano, Arcipelago delle Isole Eolie)	58
4.2. Dinamica di decomposizione del detrito fogliare fanerogamico	68
4.2.1. Il gradiente di confinamento: lo Stagnone di Marsala	68
4.2.2. Il gradiente di acidificazione: La Baia di Levante (Isola di Vulcano, Arcipelago delle Isole Eolie)	79
4.3. Evoluzione delle caratteristiche del detrito	90
4.3.1. Il gradiente di confinamento: lo Stagnone di Marsala	90
4.3.2. Il gradiente di acidificazione: la Baia di Levante (Isola di Vulcano, Arcipelago delle Isole Eolie)	100
4.4. Comunità associata al detrito fogliare fanerogamico	109
4.4.1. Il gradiente di confinamento: lo Stagnone di Marsala	109
4.4.2. Il gradiente di acidificazione: la Baia di Levante (Isola di Vulcano, Arcipelago delle Isole Eolie)	123
4.5. Analisi complessiva dei risultati ottenuti	138

4.5.1. Il gradiente di confinamento: lo Stagnone di Marsala.....	138
4.5.2. Il gradiente di acidificazione: la Baia di Levante (Isola di Vulcano, Arcipelago delle Isole Eolie).....	140
5. DISCUSSIONE.....	142
5.1. La dinamica di decomposizione del detrito fogliare fanerogamico e l'evoluzione delle sue caratteristiche nutrizionali.....	143
5.2. L'influenza dei fattori abiotici.....	152
5.3. L'influenza dei fattori biotici.....	155
6. CONCLUSIONI.....	160
7. BIBLIOGRAFIA.....	162
8. APPENDICE.....	173
RINGRAZIAMENTI.....	184

Abstract

Il funzionamento degli ecosistemi è definito dall'equilibrio tra i processi di produzione, accumulo e decomposizione della materia organica. Negli ambienti marino-costieri colonizzati dalle fanerogame marine, buona parte della produzione primaria non viene direttamente utilizzata ma rientra all'interno delle catene trofiche sotto forma di detrito. L'energia potenzialmente disponibile all'interno del detrito fanerogamico può essere riutilizzata e trasferita ai più alti livelli trofici solo grazie alla decomposizione biologica. Come tutti i processi che avvengono a livello degli ecosistemi anche la decomposizione risulta essere influenzata da tutti i cambiamenti naturali ed antropici che insistono sia a livello biotico che abiotico e i cambiamenti climatici rientrano in questa categoria. Un modo per valutare gli effetti dei cambiamenti climatici futuri sui processi ecosistemici è valutare l'influenza di particolare gradienti ambientali che mimino condizioni ambientali future come i gradienti di acidificazione e i gradienti di confinamento.

L'obiettivo della presente tesi è stato quello di analizzare l'effetto di due particolari gradienti ambientali naturali (acidificazione e confinamento) sui processi di decomposizione del detrito fanerogamico, sull'evoluzione delle caratteristiche nutrizionali del detrito e sulla comunità di macroinvertebrati bentonici associati al detrito stesso.

La decomposizione del detrito fanerogamico è stata seguita con la tecnica delle *litterbag* per un periodo di circa 200 giorni all'interno di due gradienti ambientali: un gradiente di confinamento all'interno dello Stagnone di Marsala (Trapani, Sicilia) e un gradiente di acidificazione delle acque all'interno della Baia di Levante (Isola di Vulcano, Arcipelago delle Isole Eolie, Sicilia).

In relazione al gradiente di confinamento, il processo di decomposizione del detrito fogliare fanerogamico è risultato essere significativamente influenzato dal gradiente con una perdita di circa il 40% del peso secco nel sito più confinato rispetto alle altre due stazioni (circa 60-70%). Nel sito "Mare" potrebbe essere l'idrodinamismo

ad agire come fattore preponderante sulla frammentazione e sulla perdita di detrito all'interno delle *litterbag*, determinando il maggiore tasso di decomposizione accoppiato al più basso numero di organismi in grado di colonizzare tale componente; una diminuzione nel movimento delle masse d'acqua non sufficiente a creare condizioni sfavorevoli all'interno dei pacchi di foglie nella sito "Bocca" potrebbe permettere una decomposizione a livelli intermedi ma con un'elevata colonizzazione, mentre nel sito "Laguna" le condizioni stabili causate dal ridotto idrodinamismo associate ad un più lento rilascio di carbonio organico potrebbero sfavorire il processo di colonizzazione e di conseguenza diminuire il tasso di decomposizione del detrito stesso.

In relazione al gradiente di acidificazione, il processo di decomposizione sembra non essere influenzato dal gradiente registrato, come anche le caratteristiche nutrizionali del detrito stesso che hanno mostrato andamenti paragonabili nei quattro siti di campionamento. Soltanto la comunità a macroinvertebrati ha mostrato una diversa complessità strutturale in termini di specie in relazione al gradiente individuato probabilmente in relazione alla nota tossicità riportata per lo ione H^+ .

I nostri risultati suggeriscono quindi come sia difficile generalizzare circa i processi e i tassi di decomposizione delle fanerogame marine nell'ambiente marino in relazione a diversi gradienti ambientali, ma suggeriscono come il detrito fanerogamico rappresenti una importante fonte di carbonio organico anche in ambienti soggetti a particolari condizioni ambientali.

1. INTRODUZIONE

Il funzionamento degli ecosistemi è definito dall'equilibrio tra i processi di produzione, accumulo e decomposizione della materia organica. La conoscenza di come questi processi si svolgono negli ambienti marino costieri si rivela fondamentale per avere, quindi, una visione completa del quadro ambientale di queste aree costiere così ecologicamente importanti.

Poiché nelle aree marino-costiere una parte consistente della produzione primaria non viene direttamente utilizzata dagli erbivori, ma resta intrappolata all'interno del sistema (Pergent *et al.*, 1994, 1997; Cebrián *et al.*, 1996) e può essere riutilizzata solo dopo la morte dei produttori, la decomposizione biologica rappresenta un processo cruciale per l'ecosistema (Hairston *et al.*, 1960; Odum e Barret, 2005). In questi ecosistemi, quindi, il detrito svolge un importante effetto sulla struttura trofica e sulle dinamiche delle comunità, possiede il potenziale per sostenere un'ampia diversità di specie, per supportare la biomassa dei più grandi predatori, ed è responsabile della formazione di reti trofiche complesse (Hairston e Hairston, 1993).

1.1. Il detrito

Il detrito secondo le attuali definizioni comprende ogni forma di materia organica non vivente includendo diversi tipi di tessuti vegetali e animali, ma anche escrezioni ed essudati di organismi. In particolare, il detrito di origine vegetale contiene polimeri associati alle pareti cellulari di piante come cellulosa, emicellulosa e lignina, quello che origina da funghi presenta chitina, tannini e melanina ed entrambi possiedono biomolecole universali come grassi, oli, acidi nucleici, proteine ed altri monosaccaridi che insieme rallentano il processo di decomposizione del detrito (Moore *et al.*, 2004).

Il detrito si può classificare in diversi modi: in base all'appartenenza ad una diversa classe dimensionale può essere distinto in Materia Organica Disciolta (DOM), e

Materia Organica Particellata (POM), indicando con DOM il detrito più fine (0.22-0.45 μm) e con POM quello di maggiori dimensioni (0.45-200 μm); in base invece al sito di origine distinguiamo detrito alloctono e autoctono riferendoci rispettivamente a quello proveniente dall'esterno o dall'interno dell'ecosistema preso in esame. Un'ulteriore separazione, infine, può essere fatta sulla base della provenienza: la DOM è trasportata dalle acque di scarico, da quelle di dilavamento, dagli apporti fluviali e deriva infine dagli essudati vegetali, dalle escrezioni dello zooplancton e da resti di organismi che per autolisi e/o per azione batterica vengono dissolti e resi materiale edibile ad opera dei batteri. La POM, invece, è formata da materiale proveniente dal deterioramento di organismi morti, dalle loro escrezioni e da batteri che la arricchiscono e la rendono disponibile ai consumatori dei livelli trofici superiori.

Solo una piccola porzione del materiale detritale è direttamente disponibile per i consumatori (Pusceddu *et al.*, 2003), mentre la maggior parte ha bisogno di essere processata dai microrganismi prima di venire utilizzata dai livelli trofici più elevati (Manini *et al.*, 2003).

Negli ecosistemi marino-costieri, dove è presente un'alta diversità e una grande varietà di produttori primari come macroalghe e piante vascolari, la materia organica derivante dalla produzione primaria eccede quella consumata dagli erbivori ed insieme alla materia organica proveniente dagli ambienti adiacenti si accumula in gran parte nei sedimenti diventando disponibile per i consumatori di detrito (Newell, 1982), rendendo quindi il funzionamento e l'efficienza di questi sistemi strettamente dipendenti anche dall'attività svolta dalla componente procariotica (Danovaro e Pusceddu, 2007).

Gli ecosistemi marino-costieri costituiscono dei sistemi articolati e complessi, che beneficiano dei flussi di nutrienti provenienti dalla terra ferma e dagli oceani. Queste aree altamente produttive supportano un'elevata diversità di flora e fauna e frequentemente contengono al loro interno habitat di notevole pregio ecologico come ad esempio le foreste costiere di mangrovie e le praterie di fanerogame marine.

Le fanerogame o angiosperme sono una divisione vegetale denominata anche Magnoliophyta che comprende piante erbacee e arboree che producono fiori. Nel

mondo esistono circa 60 specie di angiosperme (Kuo e Den Hartog, 2001) che vivono completamente sommerse nel mezzo acquoso, ma malgrado l'esiguità del numero, queste piante formano delle estese praterie che colonizzano prevalentemente il piano infralitorale fino a 50 m di profondità delle regioni temperate e tropicali.

Le fanerogame si sono diffuse nell'ambiente marino durante il medio e tardo Cretaceo, ovvero circa 100-120 milioni di anni fa (Den Hartog, 1970), originandosi da piante costiere e idrofite d'acqua dolce che vivevano nelle zone intertidali e che si adattarono a fasi periodiche di emersione e immersione nell'acqua di mare (Larkum e Den Hartog, 1989).

Nel Mar Mediterraneo sono presenti soltanto poche specie di fanerogame marine che, nel loro insieme, contribuiscono comunque a formare una cintura molto estesa lungo la fascia costiera: *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, *Halophila stipulacea* (Forsskål) Ascherson, *Nanozostera noltii* Hornemann (Tomlinson e Posluzny), *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Zostera marina* L., mentre *Ruppia maritima* (L.) e *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande sono presenti negli ambienti salmastri e lagunari.

P. oceanica è l'unica specie endemica del Mar Mediterraneo ed è anche la specie più abbondante, in quanto forma delle estese praterie che raggiungono i 40 m di profondità e ricoprono una superficie di circa 40,000 km² (Pergent, 1993), rappresentando l'1-2% dei fondali (Pasqualini *et al.*, 1998). Le praterie di *P. oceanica* sono caratterizzate da una elevata produzione primaria annuale (150–3,000 g DW m⁻²; Ott, 1980; Pergent, 1990; Pergent-Martini *et al.*, 1994; Duarte e Chiscano, 1999) e costituiscono, quindi, degli ecosistemi di elevato interesse ecologico. Al loro interno sono presenti diverse tipologie di habitat creati dalla pianta stessa che attraverso la grande massa di radici e rizomi modifica le caratteristiche del substrato e con lo strato fogliare permette di ospitare un numero elevato di organismi sia animali che vegetali. All'interno della prateria, distinguiamo comunità epifite che colonizzano la superficie fogliare e i rizomi della pianta, comunità animali vagili e sessili (Mazzella *et al.*, 1992). In aggiunta, anche il detrito fogliare e le scaglie rappresentano un *microhabitat* unico e preferenziale per molti organismi detritivori e perforatori.

La comunità epifita, costituita da diatomee e batteri che si insediano principalmente in prossimità della base della foglia e alghe rosse e brune incrostanti e alghe erette filamentose che si impiantano principalmente nella parte centrale e nella zona apicale, rappresenta la fonte di alimentazione principale per molti degli animali sessili e vagili che abitano questi ecosistemi (ad esempio Molluschi, Crostacei, Anellidi e Pesci). Solo alcune componenti della fauna di questi ecosistemi [(*Idotea baltica* Pall. (Idoteidae), *Paracentrotus lividus* Lam. (Echinidae), *Sarpa salpa* L. (Sparidae) e alcune specie di decapodi] utilizzano le foglie di *P. oceanica* come fonte diretta di alimentazione (Ott e Maurer, 1977; Mazzella *et al.*, 1992).

Una considerevole porzione della biomassa prodotta dalle praterie di *P. oceanica* e più in generale dalle praterie di fanerogame marine ($\geq 90\%$), a causa dell'elevato contenuto in lignino-cellulosa e in composti refrattari e del basso valore nutrizionale (Ott e Maurer, 1977), non viene direttamente utilizzata come alimento, ma entra a far parte della catena del detrito (Pergent *et al.*, 1994, 1997; Cebrián *et al.*, 1996). Si stima che circa la metà del detrito prodotto in un anno venga esportato dal sistema fanerogamico verso sistemi adiacenti (Ott, 1980; Wittman *et al.*, 1981), mentre la porzione rimanente (23-34%; Pergent *et al.*, 1997) rientra come fonte di nutrienti ed energia all'interno della rete trofica grazie ai processi decompositivi che avvengono nelle praterie (Pergent *et al.*, 1997). La decomposizione è quindi un processo chiave che regola la rigenerazione dei nutrienti, rappresentando un importante *link* tra le catene alimentari di pascolo e di detrito, permettendo all'energia, potenzialmente disponibile all'interno della materia organica morta, di essere riutilizzata e trasferita lungo le reti alimentari. La produzione primaria fanerogamica non direttamente utilizzata riesce, quindi, a raggiungere i più alti livelli trofici proprio sotto forma di detrito (Pergent *et al.*, 1994, 1997; Cebrián *et al.*, 1996) attraverso i processi decompositivi.

In particolare, il detrito di origine fanerogamica può seguire destini diversi: in base alla porzione della pianta considerata, in funzione dei fattori ambientali (idrodinamismo, correnti, maree, etc.) e in base alle caratteristiche del substrato in cui si ritrova (Costantini *et al.*, 2009). Le foglie, staccandosi dal rizoma, possono essere accumulate in zone limitrofe (SDA, *submerged detritus accumulation*; Gallmetzer *et al.*,

2005) e se il bacino è semichiuso possono fungere da trappola per il sedimento (Pusceddu *et al.*, 1999) oppure possono essere esportate in zone più distanti, ad esempio nel sopralitorale, dove tendono ad ammassarsi formando delle strutture definite *banquette*. La parte basale delle foglie, invece, resta attaccata ai rizomi, e il processo di degradazione risulta essere molto più lento (Pergent *et al.*, 1994).

In entrambi i casi, la quantità e la qualità del detrito che si accumula a livello del sedimento risultano essere dei fattori importanti nella strutturazione delle comunità bentoniche di invertebrati detritivori (Mirto *et al.*, 2004), in quanto il detrito stesso fornisce nuovi *habitat* e nuovi siti di rifugio e riproduzione (Harmon *et al.*, 1986; Romero *et al.*, 1994; Moore *et al.*, 2004). Inoltre, la progressiva frammentazione delle foglie porta ad una maggiore complessità strutturale (Gallmetzer *et al.*, 2005) influenzando in modo significativo la distribuzione dei macroinvertebrati (Como *et al.*, 2008).

1.2. La decomposizione del detrito

fanerogamico

In ambiente acquatico, la decomposizione dei tessuti vegetali si può considerare suddivisibile in tre fasi: 1) *leaching*, processo che porta all'allontanamento delle componenti solubili dal detrito; 2) *conditioning*, in cui i microorganismi decompongono i costituenti più labili della pianta; 3) *fragmentation*, frammentazione fisica del detrito mediata dai macroinvertebrati (Ruble e Roman, 1982; Valiela *et al.*, 1984, Benfield, 1996). Queste fasi sono però tra loro sovrapposte e coinvolgono microorganismi eterotrofi e macroinvertebrati detritivori all'interno di un processo iterativo: i primi colonizzano inizialmente il detrito rendendolo più appetibile per i macroinvertebrati (Bärlocher, 1981) che a loro volta consumano il detrito, assimilano alcuni dei tessuti, ma contribuiscono anche alla frammentazione del detrito stesso che può essere facilmente colonizzato nuovamente dai microorganismi (Webster, 1983).

La velocità con cui tale processo viene portato avanti, viene generalmente considerata dipendente da due gruppi di fattori: le caratteristiche biotiche, come ad esempio le caratteristiche biochimiche del detrito stesso (Enriquez *et al.*, 1993) e le caratteristiche ambientali (temperatura, profondità, idrodinamismo, etc.).

I tessuti vegetali delle piante accumulano all'interno sostanze chimiche di difesa che diminuiscono l'appetibilità dei tessuti per i *grazer* (Coley *et al.*, 1985) e riducono la loro qualità come substrato per i microorganismi decompositori (Swift *et al.*, 1979). L'elevato contenuto in lignino-cellulosa e composti refrattari (Ott e Maurer, 1977) e la presenza di "cellule a tannini" specializzate nella produzione di composti fenolici è stata evidenziata in diverse specie di fanerogame marine compresa *P. oceanica* (Agostini *et al.*, 1998). Questi composti, oltre ad essere osmoregolatori e componenti delle pareti cellulari, sembrano giocare un ruolo molto importante nella protezione dei tessuti vegetali da competitori, predatori e patogeni (Zaprometov, 1993; Arnold e Targett, 2002).

L'utilizzo del detrito come fonte di materia organica è, inoltre, strettamente dipendente dalle qualità nutrizionali in termini di contenuto in carbonio, azoto e fosforo (Enriquez *et al.*, 1993). Cebrián *et al.* (1996) hanno evidenziato come la fanerogama *C. nodosa* venga sfruttata maggiormente dagli erbivori quando presenta un elevato contenuto in nutrienti, e conseguentemente il detrito che si origina da tessuti vegetali con un elevato contenuto in nutrienti potrebbe essere maggiormente edibile rispetto a tessuti con un livello di nutrienti più basso. È importante evidenziare come però la componente batterica richiede substrati con un rapporto atomico di carbonio, azoto e fosforo di 106:12:1 (Goldman *et al.*, 1987), sebbene i batteri stessi abbiano la capacità di variare queste richieste (Tezuka, 1990). Questi elevati contenuti nutrizionali si incontrano in alcune specie di fitoplancton (Goldman *et al.*, 1979; Duarte, 1992), mentre il detrito vegetale è impoverito di azoto e fosforo rispetto alle richieste nutrizionali dei microorganismi decompositori che basano la loro dieta proprio su questa componente. L'efficienza di crescita batterica (i.e. la frazione di carbonio usato per la crescita) sembra diminuisca di circa 100 volte con l'aumentare del rapporto C/N e C/P nel substrato (Goldman *et al.*, 1987). Di conseguenza, il detrito con un alto contenuto in azoto e fosforo dovrebbe decomporsi più velocemente perché associato

ad una più rapida crescita della popolazione microbica, mentre un eccesso di carbonio nel detrito vegetale dovrebbe portare ad una remineralizzazione controllata del carbonio (cfr. Goldman *et al.*, 1987; Vadstein e Olsen, 1989).

Le caratteristiche ambientali come le condizioni idrodinamiche, la profondità, le variazioni stagionali di temperatura (Romero *et al.*, 1992) e tutte le variazioni legate alle variabili trofiche e chimico-fisiche della colonna d'acqua (Pusceddu *et al.*, 1999; Mateo e Romero, 1996; Apostolaki *et al.*, 2009) regolano la velocità dei processi decompositivi. Queste caratteristiche identificano anche la distribuzione delle comunità negli ecosistemi lagunari, in cui le condizioni fisiche, geochimiche e idrodinamiche influenzano la distribuzione delle specie. In questi ambienti, la graduale continuità tra il mare e la terra e le elevate fluttuazioni delle variabili ambientali limitano il numero di specie tolleranti (Arias e Drake, 1994; Mistri *et al.*, 2001). Le zone più confinate (*sensu* Guelorget e Perthuisot, 1983) caratterizzate da una bassa diversità in specie e da un ridotto idrodinamismo che riduce l'attività meccanica sul detrito potrebbero essere caratterizzate da una dinamica decompositiva più lenta rispetto alle zone di mare aperto. Contrariamente, l'aumento dei nutrienti può facilitare l'attività dei batteri eterotrofi (Lopez *et al.*, 1998), ed anche l'aumento della temperatura può incrementare i processi decompositivi stimolando l'attività dei batteri e degli altri microorganismi (Mateo e Romero, 1996) che sono i principali decompositori del detrito fogliare.

Anche le variazioni a carico del pH in ambiente acquatico possono avere degli effetti sui processi decompositivi. Pochissimi studi si sono concentrati sull'analisi delle variazioni che avvengono a carico dei processi decompositivi in condizioni di acidificazione delle acque. In tali studi si è preferito l'uso di mesocosmi (Batty e Younger, 2007), oppure sono stati presi in considerazione solo ed esclusivamente ambienti di acque dolci come fiumi e laghi dove scarichi urbani ed industriali possono alterare il pH naturale (Dangles e Guérol, 2001; Dangles *et al.*, 2004; Lohr *et al.*, 2006). Per quanto riguarda l'ambiente marino, è noto che l'innalzamento della pressione parziale di CO₂ causa effetti diretti e indiretti sul riciclo dei nutrienti da parte degli organismi microbici e sulla fissazione del carbonio alterando quindi i cicli biogeochimici in mare (Hutchins *et al.*, 2007; Levitan *et al.*, 2007; Barcelos e Ramos *et al.*, 2007), ma l'impatto dell'acidificazione sugli organismi rimane largamente

sconosciuto. Il Mediterraneo offre la possibilità di studiare gradienti naturali di acidificazione grazie alla presenza di sorgenti vulcaniche idrotermali. I primi risultati nel Mar Tirreno, in zone caratterizzate dalla presenza di emissioni vulcaniche (Hall-Spencer *et al.*, 2008; Rodolfo-Metalpa *et al.*, 2010), hanno mostrato come si sia registrato uno *shift* considerevole della composizione delle comunità bentoniche lungo un gradiente di pH con una riduzione drastica della diversità in specie e una perdita di gruppi funzionali in relazione ad un progressivo aumento dei livelli di CO₂. Molti organismi calcificanti scompaiono nei siti caratterizzati da emissioni vulcaniche, mentre altri organismi come la fanerogama *P. oceanica* e alcune alghe invasive sembra che si avvantaggino di tali particolari condizioni.

Le comunità biologiche nel loro insieme rispondono diversamente ai gradienti spaziali e temporali e l'identificazione e la spiegazione delle risposte dei singoli processi che avvengono all'interno degli ecosistemi è ancora oggi uno dei temi a cui gli studiosi dedicano particolare interesse.

1.2.1. Aree di transizione e confinamento

Il confinamento è definito come la grandezza che governa l'esistenza, la strutturazione e la zonazione complessiva delle caratteristiche ecologiche del dominio paralico rispetto al dominio marino (Carrada e Fresi, 1988). Il *confinamento* è un fattore idrodinamico che agisce direttamente sui parametri idrologici e sedimentologici (Boudouresque e Fresi, 1976; Giangrande *et al.*, 1984; Holland *et al.*, 1987; Guelorget e Perthuisot, 1992), ed è stato descritto come il tempo di rinnovo degli elementi di origine marina in qualsiasi punto specifico del bacino paralico (Carrada e Fresi, 1988; Guelorget e Perthuisot, 1992).

Il dominio paralico, cioè il complesso degli ecosistemi interposti tra il dominio marino e quello delle acque continentali (Guelorget e Perthuisot, 1983), presenta delle caratteristiche fisiche e biologiche, proprie e peculiari, che non si riscontrano negli altri due ambienti vicini; si tratta pertanto di ambienti "originali" (Odum, 1973). Complessivamente, fanno parte del dominio paralico tutti i corpi idrici ubicati lungo le

coste marine in corrispondenza dei quali si verifica l'incontro e il mescolamento delle acque dolci, provenienti dal drenaggio continentale con le acque salmastre marine, senza escludere i bacini artificiali ovvero porti e saline (Guelorget e Perthuisot, 1992). La caratteristica fondamentale di tali ambienti è la variabilità; ciò comporta che gli organismi che vi vivono devono avere limiti di tolleranza ampi (eurialini ed euritermi). La struttura della comunità bentonica è quindi, espressione dei parametri chimico-fisici dell'ambiente (salinità, temperatura, tipologia dei sedimenti, profondità e latitudine).

Secondo la teoria del confinamento (Guelorget e Perthuisot, 1983), è possibile suddividere in sei zone l'ambiente paralico, a secondo del loro grado di *confinamento* rispetto all'ambiente marino (Fig. 3):

- ZONA I: si trova nelle immediate vicinanze dei canali di comunicazione con il mare ed è semplicemente la continuazione del dominio marino;
- ZONA II: si possono ancora trovare organismi prettamente marini come molluschi, policheti, crostacei ed echinodermi;
- ZONA III: il limite con la zona II è marcato dalla totale scomparsa degli echinodermi; la zona è dominata da specie miste sia marine che dulciacquicole;
- ZONA IV: la fauna talassica scompare e le specie trovate sono strettamente paraliche;
- ZONA V: la fauna è caratterizzata da crostacei detritivori, gasteropodi, e policheti;
- ZONA VI: rappresenta il passaggio nel paralico lontano; il passaggio alle acque dolci è marcato dall'apparenza di specie strettamente dulciacquicole.

In questa zona sono presenti due poli o ambienti tipici di:

- ambienti evaporitici;
- ambienti con tendenza dulciacquicola.

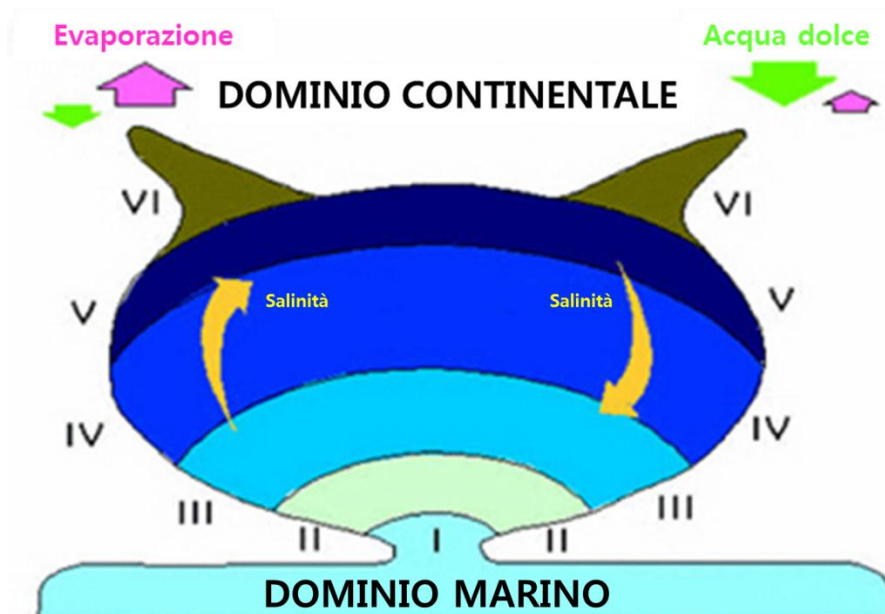


Fig. 3. La suddivisione del dominio paralico nelle 6 zone descritte da Guelorget e Perthuisot (1983).

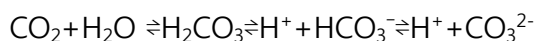
All'interno del dominio paralico si realizza quindi un gradiente di *confinamento* in cui la salinità varia notevolmente e tali variazioni dipendono da diversi fattori quali: il tasso di evaporazione, il mescolamento delle acque e le precipitazioni, senza trascurare il gradiente marino e la stagionalità. Anche la temperatura varia significativamente su base stagionale e in estate, il ridotto idrodinamismo contribuisce alla formazione di una stratificazione termoalina. La temperatura a sua volta, influenza la concentrazione di ossigeno disciolto, che incide enormemente sulla distribuzione e sull'organizzazione delle comunità bentoniche lagunari (Holland *et al.*, 1987).

1.2.2. Acidificazione delle acque

Lo studio dell'acidificazione degli oceani ha ricevuto negli ultimi anni notevole attenzione da parte della comunità scientifica. Tale fenomeno strettamente correlabile ai cambiamenti climatici è dovuto al ruolo cardine che gli oceani svolgono all'interno del ciclo del carbonio. Difatti, gli oceani costituiscono una vera e propria riserva di carbonio sotto forma di ione bicarbonato e contengono quantità enormi di CO₂, fino al 79% di quella naturale e hanno funzionato in modo efficace per millenni, agendo da sistemi *buffer* contro i cambiamenti del clima dovuti ai gas ad effetto serra.

Tuttavia, per quanto piccole rispetto al totale, le emissioni antropiche quantificabili in circa 2 miliardi di tonnellate l'anno di carbonio sono sufficienti a destabilizzare il naturale equilibrio dinamico tra la CO₂ presente in atmosfera e quella disciolta in fase acquosa negli oceani.

La CO₂ in eccesso nell'atmosfera si solubilizza in acqua marina formando acido carbonico secondo la seguente reazione:



L'aumento della CO₂ sposta, quindi, a sinistra l'equilibrio del sistema tampone CO₂/HCO₃⁻/CO₃²⁻, responsabile del normale pH dell'acqua di mare (circa 8.1, mantenuto stabile dall'equilibrio tra la formazione di carbonato da parte degli organismi incrostanti e il bicarbonato fornito dalla deposizione di fiumi e dal sedimento dei fondali), verso la formazione di H₂CO₃, portando ad una riduzione del pH e alla dissoluzione dei carbonati.

Secondo le attuali previsioni, la diminuzione del pH della superficie degli oceani sarà di 0.5 unità entro il 2050 e nel 2100 l'oceano potrebbe essere più acido di quanto non sia mai stato negli ultimi 20 milioni di anni (Ace, 2008).

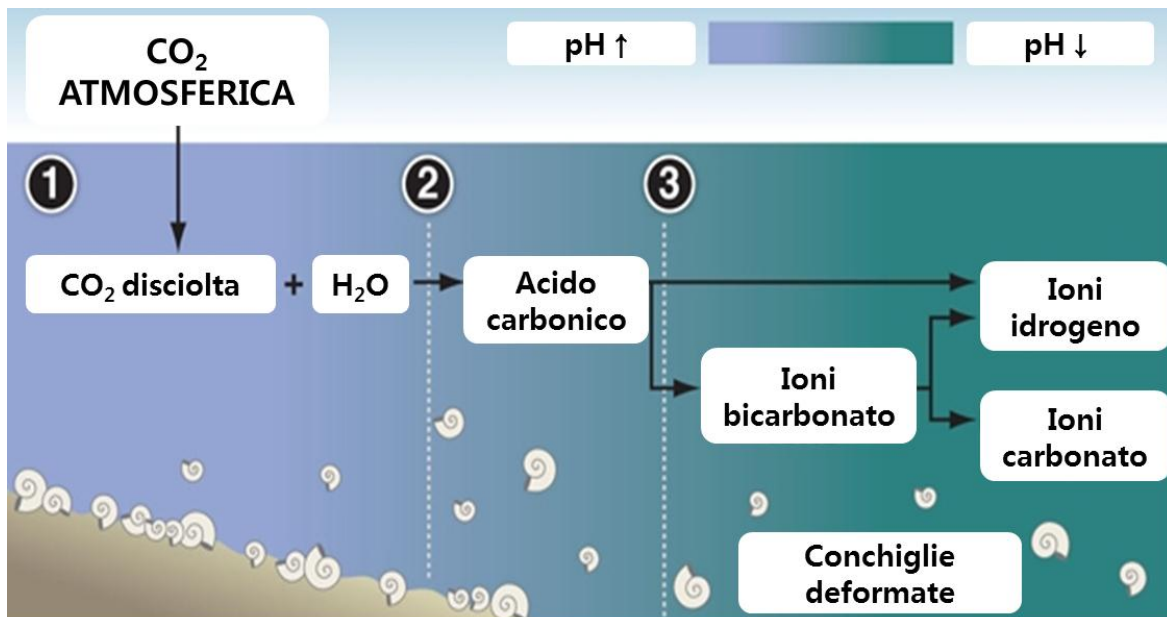


Fig. 4. Rappresentazione schematica delle tre principali reazioni chimiche all'equilibrio che costituiscono il sistema tampone $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$; **1**, più del 50% della CO_2 rilasciata dalla combustione dei combustibili fossili è stata assorbita dagli oceani; **2**, l'acido carbonico abbassa il pH, facendolo diventare maggiormente acido; **3**, l'aumento della concentrazione degli ioni idrogeno nell'acqua limita l'accesso per gli organismi agli ioni carbonato che sono necessari per la formazione ad esempio della conchiglia (da University of Maryland, 2009).

Attualmente il processo di acidificazione degli oceani è avviato, specie negli oceani meridionali più freddi in cui la solubilità della CO_2 è più elevata, ed inoltre risulta anche impossibile da arrestare su scale temporali relativamente corte; buona parte della CO_2 antropica, infatti, risulta già assimilata dagli oceani ed è già entrata a far parte dell'ormai destabilizzato equilibrio dinamico. Il sistema tampone dell'acqua marina, inoltre, agisce solo su scale temporali di decine di millenni, per cui anche se si dovesse registrare un netto calo delle emissioni, non vi sarebbero grossi cambiamenti immediati sul processo di acidificazione (Ace, 2008; Fabry *et al.*, 2008).

La possibilità di formulare ipotesi su come l'incremento dell'acidità degli oceani possa influenzare l'ecosistema marino è attualmente molto limitata, ma diversi studi hanno cercato di quantificare i possibili effetti sul biota (Guinotte e Fabry, 2008; Fabry *et al.*, 2008; Porzio *et al.*, 2011), con l'utilizzo anche di mesocosmi artificiali (Hall-Spencer *et al.*, 2008).

Un possibile laboratorio naturale dove poter studiare gli effetti dell'acidificazione indotti dall'incremento della concentrazione di CO_2 direttamente

sull'ecosistema sono le sorgenti sottomarine di CO₂ spesso associate a sorgenti idrotermali superficiali (*Shallow Hydrothermal Vents*, SHV). I sistemi idrotermali superficiali sono aree a profondità inferiori ai 200 m dove per effetto del vulcanesimo secondario (es. in Mar Mediterraneo, nelle zone di subduzione delle placche continentali europea e africana) si realizzano forti gradienti dei parametri fisico-chimici (Tarasov *et al.*, 2005; Canet e Prol-Ledesma, 2007). I gradienti generati hanno mediamente un'estensione spaziale approssimabile a pochi metri rispetto al centro dell'emissione, dove si generano localmente caratteristiche geochimiche peculiari (Sievert *et al.*, 1999) e una elevata complessità strutturale del sistema che influenza la composizione delle comunità (Tarasov *et al.*, 2005; Canet e Prol-Ledesma, 2007).

A differenza delle SHV, le sorgenti sottomarine di CO₂ presentano condizioni ambientali meno marcate e assenza di emissioni di altri gas acidi e fluidi caldi e generano un ambiente acido nelle immediate vicinanze delle emissioni, creando condizioni ambientali estreme su scale spaziali ridotte (Zeppilli e Danovaro, 2009). Malgrado tali caratteristiche appaiano proibitive, molte specie riescono ad adattarsi a e a colonizzare questi ambienti. Ad esempio, la fanerogama marina *Cymodocea nodosa*, malgrado sia incapace di vivere nelle immediate prossimità delle emissioni (Dando *et al.*, 1999) risulta essere presente in vicinanza delle sorgenti di Milos (Grecia) e dell'isola di Vulcano.

Queste aree si prestano, quindi, ad essere un eccellente sito per gli studi previsionali riguardanti gli effetti dell'acidificazione degli oceani sugli ecosistemi marini e sul biota con una sufficiente scala spazio-temporale utile ad integrare i processi fondamentali dell'ecosistema come la produzione, la competizione e la predazione (Hall-Spencer *et al.*, 2008).

2. OBIETTIVI

Lo studio delle possibili alterazioni a carico dei processi decompositivi all'interno delle praterie di fanerogame marine riveste grande interesse dato che il detrito rappresenta una delle principali fonti di carbonio (e nutrienti) sia nelle praterie stesse che negli ecosistemi associati (Francour, 1990; Heck *et al.*, 2008).

I processi decompositivi all'interno delle praterie di fanerogame marine sono stati oggetto, negli ultimi anni, di numerosi studi, che si sono concentrati principalmente su particolari aspetti, quali la stima dei tassi di decomposizione (Pergent-Martini *et al.*, 1990; Romero *et al.*, 1992) o la valutazione della colonizzazione del detrito fanerogamico da parte di invertebrati detritivori (Gallmetzer *et al.*, 2005), ponendo minore attenzione sulla valutazione complessiva e generale della decomposizione come *link* tra la catena del detrito e quella del pascolo. In particolare, la frammentarietà delle informazioni scientifiche presenti non permette di chiarire quali possano essere le conseguenze delle alterazioni antropiche o naturali sugli equilibri tra produzione e riciclo (decomposizione e/o esportazione) della materia organica. Infatti, uno spostamento dall'equilibrio, quantificabile con variazioni di velocità in uno dei processi coinvolti, potrebbe implicare effetti a cascata anche sugli altri compartimenti del sistema.

L'obiettivo di questa tesi è stato quello di analizzare alcuni aspetti dei processi di decomposizione delle fanerogame marine mediterranee in ecosistemi marino-costieri. Al fine di valutare le possibili alterazioni della dinamica del detrito fanerogamico in risposta alle modificazioni di alcuni fattori abiotici, sono state prese in considerazione due tipologie di gradienti ambientali: un gradiente di confinamento tipico di aree lagunari (*sensu* Guelorget e Perthuisot, 1983), ed un gradiente di acidificazione delle acque generato da sorgenti di CO₂ sottomarine superficiali. In particolare gli obiettivi sono stati:

1. valutare l'effetto del confinamento sulla velocità di decomposizione, sulle caratteristiche nutrizionali e sulla struttura della comunità macroinvertebrata associata;

2. valutare l'effetto dell'acidificazione delle acque sulla velocità di decomposizione, sulle caratteristiche nutrizionali e sulla struttura della comunità macroinvertebrata associata.

In relazione al primo obiettivo, le ipotesi sono state che lungo un gradiente di *confinamento*, l'insieme delle caratteristiche ambientali (marcate escursioni termiche, saline, di ossigeno disciolto su base nictemerale e stagionale), tipiche delle zone più confinate, possano determinare l'affermazione di comunità di invertebrati paucispecifiche determinando un rallentamento dei processi di decomposizione, la persistenza di strutture organiche altamente refrattarie ed un minore trasferimento del detrito ai consumatori primari. Inoltre, nelle zone più confinate, il ridotto idrodinamismo potrebbe concorrere a rallentare la dinamica del detrito attraverso una diminuita azione meccanica sui frammenti detritali.

In relazione al secondo obiettivo, le ipotesi sono state che lungo un gradiente di acidificazione delle acque, le elevate concentrazioni di CO₂ e i conseguenti bassi valori di pH possano causare una riduzione drastica della diversità in specie delle comunità bentoniche di invertebrati con la scomparsa dei gruppi calcificanti, determinando un rallentamento dei processi di decomposizione. L'alterazione dei cicli di rigenerazione dei nutrienti potrebbe determinare una modifica dei rapporti stechiometrici relativamente alle principali componenti elementari delle fanerogame causando anche una riduzione dei rapporti trofici tra la pianta e gli organismi associati.

3. MATERIALI E METODI

3.1. Aree di studio

Durante lo studio sono state prese in considerazione due aree lungo le coste siciliane ed in particolare:

- un ambiente di transizione, lo Stagnone di Marsala (Trapani, Sicilia), in cui si riscontra un marcato gradiente di *confinamento* dall'area marina antistante alle parti più interne del bacino (Mazzola e Vizzini, 2005);
- un'area influenzata dalla presenza di sorgenti di CO₂ a bassa profondità, la Baia di Levante dell'Isola di Vulcano (Arcipelago delle Isole Eolie, Messina, Sicilia), in cui le particolari caratteristiche ambientali permettono di analizzare gli effetti di un gradiente di *acidificazione* delle acque (Arnold *et al.*, 2012).

3.1.1 Lo Stagnone di Marsala

Lo Stagnone di Marsala, è un ambiente di transizione situato nella parte Nord-Occidentale della Sicilia, lungo il tratto di costa compreso fra Trapani e Marsala (Fig. 5). Si estende su una superficie di circa 21 km², da Torre San Teodoro a Punta d'Alga, ed è delimitato a Ovest dall'isola Grande (o isola Longa), parallela alla costa, creata artificialmente dall'unione di tre isolotti in origine separati (Borrone, Favilla e Cernisi). Al suo interno, inoltre, sono presenti le isole Santa Maria, San Pantaleo (o Mothya) e La Schola.



Fig. 5. A sinistra, immagine satellitare dello Stagnone di Marsala.
A destra, cartina della Sicilia con l'area di studio evidenziata dal riquadro.

Quest'area è una delle aree umide costiere più importanti della Sicilia e può essere definita come un braccio di mare a forte tendenza lagunare (in cui ad esempio salinità e temperatura sono più elevate rispetto al mare antistante). Dal punto di vista geomorfologico è possibile distinguervi due sottobacini:

- *sottobacino settentrionale* (profondità media 0.5 m), costituisce il "vero" ambiente lagunare per le sue caratteristiche di zona a elevato confinamento (Mazzola e Vizzini, 2005); questo sottobacino comunica col mare aperto tramite la bocca nord in prossimità di San Teodoro. La bocca, larga circa 450 m e profonda in media tra i 10 e 30 cm, non consente un adeguato ricambio delle acque ma provoca, per l'elevata velocità del flusso in entrata, moti turbolenti tali da provocare una continua risospensione del sedimento;
- *sottobacino meridionale* (profondità media 1.5 m), si apre verso il mare tramite la bocca sud, compresa tra Punta Stagnone (sull'isola Grande) e Punta d'Alga. Larghezza (1350 m) e profondità (vicina ai 2 m) della bocca permettono un continuo rinnovamento delle acque che rende questo bacino il più marinizzato.

I due sottobacini sono virtualmente divisi dalla presenza di un *reef* di *P. oceanica* in corrispondenza della parte meridionale dell'Isola Grande che funge da barriera impedendo alle acque un completo mescolamento tra le due zone (Calvo e

Fradà Orestano, 1984). Le caratteristiche del bacino, inoltre, fanno sì che malgrado la presenza delle due bocche si registri una progressiva riduzione dell'influenza marina da Sud verso il Nord del bacino evidenziabile dal modello di dispersione riportato da La Loggia *et al.* (2004). Tali autori hanno utilizzato il *Coefficiente di dispersione intertidale* (IDC), un indice che caratterizza la velocità di dispersione di un punto della colonna d'acqua, quando l'IDC assume valori elevati, la velocità di ricambio dell'acqua è più elevata. L'indice ha evidenziato come la zona in corrispondenza della bocca sud mostri un elevato ricambio d'acqua rispetto alla zona centrale e ancor di più rispetto alle zone poste più a nord all'interno del bacino (Fig. 6).

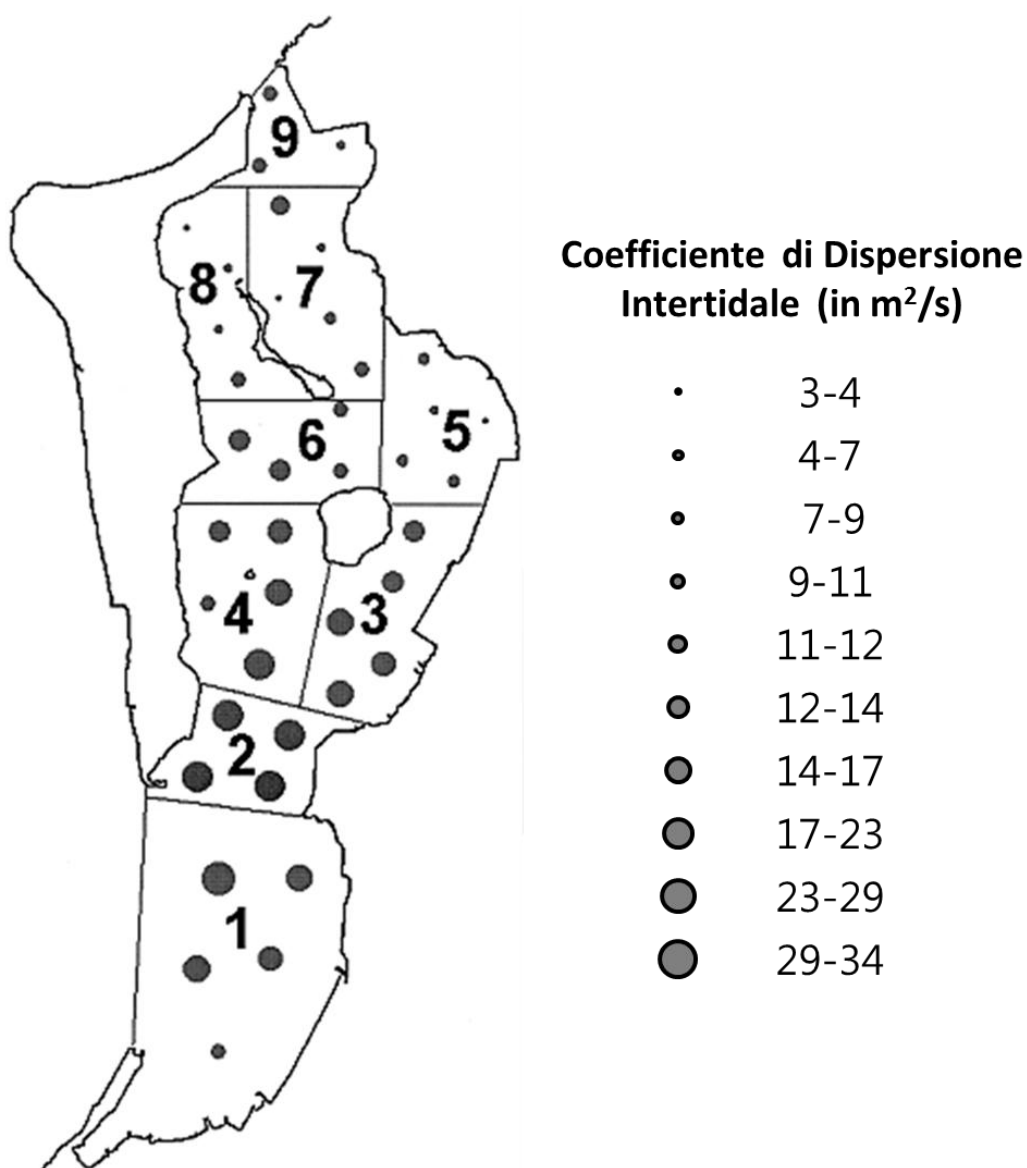


Fig. 6. Lo Stagnone di Marsala suddiviso in 9 settori (da La Loggia *et al.*, 2004).

Caratteristica peculiare dello Stagnone è la sua marcata oligotrofia e la presenza di concentrazioni molto basse di clorofilla-*a* rispetto ad altri bacini chiusi o lagune costiere del Mar Mediterraneo (Sarà *et al.*, 1999; Mirto *et al.*, 2004).

La flora presente nello Stagnone è rappresentata da un'estesa copertura a fanerogame marine e ad alghe. Le fanerogame marine appartengono alla serie evolutiva della *P. oceanica* [*Caulerpa prolifera* (Forsskål, 1775), *C. nodosa*, *N. noltii* e *P. oceanica*]. *P. oceanica* si insedia in forma di prateria sul substrato con sedimento più fine dove spesso costituisce *matte*, ma lascia spazio, verso sud, alla copertura algale che determina una riduzione dei processi di risospensione (Pusceddu *et al.*, 1999). Inoltre, sono caratteristiche le formazioni circolari ad "atolli" di *P. oceanica* nella zona centrale, che si riducono a rare *patch* laddove le condizioni edafiche cambiano provocando una regressione della prateria e della *matte*. Tra le alghe presenti possiamo ricordare *Valonia aegagropila* (Agardh, 1823) nota per le particolari formazioni sferiche (dette aegagropile) cui sono associati invertebrati come Anfipodi, Tanaidacei e alcune famiglie di Policheti, quelle della famiglia delle Characeae, tipiche di un ambiente lagunare, e alcune Corallinacee che formano rodoliti.

Anche la fauna mostra caratteristiche peculiari grazie alla presenza di specie ittiche della famiglia dei Gobidi, come *Pomatoschistus tortonesei* (Miller, 1968) e *Opeatogenys gracilis* (Canestrini, 1864), insieme a specie migratrici come il Mugilidae *Liza aurata* (Risso, 1810). I Molluschi sono sicuramente il gruppo più rappresentato in termini di specie, con una prevalenza di Gasteropodi e la presenza del bivalve Mitilide *Brachidontes pharaonis* (Fisher, 1870), specie lessepsiana tipica dell'Oceano Indiano, presente anche nel Mar Rosso e da qui, in seguito all'apertura del Canale di Suez, penetrata nel Mar Mediterraneo (Gianguzza *et al.*, 1997). La meiofauna, invece, è un gruppo scarsamente rappresentato, costituito prevalentemente da Nematodi e Copepodi Harpacticoidi.

3.1.2 La Baia di Levante (Isola di Vulcano, Arcipelago delle Isole Eolie)

L'Isola di Vulcano è una delle isole dell'arcipelago delle Isole Eolie costituito da sette isole poste nel Mar Tirreno a nord della Sicilia: Alicudi, Filicudi, Lipari, Panarea, Salina, Stromboli e Vulcano (Fig. 7).



Fig. 7. L'arcipelago delle Isole Eolie a nord est della Sicilia.

L'arcipelago eoliano è parte di una struttura geologica molto più complessa e articolata definita "arco eoliano" dalla forma approssimativamente anulare, che comprende monti sottomarini e edifici vulcanici emersi. La dinamica di questo arco, lungo 200 km (Esposito *et al.*, 2006), è definita dalla tettonica per mezzo di alcune faglie che sono ancora attive (Capaccioni *et al.*, 2005). L'arco è suddiviso in tre settori distinti: 1) il settore occidentale che comprende il monte Sisifo e le isole di Alicudi e Filicudi; 2) il settore centrale, formato dalle isole di Salina, Lipari e Vulcano; 3) il settore orientale che include le isole di Panarea e Stromboli e i monti Lametini, Alcione e Palinuro (Esposito *et al.*, 2006).

L'area delle Isole Eolie è nota per la sua attività vulcanica iniziata durante il Quaternario e protrattasi fino ad oggi (Tassi *et al.*, 2009; Capaccioni *et al.*, 2005). La presenza di centinaia di crateri sul fondo del mare, nelle zone circostanti l'intero arcipelago eoliano, suggerisce che fenomeni di degassamento si sono verificati in

tempi remoti (Esposito *et al.*, 2006) e la presenza di numerose fumarole sottomarine ricche di CO₂ fa sì che l'intera area si presti ad essere utilizzata come un laboratorio naturale per gli studi sull'acidificazione degli oceani.

All'interno dell'arcipelago delle Isole Eolie è stata scelta una zona caratterizzata dalla presenza di emissioni sottomarine superficiali (ad una profondità <10 m), l'Isola di Vulcano.

L'Isola di Vulcano è un centro vulcanico attivo dell'arco eoliano ed il punto centrale di emissione vulcanica è localizzato nel Gran Cratere a circa 390 m dal livello del mare. Le fumarole terrestri raggiungono temperature di 600°C mentre le emissioni gassose presenti lungo la spiaggia della Baia di Levante non raggiungono i 100°C (Amend *et al.*, 2003) (Fig. 8).

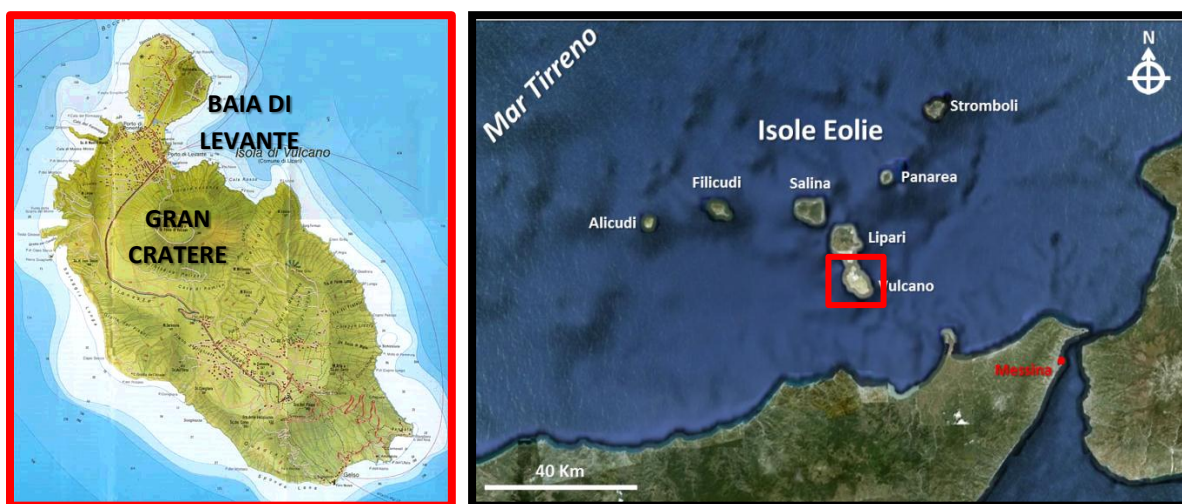


Fig. 8. L'Isola di Vulcano con indicata la Baia di Levante nella porzione nord occidentale dell'isola ed il Gran Cratere.

Nelle vicinanze delle emissioni gassose presenti nelle acque della Baia di Levante dell'Isola di Vulcano, la fanerogama *P. oceanica* è rimpiazzata da *C. nodosa* (Giaccone, 1969), che è una specie molto più tollerante, ma non capace di vivere nelle immediate vicinanze di emissioni acide e ricche di sulfidi (Aliani *et al.*, 1998). Malgrado ciò, diversi raggruppamenti algali rappresentati da Phaeophyceae e dalle Rhodophyceae filamentose appartenenti alla famiglia Ceramiaceae sono stati ritrovati nelle vicinanze delle emissioni gassose all'interno della Baia (Giaccone, 1969).

3.2. Disegno sperimentale

3.2.1. Lo Stagnone di Marsala

Relativamente allo Stagnone di Marsala, il disegno sperimentale ha previsto la scelta di tre siti di campionamento che sono caratterizzati dalla stessa profondità e da copertura vegetale paragonabile, costituita prevalentemente da *C. nodosa* associata a *patch* di *P. oceanica* (Fig. 8):

- Sito "Laguna", posto nella zona centrale dello Stagnone, tra le isole Santa Maria e San Pantaleo;
- Sito "Bocca", posto all'ingresso della bocca Sud;
- Sito "Mare", posto all'esterno dello Stagnone.

I tre siti di campionamento sono differenzialmente influenzati dal mare antistante lo Stagnone e riflettono un gradiente di confinamento (*sensu* Guelorget e Perthuisot, 1983) crescente che va dall'esterno verso la zona centrale dello Stagnone (La Loggia *et al.*, 2004; Mazzola e Vizzini, 2005).

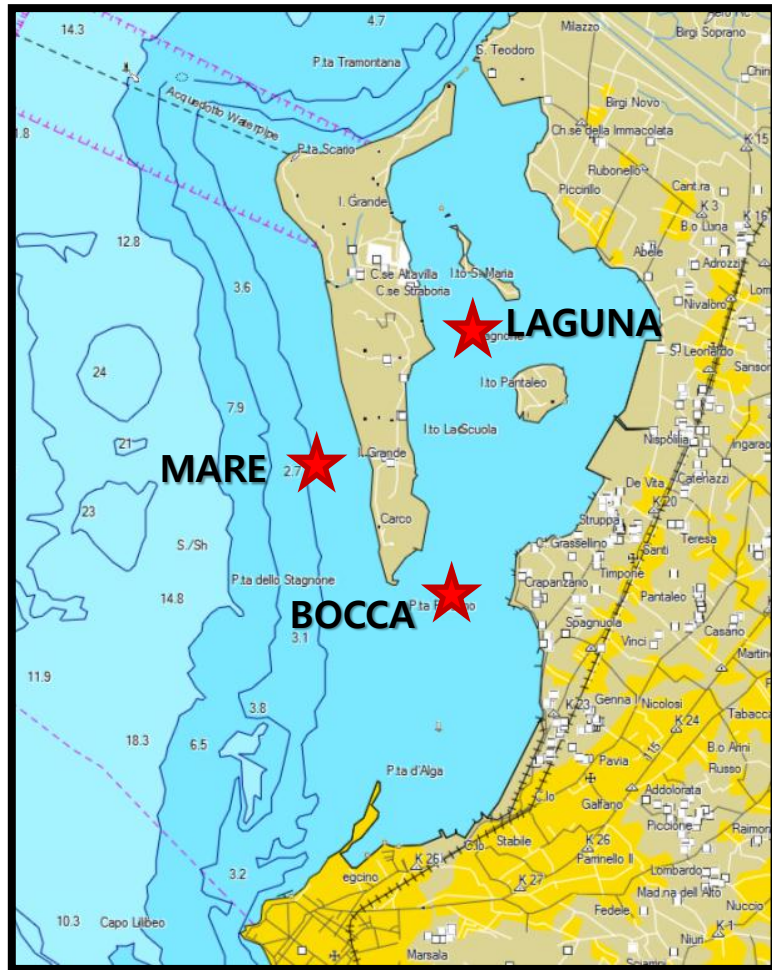


Fig. 8. Lo Stagnone di Marsala con indicati i tre siti di campionamento: Laguna (A), Bocca (B), Mare (C).

In ogni sito di campionamento, il processo di decomposizione è stato seguito per un periodo di 221 giorni. I campionamenti sono stati effettuati in date prefissate (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152 e 221 giorni) (Fig. 9).

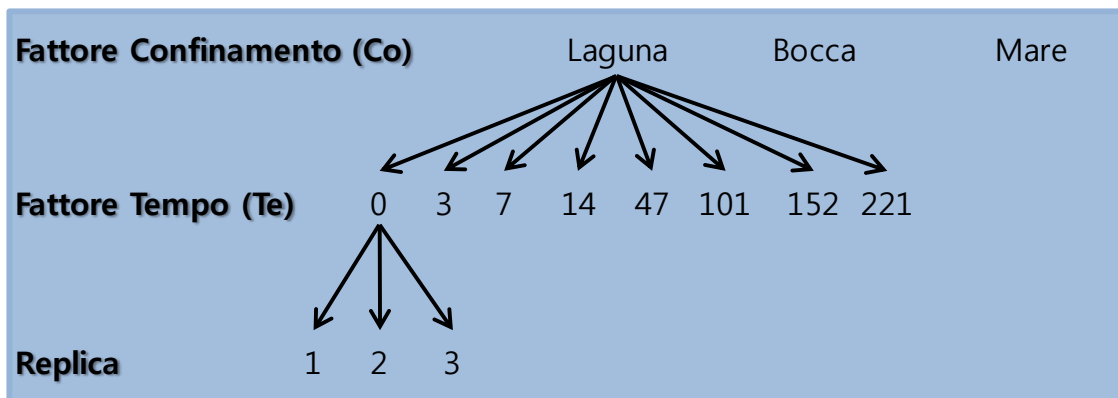


Fig. 9. Disegno sperimentale.

3.2.2. La Baia di Levante (Isola di Vulcano, Arcipelago delle Isole Eolie)

Relativamente all'Isola di Vulcano, il disegno sperimentale ha previsto la scelta di quattro siti lungo un gradiente di pH all'interno della Baia di Levante (Fig. 10). La porzione meridionale della Baia di Levante è caratterizzata dalla presenza di un campo di emissione superficiale di CO₂ (profondità 1 m) prossimo alla costa che influenza tutta la Baia antistante. I siti sono stati scelti lungo un gradiente di pH individuato sotto-costa e caratterizzato da un pH crescente valutato come media su lungo periodo: da 7.60 a 8.10 (dati non pubblicati). Sono stati scelti quattro siti che sono stati nominati in relazione al valore medio di pH del sito: "pH-A" (pH-Acid, pH=7.6), "pH-M" (pH-Medium, 7.85), "pH-SW" (pH-Sea Water, 8.10) e "pH-C" (pH-Control, 8.10).

I quattro siti di campionamento sono caratterizzati da un fondale sabbioso ed una profondità di circa 2-3 m con una elevata copertura fanerogamica dominata da *C. nodosa*.



Fig. 10. La Baia di Levante dell'Isola di Vulcano con indicati i 4 siti di campionamento.

In ogni sito di campionamento, il processo di decomposizione è stato seguito per un periodo di 206 giorni. I campionamenti sono stati effettuati in date prefissate (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni) (Fig. 11).

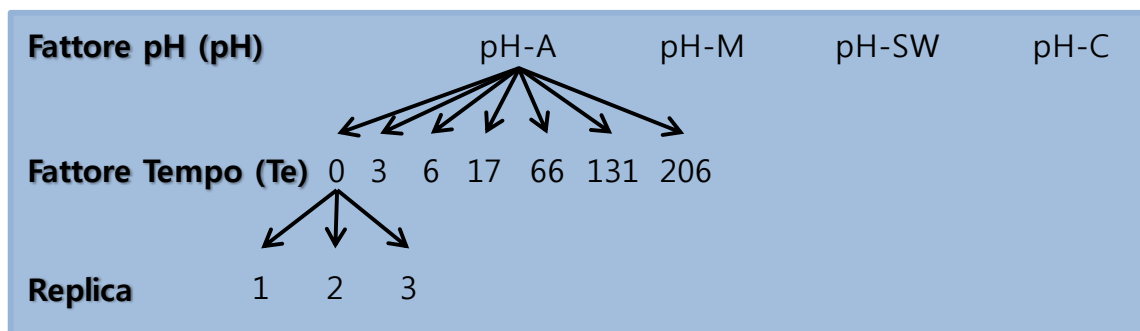


Fig. 11. Disegno sperimentale.

3.3. Metodi di campionamento ed analisi di laboratorio

Le attività in campo hanno previsto una caratterizzazione delle aree di campionamento sotto il profilo delle variabili ambientali e sotto il profilo sedimentologico. Per la valutazione della decomposizione del detrito fanerogamico la metodologia prevista è stata quella dei pacchi di detrito (*litterbag*). Quando necessario le attività di campionamento sono state svolte in immersione con ARA.

3.3.1. Caratterizzazione ambientale

3.3.1.1. Attività di campo

Variabili chimico-fisiche dell'acqua

La caratterizzazione ambientale delle aree di campionamento è stata svolta utilizzando una sonda multiparametrica (HYDROLAB DS5) che ha permesso ad ogni tempo di campionamento di raccogliere i dati relativi ad alcune variabili della colonna d'acqua [temperatura (T°C), pH, ossigeno (LDO in mg/l) e salinità (SAL in ppt)].

Analisi granulometrica del sedimento

Durante il primo tempo di campionamento sono stati raccolti dei campioni di sedimento prelevati con l'utilizzo di carotatori in *plexiglass* aventi diametro interno di 4 cm e 25 cm circa di lunghezza per le analisi della granulometria del sedimento. I campioni sono stati trasportati nei carotatori stessi fino all'arrivo in laboratorio, e conservati a +4°C.

3.3.1.2. Attività di laboratorio

Analisi granulometrica del sedimento

I campioni di sedimento raccolti in campo sono stati analizzati seguendo il protocollo Icram (2001): le varie frazioni sono state analizzate mediante setacciatura con vibrovaglio. Ogni campione è stato trattato con una soluzione di perossido di idrogeno ed acqua distillata (2:8) per 48 ore a temperatura ambiente per facilitare la separazione dei granuli. Il sedimento è stato separato su maglia da 63 µm in umido con acqua distillata, per ottenere due frazioni che sono state essiccate in stufa a 60°C e successivamente pesate. La frazione >63 µm (sabbia e ghiaia) è stata vagliata con pile di setacci da -1 a 4 phi con un intervallo di 0.5 phi (phi = $-\log^2$ del valore in µm) conformi alle norme DIN ISO 3310-1 (DIN: Deutsches Institut für Normung) (ISO: International Standards Organization) montati su un setacciatore analitico (Retsch AS 200) per la durata di circa 20 minuti; successivamente i sedimenti corrispondenti a ciascun intervallo sono stati pesati ed è stato calcolato il peso dell'intera frazione.

3.3.1.3. Analisi dei dati

Analisi granulometrica del sedimento

I risultati relativi alle diverse frazioni granulometriche del sedimento sono stati espressi in percentuale (peso della frazione granulometrica/peso campione totale x

100), e rappresentati suddividendo il campione in: frazione pelitica, sabbia e ghiaia, secondo le classi dimensionali indicate in Tab. 1.

Tab. 1. Suddivisione delle classi granulometriche identificate in base alle classi dimensionali.

Classificazione		Dimensione
	Ghiaia	>2 mm
	Sabbia	2 mm > x > 63 µm
Pelite	Silt	63 µm > x > 4 µm
	Argilla	<4 µm

3.3.2. Attività sperimentale con l'utilizzo di *litterbag*

3.3.2.1. Attività di campo

La decomposizione in ambiente terrestre è stata comunemente studiata utilizzando la metodica dei "pacchi" di foglie o di detrito vegetale, conosciuta con il nome di *leaf bag technique* (Bocock e Gilbert, 1957; Shanks e Olson, 1961) o *litterbag* (Petersen e Cummins, 1974). Questa metodologia consiste nel racchiudere materiale vegetale di massa e composizione chimica nota all'interno di sacchetti di rete. Sebbene tale metodica sia spesso attribuita a Bocock e Gilbert (1957) o Bocock *et al.* (1960), il principio di analizzare il processo decompositivo di quantitativi noti di detrito risale ad alcuni anni prima (Falconer *et al.*, 1933; Lunt, 1933; Gustafson, 1943). Inizialmente, un numero elevato di *litterbag* (in relazione all'obiettivo dell'esperimento) viene rilasciato nell'area di studio e a scadenze temporali prefissate vengono raccolte in maniera *random* e la decomposizione o i cambiamenti nella composizione chimica del detrito vengono valutati. In particolare, la decomposizione viene valutata come perdita di massa all'interno delle *litterbag*, in rapporto al loro tempo di residenza nel sito durante l'esperimento (Fazi e Rossi, 2000). La maglia che viene utilizzata per realizzare le *litterbag* è accuratamente scelta in base all'obiettivo dell'esperimento, ad

esempio l'uso di un vuoto di maglia di 1 mm, è tale da permettere il passaggio della componente microbica e degli organismi colonizzatori, impedendo allo stesso tempo la perdita del materiale detritale al suo interno (Battle, 2000). Anche il materiale utilizzato per riempire le *litterbag* dipende dalla ricerca che si sta portando avanti: è possibile utilizzare una singola specie di detrito o un mix di specie vegetali che ad esempio possono contenere un uguale proporzione di detrito oppure una proporzione diversa in base alle specie e all'input di detrito nel sistema studiato (Blair *et al.*, 1990).

Negli ultimi anni la metodica dei pacchi di foglie o di detrito è stata utilizzata anche in ambienti di acque dolci e in ambienti di transizione (Mancinelli *et al.*, 2005; Machás *et al.*, 2006; Pabst *et al.*, 2008; Costantini *et al.*, 2009) dove le caratteristiche ambientali consentono l'applicazione di tale metodologia.

Malgrado l'elevato utilizzo di tale tecnica, questa non è esente da critiche. La metodologia delle *litterbag*, infatti, può portare ad una sottostima o ad una sovrastima dei tassi di decomposizione (Minderman, 1968; Lousier e Parkinson, 1976), sebbene si presuma che rifletta il *trend* della decomposizione per gli accumuli naturali di detrito (Wieder e Lang, 1982). Il maggiore problema è proprio che tale metodica non permette una misura diretta della decomposizione degli accumuli naturali di detrito (Walker *et al.*, 2003).

Per valutare la decomposizione del detrito fanerogamico lungo i due gradienti, un gradiente di confinamento e un gradiente di acidificazione delle acque, è stato utilizzato il metodo delle *litterbag*. I sacchetti (10x10 cm) sono stati realizzati con una rete di nylon avente vuoto di maglia 1x1 mm.

Il materiale detritale utilizzato è costituito da detrito fogliare di *P. oceanica* precedentemente prelevato *in situ*, selezionato e trattato. La sola porzione fogliare è stata ripulita da epifiti ed impurità e tagliata in segmenti lunghi 10 cm, posti in stufa a 60°C per circa 48 ore, in modo da eliminare la componente acquosa residua e rendere il peso stabile. Le *litterbag* sono state riempite con 3 g (peso secco) di detrito fogliare e una volta riempite, sono state rilasciate in ogni sito di campionamento utilizzando dei sistemi di ancoraggio per fissarle al fondo. Successivamente, ad ogni tempo di

campionamento sono state prelevate in maniera *random* 3 *litterbag* per ogni sito di campionamento che trasportate in laboratorio sono state congelate.

Gli esperimenti per la valutazione della decomposizione del detrito fanerogamico sono stati svolti presso le due aree di campionamento. In particolare, i campionamenti presso lo Stagnone di Marsala sono stati svolti da Giugno 2010 a Gennaio 2011 per un periodo complessivo di 221 giorni, mentre presso l'Isola di Vulcano gli esperimenti sono cominciati a Maggio 2011 e sono stati conclusi a Dicembre 2011 per un periodo complessivo di 206 giorni.

3.3.2.2. Attività di laboratorio

Dinamica di decomposizione del detrito fogliare fanerogamico

Ogni *litterbag* è stata scongelata ed analizzata separatamente. Un sistema di setacci impilati, con maglie da 2000, 500 e 63 μm è stato utilizzato per separare in umido le diverse componenti presenti all'interno delle *litterbag* in base alle dimensioni.

Il materiale derivato dalla divisione in classi dimensionali è stato analizzato al binoculare per separare tutti gli organismi presenti dal detrito. I campioni di detrito sono stati, quindi, posti in stufa a 60°C per un tempo variabile (24-48 h) fino al raggiungimento di un peso secco stabile e una volta essiccati, sono stati pesati e sono stati ridotti in polvere utilizzando mortaio e pestello o un micromulino meccanico per le successive analisi.

Evoluzione delle caratteristiche del detrito

a) Analisi degli isotopi stabili di carbonio e azoto e del contenuto in carbonio organico e azoto totale

I campioni di detrito fogliare fanerogamico preventivamente polverizzati sono stati posti in capsule di stagno e analizzati per determinare gli isotopi stabili di carbonio e azoto e il contenuto in carbonio organico e azoto totale.

La tecnica di analisi degli isotopi stabili di carbonio e azoto si basa sul presupposto che passando da un livello trofico, ad uno immediatamente superiore, si assiste ad un incremento prevedibile, nei livelli degli isotopi di stabili del carbonio ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $\delta^{13}\text{C}$) e dell'azoto ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, $\delta^{15}\text{N}$) (Gannes *et al.*, 1997). Il tasso di arricchimento, 1‰ per il carbonio (Fry e Sherr, 1984; Michener e Schell, 1994) e ≈ 2.5 -3.5‰ per l'azoto (Minagawa e Wada, 1984; McCutchan *et al.*, 2003; Vanderklift e Ponsard, 2003), si aggiunge al quantitativo di isotopi fornito dalle risorse nutrizionali delle specie. Questo dato ci permette di identificare i percorsi della materia organica, e può quindi essere usato per stimare la posizione trofica di un organismo (Minagawa e Wada, 1984; Michener e Schell, 1994), ma solo se le categorie trofiche basali mostrano livelli isotopici ben distinguibili.

Le analisi della composizione isotopica in carbonio ed azoto sono state effettuate attraverso uno spettrometro di massa collegato ad un analizzatore di carbonio ed azoto CHN ed una trappola CT-CN, che permettono inoltre di valutare la percentuale di carbonio organico e di azoto totale presente nei nostri campioni.

I campioni sono stati pesati in una bilancia microelettronica e combusti nell'analizzatore. I prodotti di combustione (CO_2 e NO_x) sono stati separati criogenicamente in una colonna per gas cromatografica a flusso di elio ed introdotti nello spettrometro di massa. I rapporti isotopici dei campioni sono stati comparati in riferimento a gas standard secondari (rispettivamente NBS 20 – Solenhofen Limestone, NBS 21 – Spectrographic Graphite, e NBS 22 – Hydrocarbon Oil per il carbonio e standard IAEA N-1, N-2 e N-3, tutti solfati di ammonio, per l'azoto), i cui rapporti isotopici sono stati a loro volta calibrati con standard internazionali (rispettivamente un calcare marino [V-PBD] per il carbonio e l'azoto atmosferico per l'azoto). I risultati sono espressi in riferimento agli standard secondo la seguente formula:

$$\delta^{\text{E}} = [(R_{\text{campione}} / R_{\text{standard}}) - 1] \times 10^3$$

dove:

δ = deviazione del rapporto isotopico di un campione relativa a quella di un campione di riferimento;

x = massa dell'isotopo pesante (15 per N, 13 per C);

E = elemento in questione (C o N);

R = rapporto tra l'isotopo pesante e quello leggero ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ o $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$).

La precisione sperimentale, basata sulla deviazione standard delle repliche degli standard interni, è stata di 0.2% per entrambi i rapporti isotopici.

Comunità associata al detrito fogliare fanerogamico

Gli organismi presenti all'interno delle *litterbag* sono stati contati ed identificati fino al più basso livello tassonomico possibile.

3.3.2.3. Analisi dei dati

Dinamica di decomposizione del detrito fogliare fanerogamico

I dati relativi al peso secco del detrito fanerogamico rimasto all'interno di ogni *litterbag* sono stati elaborati utilizzando il modello esponenziale negativo (Jenny *et al.*, 1949; Olson, 1963) che permette di descrivere la perdita in peso del detrito nel tempo attraverso un'equazione del tipo:

$$W_t = W_{t_0} * e^{-kt}$$

dove: W_{t_0} = peso secco iniziale; W_t = peso secco del detrito al tempo t; k = tasso di decomposizione (espresso in giorni^{-1}); t = tempo di esposizione ai processi decompositivi.

Secondo questa equazione la curva del peso rimasto tende a diminuire col tempo avvicinandosi asintoticamente ad alcuni valori costanti. Il modello esponenziale negativo è uno dei modelli proposti per descrivere la dinamica decompositiva, e si è sviluppato sull'assunto che la perdita in peso sia una frazione costante nel tempo della quantità di materia che rimane.

Comunità associata al detrito fogliare fanerogamico

I dati relativi alle abbondanze degli organismi sono stati utilizzati per analizzare la struttura delle comunità che può essere valutata mediante una serie di indici di diversità:

- numero di specie (S);
- numero di individui (N);
- indice di ricchezza specifica di Margalef (d);
- indice di diversità specifica di Shannon-Weaver (H');
- indice di equitabilità di Pielou (J');
- indice di Gini-Simpson (1-λ').

Il numero di specie (S) e il numero di individui (N) descrivono l'abbondanza di specie e di individui presenti nella comunità.

L'indice di ricchezza specifica (Margalef, 1958) prende in considerazione il rapporto tra il numero di specie totali e il numero totale di individui nella comunità. Quante più specie sono presenti nel campione, tanto più alto sarà tale indice. Viene calcolato con la seguente formula:

$$d = (S-1) / \log N$$

dove S è il numero totale di specie della comunità ed N il numero totale di individui. Quanto più la comunità è strutturata e ricca di specie, tanto più alto sarà il valore dell'indice di Margalef.

L'indice di diversità specifica (Shannon e Weaver, 1949), compreso tra 0 e + ∞, prende in considerazione sia il numero di specie presenti, che il modo in cui gli individui sono distribuiti in esse; è quello più comunemente utilizzato per verificare cambiamenti a lungo termine nella struttura delle comunità bentoniche. Tale indice, è

uguale a 0 quando gli individui presenti appartengono tutti alla stessa specie e quindi la diversità specifica è nulla, ed aumenta con il numero delle specie. Viene calcolato con la formula:

$$H' = \sum_{i=1}^S P_i \times \log_2(P_i)$$

dove P_i rappresenta il rapporto tra il numero di individui della specie e il numero di individui totali del campione.

L'indice di equipartizione (Pielou, 1966), risulta compreso tra 0 e 1 e prende in considerazione la distribuzione degli individui nell'ambito delle varie specie che compongono una comunità. Tale indice presenta il valore massimo nel caso teorico in cui tutte le specie siano presenti con la stessa abbondanza, mentre presenta un valore basso nel caso in cui ci sia una sola specie abbondante e numerose rare. Viene calcolato con la seguente formula:

$$J' = H' / \log_2 S$$

dove H' è il valore dell'indice di Shannon-Weaner per quella comunità ed S il numero delle specie.

L'indice originale di Simpson (λ) indica la probabilità che due entità prese in maniera *random* da un *dataset* di interesse appartengano allo stesso tipo/specie, conosciuto in ecologia come la Probabilità di Incontri Interspecifici. Il suo reciproco, indicato come indice di Gini-Simpson ($1-\lambda'$) rappresenta la probabilità che le due entità appartengano a gruppi diversi:

$$1 - \lambda = 1 - \sum_{i=1}^R p_i^2 = 1 - 1/2d$$

3.4. Analisi statistica

In relazione alle due aree di campionamento, le analisi statistiche sono state eseguite tenendo in considerazione i due disegni sperimentali: in relazione allo Stagnone di Marsala sono stati presi in considerazione i due fattori, Confinamento (fisso con tre livelli: Laguna, Bocca e Mare) e Tempo (fisso e ortogonale con otto livelli: 0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni) con tre repliche; in relazione alla Baia di Levante sono stati presi in considerazione i due fattori, pH (fisso con quattro livelli: pH-A, pH-M, pH-SW e pH-C) e Tempo (fisso e ortogonale con sette livelli: 0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni).

Tutti i dati sono stati analizzati sotto il profilo statistico sia attraverso un approccio univariato, che attraverso un approccio multivariato. Le analisi statistiche sono state realizzate mediante i software: R, G-MAV 5 (University of Sidney, Australia), STATISTICA 10 (Statsoft) e PRIMER 6+PERMANOVA (Clarke e Warwick, 1994).

3.4.1. Analisi univariate

Per testare la significatività delle differenze per le singole variabili analizzate per la caratterizzazione ambientale, per la dinamica di decomposizione del detrito fogliare fanerogamico, per l'evoluzione delle caratteristiche del detrito e per il ruolo trofico del detrito stesso è stata utilizzata l'analisi della varianza parametrica ANOVA.

Per testare la significatività delle differenze nei tassi di decomposizione è stato utilizzato il test non parametrico di Kruskal-Wallis (1952). Questo test è l'analogo non parametrico dell'analisi della varianza (ANOVA) ad un criterio di classificazione ed è uno dei più potenti per verificare l'ipotesi nulla H_0 (non ci sono differenze tra i gruppi), vale a dire se k gruppi di oggetti indipendenti provengono dalla stessa popolazione e/o da popolazioni diverse. Come molti test non parametrici si basa solo sulla graduatoria (rango) dei dati e in questo modo non è soggetto alla condizione di

normalità nella distribuzione dei valori delle variabili necessaria nella statistica parametrica (Diaz, 2001).

Per analizzare le relazioni esistenti tra i valori del tasso di decomposizione (K) stimato ad ogni tempo di campionamento e tutte le variabili esplicative analizzate durante lo studio è stata utilizzata l'analisi di regressione lineare multipla. Questa tipologia di analisi permette di costruire la migliore equazione relativa alla nostra variabile predittiva. L'eventuale multicollinearità, cioè la presenza di una forte dipendenza lineare tra due o più regressori, è stata valutata calcolando i fattori di inflazione di varianza (VIF, *Variance inflation factor*). I VIF sono utilizzati come misure di multicollinearità, perché la radice quadrata dei VIF indica di quanto l'intervallo di confidenza, costruito su ciascuno dei coefficienti di regressione è più grande rispetto alla situazione di dati non correlati. In particolare, quindi, le variabili che risultano maggiormente indiziate di provocare il fenomeno della multicollinearità sono quelle che presentano VIF più elevato. Solitamente si ritengono responsabili del fenomeno di multicollinearità quelle variabili esplicative che producono valori dei VIF superiori a 10.

Dato che all'interno della regressione lineare multipla vengono considerate molte variabili esplicative, ma non tutte contribuiscono in modo determinante alla spiegazione della variabile di risposta, risulta fondamentale poter stabilire quali tra le variabili esplicative risultano essere importanti e quali no. È noto, comunque, che aumentando il numero di variabili esplicative all'interno di un modello, aumenta il valore di R^2 .

Come misura della buona spiegazione della variabile di risposta data dalle variabili esplicative è stato utilizzato il AIC (*Akaike's Information Criterion*). A valori bassi di AIC corrisponde una buona spiegazione della variabile di risposta. Il modo di cercare quali variabili esplicative lasciare e quali eliminare dall'analisi, può essere in avanti (*forward*), all'indietro (*backward*) o alternato (procedura mista in avanti e all'indietro, *stepwise*). La procedura *forward* prevede che si parta con il modello con una sola variabile esplicativa (la più correlata con la variabile di risposta) e via via si

vanno introducendo le altre variabili esplicative, fino a quando il test F, su cui è basata la significatività di un modello con più variabili rispetto ad uno più parsimonioso, non risulta più significativo e quindi si arresta la procedura. La procedura *backward* parte dal modello completo e via via va eliminando le variabili che non danno un contributo significativo alla spiegazione della variabile di risposta. La procedura alternata utilizza le due procedure *forward* e *backward* in maniera alternata. In questo lavoro è stata applicata la metodica *stepwise*.

3.4.2. Analisi multivariate

L'analisi multivariata (o analisi multidimensionale) dei dati comprende un insieme di metodologie che permettono di sintetizzare un intero insieme di dati, limitando la perdita d'informazione, e riuscendo così ad evidenziarne le strutture intrinseche e le relazioni significative (Feoli e Ganis, 2005).

Queste tecniche considerano in toto un insieme di unità sulla base di un gran numero di caratteri (qualitativi e/o quantitativi) al fine di scoprire le relazioni esistenti tra le variabili e gli oggetti, di individuare differenze o somiglianze di comportamento, in altre parole di evidenziarne le strutture di associazione (Bressan, 2006). I metodi di analisi multidimensionale risultano quindi particolarmente idonei per descrivere la complessità delle comunità naturali, favorendo la comprensione del fenomeno studiato. L'analisi multivariata dei dati è generalmente suddivisa nelle tecniche di classificazione e di ordinamento, entrambe generalmente basate sulla costruzione di matrici triangolari di similarità e/o distanza (Sommerfield e Clarke, 1997). La similarità tra oggetti (o variabili) è valutata a coppie di elementi tramite delle funzioni o indici di similarità (o somiglianza o distanza). Le funzioni di similarità valutano quanto due entità si assomigliano ed assumono valori crescenti in rapporto alla somiglianza (un valore di indice zero indica somiglianza nulla) inversamente quindi agli indici di distanza (un valore di indice zero indica uguaglianza) (Feoli e Ganis, 2005).

Tecniche di classificazione. La classificazione gerarchica (*hierarchical cluster analysis*) comprende quelle tecniche numeriche che hanno lo scopo di riunire in

gruppi gli oggetti (o le variabili) basandosi sulla loro somiglianza o correlazione in modo tale che gli elementi di un gruppo siano il più possibile simili tra loro e il più possibile differenziati dagli elementi degli altri gruppi. In altre parole tendono a massimizzare l'omogeneità a livello dei gruppi e l'eterogeneità tra i gruppi. Queste analisi possono essere definite come metodi oggettivi per raggruppare gli oggetti in accordo con la similarità della struttura di una comunità (Burd *et al.*, 1990).

Tecniche di ordinamento. Le numerose tecniche di ordinamento esistenti hanno lo scopo primario di rappresentare la struttura dei dati in uno spazio dalle dimensioni ridotte. Infatti, solo in uno spazio a due o tre dimensioni è facilmente osservabile la reciproca posizione degli oggetti (o delle variabili) nello spazio. Se gli assi sono più di tre, lo spazio multidimensionale si complica divenendo di difficile lettura. Le diverse forme di ordinamento permettono quindi di riassumere le variabili in nuove variabili, dette fattori o componenti, che possono essere assunte come nuovi assi di ordinamento. Esse, essendo combinazioni (lineari o non lineari) delle variabili originarie, rappresentano una buona sintesi delle stesse (Feoli e Ganis, 2005). Questi metodi estraggono gli assi in ordine decrescente di varianza totale spiegata. Il primo asse sintetizza le variabili più correlate tra loro e spiega una certa quota di varianza, che è superiore a quella spiegata dal secondo asse, la quale a sua volta è superiore a quella spiegata dal terzo e così via. Gli assi vengono estratti in maniera tale da essere tra loro indipendenti assicurando così l'ortogonalità reciproca. Ciascun asse successivo al primo è quindi combinazione di un altro gruppo di variabili originali correlate tra loro e non correlate con le variabili sintetizzate dagli altri assi. La rappresentazione dell'ordinamento in un diagramma cartesiano a due o tre assi ottenuti mediante queste tecniche mette in luce la struttura dei dati in uno spazio di ridotte dimensioni dove non sono sostanzialmente alterati i rapporti di posizione reciproca dei punti rispetto a quelli dello spazio multidimensionale originario (Feoli e Ganis 2005).

In questo lavoro sono state utilizzate l'Analisi delle Componenti Principali (PCA), il *non-metric Multi Dimensional Scaling* (nMDS) e l'Analisi Canonica delle Coordinate Principali (CAP):

- PCA: è uno dei metodi più comunemente utilizzati tra le tecniche di statistica multivariata. Lo scopo principale è ridurre un numero elevato di variabili ad un numero ridotto di variabili derivate non correlate tra loro chiamate "Componenti principali" o "Fattori" che riassumono adeguatamente le informazioni originali. Ciò avviene tramite una trasformazione lineare delle variabili che proietta quelle originarie in un nuovo sistema cartesiano nel quale tali variabili vengono ordinate in ordine decrescente di varianza: pertanto, la variabile con maggiore varianza viene proiettata sul primo asse, la seconda sul secondo asse e così via. La riduzione della complessità avviene limitandosi ad analizzare le principali (per varianza) tra le nuove variabili.
- nMDS: è un metodo di ordinamento che rappresenta in un piano bidimensionale i campioni come singoli punti, per consentire l'individuazione di eventuali *trend* di variazione dei parametri considerati. I punti nel piano, risultano tanto più vicini tanto maggiore è la loro similarità. Possono essere presenti delle distorsioni, indicati con un indice di "stress", tra il grado di similarità e la distanza corrispondente tra i campioni. Uno "stress" <0.05 indica un'eccellente rappresentazione, con nessuna possibilità di errore; uno "stress" <0.1 indica una buona rappresentazione, con una scarsa possibilità d'errore di rappresentazione; uno "stress" <0.2 indica una scarsa rappresentazione, con una probabile possibilità d'errore e infine uno stress >0.3 indica una rappresentazione errata, con un'elevata possibilità d'errore (Clarke e Warwick, 1994).
- CAP: è un metodo di ordinamento che ha come obiettivo l'individuazione, all'interno di una nuvola di punti multivariati, di assi che siano i migliori discriminanti secondo dei gruppi stabiliti a priori dal piano sperimentale (analisi dei discriminanti) o che abbiano la migliore correlazione con un altro set di variabili (correlazione canonica) (Anderson e Willis, 2003).

Per testare l'effetto dei fattori (Confinamento e Tempo, pH e Tempo) sulle diverse variabili analizzate in un ambiente multivariato è stata utilizzata l'analisi multivariata permutazionale della varianza (PERMANOVA) (Anderson *et al.*, 2008). La

PERMANOVA suddivide la variabilità a partire da una matrice di similarità/dissimilarità e procede testando i termini individualmente, incluse le interazioni, utilizzando le permutazioni. In caso di significatività delle interazioni, i confronti a posteriori sono stati usati per testare le differenze tra e all'interno dei gruppi e il p statistico è stato indicato. Se il numero di permutazioni è risultato essere inferiore a 10, è stato indicato il p statistico di Monte Carlo (Anderson *et al.*, 2008).

4. RISULTATI

4.1. Caratterizzazione ambientale

Le due aree di studio sono state caratterizzate sotto il profilo ambientale prendendo in considerazione alcune variabili della colonna d'acqua [temperatura (T°C), pH, ossigeno (LDO in mg/l) e salinità (SAL in ppt)] e del sedimento (granulometria).

4.1.1. Il gradiente di confinamento: lo Stagnone di Marsala

La temperatura delle acque superficiali ha mostrato un classico andamento stagionale con i valori in media più elevati (26.8°C) in corrispondenza del quinto tempo di campionamento (47 giorni, 28 Luglio 2010) e i valori più bassi (13.4°C) alla fine dell'esperimento (221 giorni, 18 Gennaio 2011). L'analisi della varianza (ANOVA) ha permesso di riscontrare differenze significative tra i siti (Fattore confinamento) e tra i tempi (Fattore Tempo) e nell'interazione tra i due fattori ($p < 0.001$) e ha messo in evidenza come generalmente il sito Laguna abbia fatto registrare valori statisticamente più elevati durante tutta la durata dell'esperimento (Fig. 12; Tab. 2).

Tab. 2. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra Confinamento e Tempo dei valori di temperatura della colonna d'acqua. Sono anche riportati i test di Student-Newman-Keuls (SNK). [* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: La = Laguna, Bo = Bocca, Ma = Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
Confinamento=Co	18.5150	2	9.2575	32673.490	***
Tempo=Te	1379.3134	7	197.0448	695452.130	***
CoXTe	20.7681	14	1.4834	5235.650	***
	0.0136	48	0.0003		
<hr/>					
	Co		Ma<Bo**<La**		
	Te		221<152**<0**<101**<3**<7**<14**<47**		
SNK		Co(Te) 0	Ma<Bo**<La**		
		Co(Te) 3	Ma<Bo**<La**		
		Co(Te) 7	Ma<Bo**<La**	Te(Co) La	221<152**<0**<101**<3**<7**<14**<47**
		Co(Te) 14	Ma<Bo**<La**	Te(Co) Bo	221<152**<0**<3**<101**<7**<47**=14
		Co(Te) 47	Ma<Bo**<La**	Te(Co) Ma	221<152**<0**<3**<101**<7**<14**<47**
		Co(Te) 101	Ma<Bo**<La**		
		Co(Te) 152	La<Bo**<Ma**		
		Co(Te) 221	Ma<Bo**<La**		
	<hr/>				
Test di Cochran = ns					

I valori del pH misurati nei tre siti di campionamento sono risultati sempre compresi tra 7.8 (Bocca, 152 giorni) e 9.0 (Laguna, 7 giorni). L'andamento temporale dei dati ha evidenziato come il sito "Laguna" ha mostrato sempre valori statisticamente superiori agli altri due siti fino al sesto tempo di campionamento (101 giorni, 20 Settembre 2010), mentre durante gli ultimi due tempi il pH nei tre siti ha mostrato un andamento altalenante, ma con valori sempre inferiori a 8.0 (Fig. 12; Tab. 3). L'ANOVA ha evidenziato come si siano registrate differenze significative tra i siti e tra i tempi e nell'interazione tra i due fattori ($p < 0.001$, Tab. 3).

Tab. 3. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra Confinamento e Tempo dei valori di pH della colonna d'acqua. Sono anche riportati i test di Student-Newman-Keuls (SNK). [* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: La = Laguna, Bo = Bocca, Ma = Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p	
Confinamento=Co	2.5223	2	1.2612	2996.840	***	
Tempo=Te	4.6593	7	0.6656	1581.660	***	
CoXTe	1.3488	14	0.0963	228.940	***	
	0.2020	48	0.0004			
Ma < Bo** < La**						
152 < 221** < 101** < 47** < 0** = 3 = 14 < 7**						
SNK	Co	Co(Te) 0	Ma < Bo** < La**			
	Te	Co(Te) 3	Ma < Bo** < La**			
		Co(Te) 7	Ma < Bo** < La**	Te(Co) La	152 < 221* < 101** < 47** < 14** = 0 = 3 < 7**	
		Co(Te) 14	Ma < Bo** < La**	Te(Co) Bo	152 < 221* < 101** < 47* < 0* < 7** = 14 = 3	
	CoXTe	Co(Te) 47	Ma < Bo** < La**	Te(Co) Ma	152 < 221** < 47 = 101 = 3 < 14** = 0 < 7**	
		Co(Te) 101	Ma < Bo** < La**			
		Co(Te) 152	Bo = La < Ma**			
		Co(Te) 221	La < Ma** < Bo*			
	Test di Cochran = ns					

L'ossigeno disciolto (LDO) ha mostrato un andamento più altalenante rispetto alle altre due variabili precedentemente analizzate. In media i valori più elevati sono stati registrati all'inizio (8.7 mg/l, 0 giorni) e alla fine (8.4 mg/l, 221 giorni) dell'esperimento mentre i valori più bassi (6.0 mg/l) durante il sesto tempo di campionamento (101 giorni) (Fig. 12). L'ANOVA ha evidenziato come si siano registrate differenze significative tra i siti e tra i tempi e nell'interazione tra i due fattori ($p < 0.001$, Tab. 4).

Tab. 4. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra Confinamento e Tempo ei valori di ossigeno disciolto nella colonna d'acqua. Sono anche riportati i test di Student-Newman-Keuls (SNK). [* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: La = Laguna, Bo = Bocca, Ma = Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
Confinamento=Co	0.7410	2	0.3705	77.010	***
Tempo=Te	54.9026	7	7.8432	1630.230	***
CoXTe	6.9043	14	0.4932	102.510	***
	0.2309	48	0.0048		
SNK					
	Co	Bo < La** = Ma			
	Te	101 < 47** < 14** < 152 < 3** < 7** < 221 < **0**			
	Co(Te) 0	Bo < Ma** = La			
	Co(Te) 3	Ma = Bo < La**			
	Co(Te) 7	Bo < La** < Ma**	Te(Co) La	101 < 47** < 14** = 152 < 7** < 3** < 221** < 0**	
	Co(Te) 14	Bo < La** = Ma	Te(Co) Bo	101 < 47** < 3** < 14** < 152* < 7** < 221** < 0**	
	Co(Te) 47	Bo = La < Ma**	Te(Co) Ma	47 < 101* < 14* < 152** = 3 = 7 < 0** < 221*	
	Co(Te) 101	Ma < La** < Bo**			
	Co(Te) 152	Bo < La** < Ma*			
	Co(Te) 221	La < Ma** < Bo**			
Test di Cochran = ns					

I valori di salinità sono risultati essere compresi tra 48.0 ("Laguna", 47 giorni) e 38.0 ppt ("Bocca", 221 giorni). L'andamento temporale dei dati ha evidenziato come il sito Laguna ha mostrato sempre valori statisticamente superiori agli altri due siti sebbene durante gli ultimi due tempi di campionamento i valori nei tre siti sono risultati essere tra loro molto simili e sempre compresi tra 38.0 ("Bocca", 221 giorni) e 38.9 ppt ("Laguna", 152 giorni). L'analisi della varianza (ANOVA) ha evidenziato come si siano registrate differenze significative tra i siti e tra i tempi e nell'interazione tra i due fattori ($p < 0.001$, Tab. 5) ed inoltre i test SNK hanno evidenziato come durante l'ultimo tempo di campionamento si siano registrati nei tre siti i valori statisticamente più bassi.

Tab. 5. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra Confinamento e Tempo dei valori di salinità della colonna d'acqua. Sono anche riportati i test di Student-Newman-Keuls (SNK). [*= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: La = Laguna, Bo = Bocca, Ma = Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
Confinamento=Co	412.6510	2	206.3255	273077.840	***
Tempo=Te	236.3172	7	33.7596	4461.820	***
CoXTe	141.9025	14	101.1359	13415.160	***
	0.0363	48	0.0008		
<hr/>					
	Co		Ma < Bo** < La**		
	Te		221 < 152** < 0** < 3** < 47** = 14 < 7** < 101		
SNK		Co(Te) 0	Ma < Bo** < La**		
		Co(Te) 3	Ma < Bo** < La**		
		Co(Te) 7	Ma < Bo** < La**	Te(Co) La	221 < 152** < 0** < 3** < 7** < 14** < 101** < 47**
		Co(Te) 14	Ma < Bo** < La**	Te(Co) Bo	221 < 152** = 47 < 14** < 7** < 0** < 3 = 101
		Co(Te) 47	Ma < Bo** < La**	Te(Co) Ma	221 < 152** < 0** < 47** < 101** = 14 = 3 < 7**
		Co(Te) 101	Ma < Bo** < La**		
		Co(Te) 152	Bo < Ma** < La**		
		Co(Te) 221	Bo = Ma < La**		
<hr/>					
Test di Cochran = ns					

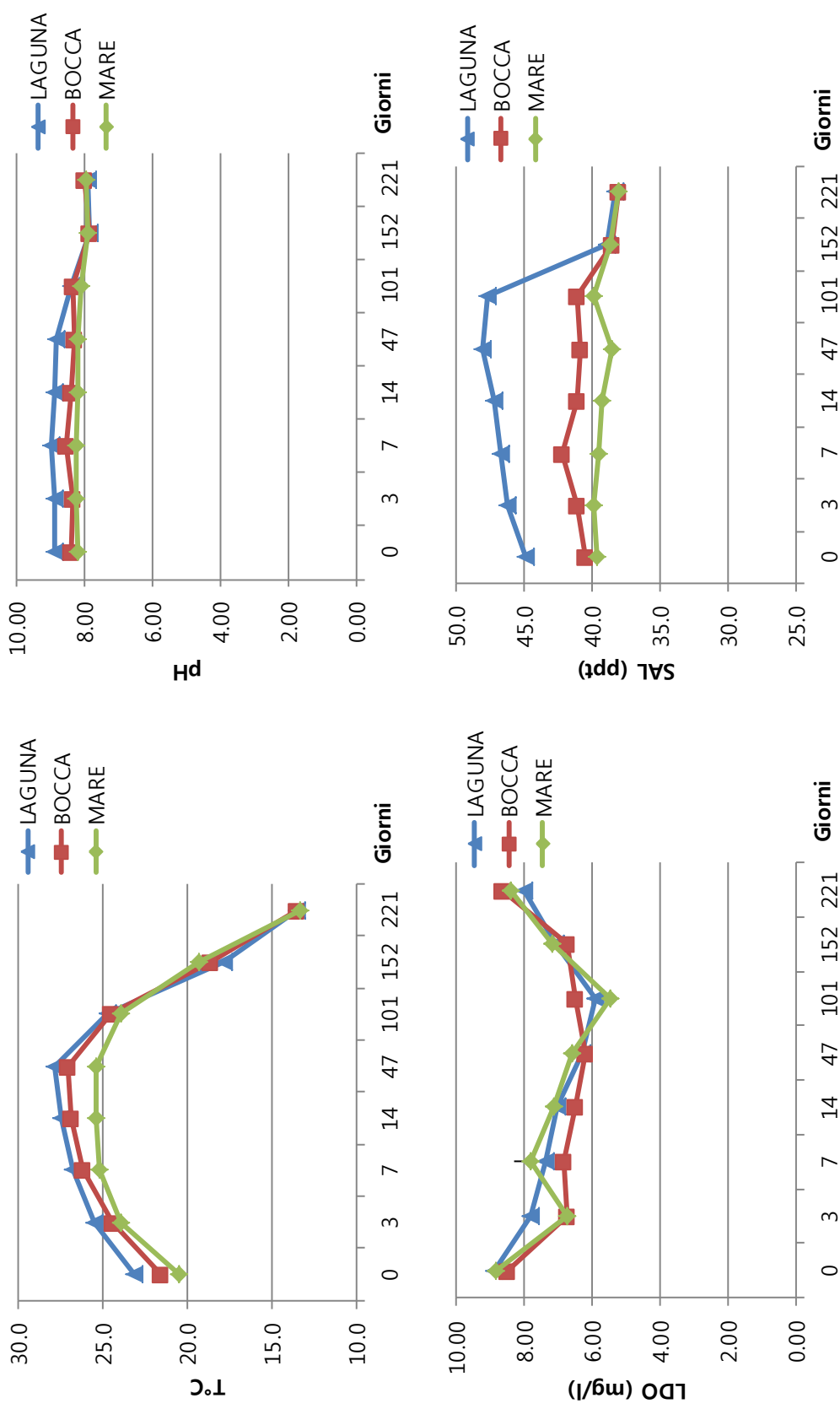


Fig. 12. Valori medi e relative deviazioni standard delle variabili ambientali: temperatura (T°C), pH, ossigeno disciolto (LDO in mg/l) e salinità (SAL) misurati ad ogni scadenza temporale (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152 e 221 giorni) nei tre siti (Laguna, Bocca e Mare).

Le analisi della granulometria del sedimento hanno messo in evidenza come i tre siti di campionamento all'interno dello Stagnone di Marsala abbiano evidenziato una composizione del sedimento in termini di classi dimensionali tra loro comparabili sebbene con alcune differenze (Fig. 13; Tab. 2). La percentuale di ghiaia è risultata quasi costante nei tre siti di campionamento (2.5-2.9%), mentre le percentuali di sabbia e pelite hanno mostrato una maggiore variabilità nei tre siti con una percentuale maggiore di pelite (16.8%) nel sito "Laguna", seguito dal sito "Mare" (8.6%) e dal sito "Bocca" (5.8%) e una tendenza inversa per la sabbia con una percentuale maggiore nel sito "Bocca" (91.6%) seguita dal sito "Mare" (88.5%) e dal sito "Laguna" (80.7%).

Tab. 6. Valori percentuali delle singole frazioni granulometriche e dei tre raggruppamenti (Ghiaia, Sabbia e Pelite) relativi ai campioni prelevati nei tre siti di campionamento (Laguna, Bocca e Mare).

Dimensioni		Laguna		Bocca		Mare	
ϕ	mm, μm	%	% tot.	%	% tot.	%	% tot.
< (-1.0)	> 2.00 mm	2.5		2.6		2.9	
Ghiaia			2.5		2.6		2.9
(-1.0) - (-0.5)	2.00 - 1.40 mm	2.5		1.7		1.3	
0.5 - 0.0	1.40 - 1.00 mm	5.0		3.1		1.6	
0.0 - 0.5	1000 - 710 μm	0.0		3.5		1.6	
0.5 - 1.0	710 - 500 μm	5.9		5.0		2.4	
1.0 - 1.5	500 - 355 μm	7.6		5.3		0.0	
1.5 - 2.0	355 - 250 μm	10.1		5.7		9.7	
2.0 - 2.5	250 - 180 μm	11.8		6.6		9.3	
2.5 - 3.0	180 - 125 μm	17.6		14.2		22.1	
3.0 - 3.5	125 - 90 μm	8.4		26.3		17.5	
3.5 - 4.0	90 - 63 μm	11.8		20.2		23.2	
Sabbia			80.7		91.6		88.5
> 4.0	< 63 μm	16.8		5.8		8.6	
Pelite			16.8		5.8		8.6

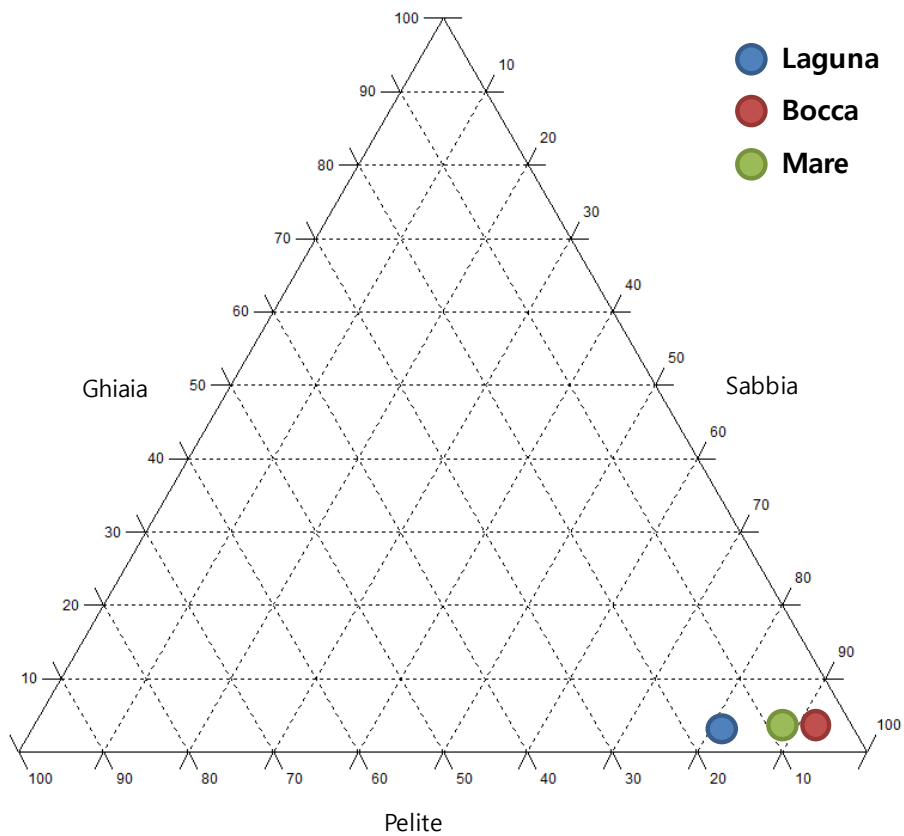


Fig. 13. Diagramma classificativo con i tre raggruppamenti granulometrici (Ghiaia, Sabbia e Pelite).

I dati relativi alle variabili ambientali (temperatura, pH, ossigeno disciolto e salinità) sono stati quindi posti all'interno di un'unica matrice ed analizzati secondo un approccio multivariato.

L'Analisi Permutazione della Varianza (PERMANOVA) effettuata sui dati delle variabili ambientali ha evidenziato differenze altamente significative per il Fattore Confinamento, Tempo e per la loro interazione (Tab. 7). In particolare, andando ad analizzare i singoli confronti a coppie per le interazioni CoXTe è evidenziabile come in relazione ai diversi tempi di campionamento, ma anche separatamente per i diversi siti di campionamento, tutti i confronti hanno mostrato differenze altamente significative ($p < 0.001$).

L'Analisi delle Coordinate Principali (PCA) relativa a tutte le variabili ambientali analizzate durante l'esperimento (temperatura, pH, ossigeno disciolto e salinità) ha prodotto un ordinamento rappresentato in Fig. 14 in cui il primo asse spiega il 64.5% mentre il secondo asse spiega il 27.3% per un totale di varianza spiegata del 91.8%. Inoltre, l'analisi dei *cluster* ha permesso di suddividere i dati in tre raggruppamenti che appaiono separati maggiormente in relazione ai vettori pH e Salinità: (I) i punti campione relativi al sito "Laguna" dal primo al sesto tempo di campionamento; (II) i punti campione relativi al sito "Bocca" e "Mare" dal primo al sesto tempo di campionamento; (III) i punti campione relativi agli ultimi due tempi per i tre siti di campionamento (Fig. 14).

Tab. 7. Risultati dell'Analisi Permutazionale della Varianza (PERMANOVA) eseguita sui dati delle variabili ambientali (temperatura, pH, ossigeno disciolto e salinità). [*= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: Laguna, Bocca, Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Confinamento=Co	2	28.945	1818	***
Tempo=Te	7	27.69	1739.2	***
CoXTe	14	2.2514	141.41	***
Res	48	1.59E-02		
Total	71			

Confronti a coppie	Gruppi	t	P(perm)
Confinamento	LAGUNA, BOCCA	68.485	***
	LAGUNA, MARE	49.899	***
	BOCCA, MARE	15.337	***
Tempo	0, 3	44.916	***
	0, 7	20.865	***
	0, 14	47.542	***
	0, 47	55.485	***
	0, 101	58.929	***
	0, 152	102.62	***
	0, 221	68.877	***
	3, 7	6.0466	***
	3, 14	8.6575	***
	3, 47	17.688	***
	3, 101	25.832	***
	3, 152	72.429	***
	3, 221	76.852	***
	7, 14	7.4157	***
	7, 47	14.303	***
	7, 101	21.021	***
	7, 152	37.923	***
	7, 221	46.829	***
	14, 47	10.829	***
	14, 101	21.428	***
	14, 152	66.406	***
	14, 221	76.828	***
47, 101	12.11	***	
47, 152	59.961	***	
47, 221	76.103	***	
101, 152	50.084	***	
101, 221	69.696	**	
152, 221	52.808	***	

CoXTe	Gruppi	t	P(MC)	t	P(MC)	t	P(MC)
0 Giorni	LAGUNA, BOCCA	48.164	***	52.75	***	40.436	***
	LAGUNA, MARE	45.734	***	31.983	***	13.655	***
	BOCCA, MARE	11.885	***	5.6992	**	7.6073	***
14 Giorni	LAGUNA, BOCCA	21.561	***	28.086	***	28.601	***
	LAGUNA, MARE	27.938	***	29.814	***	19.901	***
	BOCCA, MARE	16.23	***	9.5064	***	9.4449	***
152 Giorni	LAGUNA, BOCCA	11.75	***	20.311	***		
	LAGUNA, MARE	16.051	***	4.1769	*		
	BOCCA, MARE	15.224	***	2.6534	*		

	Gruppi	t	P(MC)	t	P(MC)	t	P(MC)
0, 3	LAGUNA	29.04	***	41.058	***	22.468	***
	BOCCA	42.065	***	45.165	***	5.6444	**
	MARE	21.683	***	40.383	***	28.628	***
	0, 7	41.924	***	39.39	***	23.984	***
	0, 14	105.51	***	31.31	***	26.995	***
	0, 47	199.56	***	51.624	***	31.271	***
	0, 101	149.86	***	57.964	***	18.48	***
	0, 152	10.322	***	22.579	***	5.3157	**
	0, 221	9.2314	***	10.461	***	5.1366	**
	3, 7	22.682	***	12.081	***	5.0549	**
	3, 14	50.669	***	6.0951	**	10.246	***
	3, 47	96.092	***	49.229	***	18.203	***
	3, 101	98.951	***	108.17	***	25.403	***
	3, 152	5.5683	***	14.664	***	3.969	*
	3, 221	17.502	***	18.063	***	6.3123	**
	7, 7	46.667	***	14.535	***	10.738	***
	7, 14	101.54	***	69.922	***	7.7614	***
	7, 47	106.19	***	131.01	***	12.411	***
	7, 101	7.2125	***	5.7591	**	6.6994	**
	7, 152	17.874	***	6.7792	***	14.367	***
	7, 221	43.056	***	46.126	***	34.095	***
	14, 7	50.209	***	87.951	***	30.426	***
14, 14	16.679	***	5.8153	**	8.6748	***	
14, 47	61.097	***	37.478	***	17.143	***	
14, 101	71.734	***	73.287	***	25.988	***	
14, 152	100.63	***	29.196	***	18.474	***	
14, 221	114.2	***	57.354	***	26.304	***	
47, 7	47.887	***	63.012	***	20.08	***	

4.1.2. Il gradiente di acidificazione: La Baia di Levante (Isola di Vulcano, Arcipelago delle Isole Eolie)

I valori di temperatura delle acque superficiali della Baia di Levante hanno mostrato un classico andamento stagionale con i valori più elevati durante il quinto tempo di campionamento (27.0°C, 66 giorni, 27 Luglio 2011) sebbene i valori più bassi siano stati registrati in corrispondenza del primo campionamento (18.5°C, 0 giorni, 22 Maggio 2011) (Fig. 15). L'ANOVA ha permesso di riscontrare differenze significative tra i siti (Fattore pH) e tra i tempi (Fattore Tempo) e nell'interazione tra i due fattori ($p < 0.001$), sebbene gli SNK relativi all'interazione pH X Tempo non evidenzino un *trend* comune (Tab. 8).

Tab. 8. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra pH e Tempo dei valori di temperatura della colonna d'acqua. Sono anche riportati i test di Student-Newman-Keuls (SNK). [*= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); pH: pH-A, pH-M, pH-SW, pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
pH	0.0402	3	0.0134	30.340	***
Tempo=Te	934.3759	6	155.7293	352594.680	***
pHxTe	2.4039	18	0.1335	302.370	***
	0.0247	56	0.0004		
<p>pH-A < pH-SW* < pH-M** < pH-C** 0 < 206** = 3 < 6** < 17** < 131** < 66**</p>					
SNK	pH	pH(Te) 0	pH-A < pH-M** = pH-SW = pH-C		
		pH(Te) 3	pH-A < pH-M** = pH-SW < pH-C*		
		pH(Te) 6	pH-A < pH-M** = pH-SW = pH-C		
	pHxTe	pH(Te) 17	pH-A < pH-M** < pH-SW** < pH-C**	Te(pH) pH-A	0 < 3** < 6** < 206** < 17** < 131** < 66**
		pH(Te) 66	pH-C < pH-SW** < pH-M** < pH-A**	Te(pH) pH-M	206 = 0 < 3** < 6** < 17** < 131** < 66**
		pH(Te) 131	pH-M < pH-A* < pH-C** = pH-SW	Te(pH) pH-SW	0 < 3** < 206** = 6 < 17** < 131** < 66**
		pH(Te) 206	pH-C = pH-SW < pH-M** = pH-A	Te(pH) pH-C	0 = 206 < 3** < 6** < 17** < 131 < 66**
Test di Cochran = ns					

I valori del pH misurati nella colonna d'acqua hanno evidenziato come i quattro siti scelti all'interno della baia di Levante mostrino un gradiente di pH con valori medi durante l'intero arco temporale dell'esperimento di 7.56 ± 0.30 per il sito "pH-A", 7.88 ± 0.12 per "pH-M", 8.08 ± 0.05 per "pH-SW" e 8.07 ± 0.09 per "pH-C" (Fig. 15). L'ANOVA ha evidenziato differenze altamente significative per il fattore pH e per il fattore Tempo

ed anche nell'interazione tra i due ($p < 0.001$). In particolare, gli SNK relativi all'interazione pH X Te hanno messo in evidenza come durante l'intero arco temporale dell'esperimento, il sito "pH-A" abbia fatto registrare sempre i valori statisticamente più bassi, seguito dal sito "pH-M" (con l'unica eccezione del sesto tempo di campionamento) e dai siti "pH-SW" e "pH-C" che non sono risultati statisticamente diversi tra loro (Tab. 9).

Tab. 9. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra pH e Tempo dei valori di pH della colonna d'acqua. Sono anche riportati i test di Student-Newman-Keuls (SNK). [* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); pH: pH-A, pH-M, pH-SW, pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
pH	3.7208	3	1.2403	3019.740	***
Tempo=Te	1.0281	6	0.1714	417.210	***
pHXTe	1.2035	18	0.0669	162.790	***
	0.0230	56	0.0004		
SNK					
	pH	pH-A < pH-M** < pH-C** = pH-SW			
	Te	206 < 131** < 6** = 66 = 17 = 3 < 0**			
	pH(Te) 0	pH-A < pH-M** < pH-C* = pH-SW			
	pH(Te) 3	pH-A < pH-M** < pH-SW** = pH-C			
	pH(Te) 6	pH-A < pH-M** < pH-SW** = pH-C			
	pHXTe	pH(Te) 17	pH-A < pH-M** < pH-SW** = pH-C	Te(pH) pH-A	206 < 131** < 3** = 17 = 6 = 66 < 0**
	pH(Te) 66	pH-A < pH-M** < pH-SW** = pH-C	Te(pH) pH-M		131 < 206** < 0** = 6 = 66 = 17 = 3
	pH(Te) 131	pH-A < pH-C** < pH-SW** = pH-M	Te(pH) pH-SW		206 < 66** = 6 = 3 = 17 < 131** < 0**
	pH(Te) 206	pH-A < pH-M** < pH-SW** = pH-C	Te(pH) pH-C		131 < 206* < 6** = 66 = 0 = 17 = 3
Test di Cochran = ns					

Le concentrazioni di ossigeno disciolto misurate nella colonna d'acqua hanno mostrato un andamento relativamente stabile durante i primi tre tempi di campionamento nei quattro siti (8.1 mg/l), con una diminuzione dei valori al quinto tempo di campionamento dove è stato registrato in media il valore più basso (7.3 mg/l, 66 giorni) (Fig. 15). L'ANOVA ha evidenziato differenze altamente significative per entrambi i fattori analizzati (Fattore pH e Tempo) e per l'interazione tra i due ($p < 0.001$). Gli SNK relativi all'interazione pH X Tempo hanno messo in evidenza come il sito "pH-C" abbia mostrato generalmente i valori statisticamente più bassi, e come non sia possibile evidenziare un *trend* univoco per gli altri tre siti (Tab. 10).

Tab. 10. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra pH e Tempo dei valori di ossigeno disciolto della colonna d'acqua. Sono anche riportati i test di Student-Newman-Keuls (SNK). [*= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); pH: pH-A, pH-M, pH-SW, pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
pH	1.4358	3	0.4786	1055.170	***
Tempo=Te	7.0312	6	1.1719	2583.660	***
pHxTe	0.8789	18	0.0488	107.650	***
	0.0254	56	0.0005		
SNK <p>pH-C < pH-SW** < pH-M** < pH-A** 66 < 131** < 17** < 206** < 0** = 3 = 6</p> <p>pH(Te) 0 pH-C < pH-SW** < pH-M** = pH-A pH(Te) 3 pH-C < pH-SW** < pH-A** = pH-M pH(Te) 6 pH-C < pH-SW** < pH-A** = pH-M Te(pH) pH-A 131 < 66** < 206** < 17** < 3** < 0* = 6 pH(Te) 17 pH-C < pH-SW** < pH-M** < pH-A** Te(pH) pH-M 66 < 131** < 17** < 0** = 3 = 6 < 206** pH(Te) 66 pH-C < pH-SW** < pH-M** < pH-A** Te(pH) pH-SW 66 < 131** < 17** < 206** < 3** = 0 = 6 pH(Te) 131 pH-C < pH-A** < pH-M** < pH-SW* Te(pH) pH-C 66 < 17** < 131** < 206** = 0 = 6 = 3 pH(Te) 206 pH-A < pH-C** < pH-SW** < pH-M**</p>					
Test di Cochran = ns					

I dati relativi alla salinità sono risultati compresi in uno stretto *range* con i valori più bassi misurati durante i primi tre tempi di campionamento (media 38.25 ppt) e i valori statisticamente più elevati alla fine dell'esperimento (39.83 ppt, 221 giorni) (Fig. 15). Anche in questo caso, l'ANOVA ha evidenziato differenze altamente significative per entrambi i fattori analizzati (Fattore pH e Tempo) e per l'interazione tra i due ($p < 0.001$, Tab. 10). Gli SNK relativi all'interazione pH X Tempo non permettono di evidenziare un unico *trend* in relazione al sito di campionamento (Tab. 11).

Tab. 11. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra pH e Tempo dei valori di salinità della colonna d'acqua. Sono anche riportati i test di Student-Newman-Keuls (SNK). [*= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); pH: pH-A, pH-M, pH-SW, pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p	
pH	0.0090	3	0.0030	25.990	***	
Tempo=Te	32.0327	6	5.3388	46232.800	***	
pHXTe	0.0249	18	0.0014	11.980	***	
	0.0065	56	0.0001			
<p>pH-C=pH-SW=pH-M<pH-A** 0=3=6<17**<66**<131**<206**</p>						
SNK	pH					
	Te					
		pH(Te) 0	pH-C=pH-A=pH-M=pH-SW			
		pH(Te) 3	pH-C=pH-SW=pH-M=pH-A			
		pH(Te) 6	pH-M=pH-C=pH-A=pH-SW	Te(pH) pH-A	0=6=3<17**<66**<131**<206**	
	pHXTe	pH(Te) 17	pH-SW=pH-C<pH-M*<pH-A**	Te(pH) pH-M	0=3=6<17**<66**<131**<206**	
		pH(Te) 66	pH-SW=pH-M=pH-C<pH-A**	Te(pH) pH-SW	6=3=0<17**<66**<131**<206**	
	pH(Te) 131	pH-M=pH-A=pH-C=pH-SW	Te(pH) pH-C	3=0=6<17**<66**<131**<206**		
	pH(Te) 206	pH-C=pH-SW<pH-A*=pH-M				
Test di Cochran = ns						

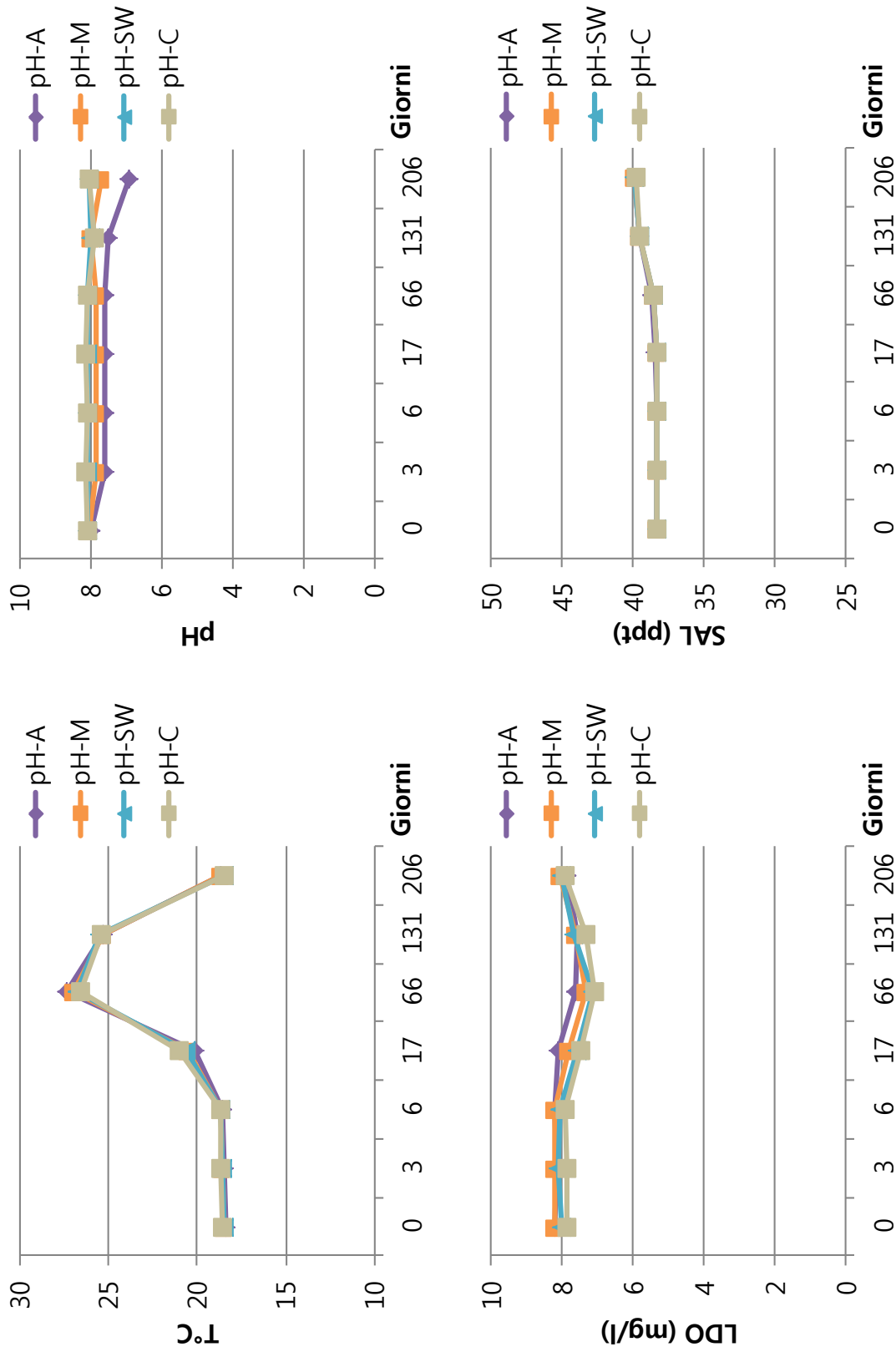


Fig. 15. Valori medi e relative deviazioni standard delle variabili ambientali temperatura (T°C), pH, ossigeno disciolto (LDO in mg/l) e salinità (SAL) misurati ad ogni scadenza temporale (0, 3, 6, 13, 66, 131, e 206 giorni) nei quattro siti (pH-A, pH-M, pH-SW e pH-C).

Le analisi delle caratteristiche granulometriche del sedimento della Baia di Levante hanno evidenziato come il sito "pH-A" mostri una diversa composizione in classi dimensionali rispetto agli altri tre siti (Fig. 15; Tab. 12). La percentuale di ghiaia è stata pari a 0.0% nel sito "pH-A" mentre è risultata essere tra 5.3% nel sito "pH-M" e "pH-SW" e 5.7% nel sito "pH-C". Al contrario, la percentuale di sabbia è stata maggiore nel sito "pH-A" (99.9%) rispetto agli altri tre siti dove è risultata essere compresa tra 94.1% nel sito "pH-SW" e 94.6% nel sito "pH-M". Infine, la percentuale di pelite ha mostrato gli stessi valori (0.1%) per i siti "pH-A", "pH-M" e "pH-C" mentre il sito "pH-SW" ha mostrato una percentuale maggiore (0.6%).

Tab. 12. Valori percentuali delle singole frazioni granulometriche e dei tre raggruppamenti (Ghiaia, Sabbia e Pelite) relativi ai campioni prelevati nei quattro siti di campionamento (pH-A, pH-M, pH-SW e pH-C).

Dimensioni		pH-A		pH-M		pH-SW		pH-C	
ϕ	mm, μm	%	% tot.	%	% tot.	%	% tot.	%	% tot.
< (-1.0)	> 2.00 mm	0.0		5.3		5.3		5.7	
Ghiaia			0.0		5.3		5.3		5.7
(-1.0) - (-0.5)	2.00 - 1.40 mm	0.0		7.3		5.4		13.3	
0.5 - 0.0	1.40 - 1.00 mm	0.0		14.4		8.1		20.2	
0.0 - 0.5	1000 - 710 μm	0.2		15.5		11.5		18.4	
0.5 - 1.0	710 - 500 μm	5.2		18.3		15.2		17.1	
1.0 - 1.5	500 - 355 μm	26.0		18.6		18.5		14.4	
1.5 - 2.0	355 - 250 μm	37.9		12.6		17.9		7.4	
2.0 - 2.5	250 - 180 μm	23.4		5.9		11.1		2.4	
2.5 - 3.0	180 - 125 μm	6.7		1.8		4.8		0.8	
3.0 - 3.5	125 - 90 μm	0.5		0.2		1.1		0.1	
3.5 - 4.0	90 - 63 μm	0.1		0.1		0.5		0.1	
Sabbia			99.9		94.6		94.1		94.2
> 4.0	< 63 μm	0.1		0.1		0.6		0.1	
Pelite			0.1		0.1		0.6		0.1

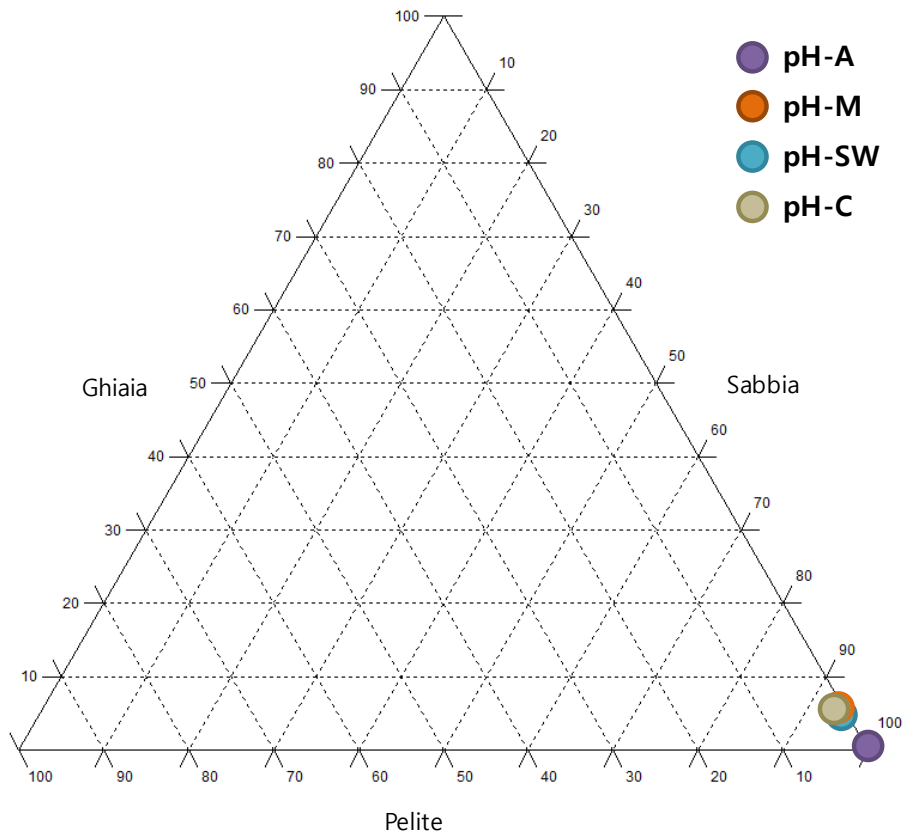


Fig. 15. Diagramma classificativo con i tre raggruppamenti granulometrici (Ghiaia, Sabbia e Pelite).

I dati relativi alle variabili ambientali (temperatura, pH, ossigeno disciolto e salinità) sono stati quindi posti all'interno di un'unica matrice ed analizzati secondo un approccio multivariato.

L'Analisi Permutazione della Varianza (PERMANOVA) effettuata sui dati delle variabili ambientali ha evidenziato differenze altamente significative per i Fattore pH e Tempo e per la loro interazione (Tab. 13). In particolare, andando ad analizzare i singoli confronti a coppie per le interazioni pH X Te è evidenziabile come in relazione ai singoli tempi di campionamento tutti i confronti tra i siti abbiano mostrato differenze significative ($p < 0.05$), mentre separatamente per i diversi siti di campionamento, i confronti tra i primi tempi sono risultati non significativi per i siti "pH-SW" e "pH-C".

L'ordinamento PCA ha distribuito i punti campione relativi a tutte le variabili ambientali analizzate (temperatura, pH, ossigeno disciolto e salinità) su uno spazio bidimensionale con i due assi che spiegano complessivamente l'82.3% della varianza (PC1=48.7%; PC2=33.6%). I punti campione non mostrano un chiaro *pattern* all'interno dello spazio bidimensionale, sebbene sembrano essere distribuiti in relazione al tempo di campionamento con i primi quattro tempi di campionamento in alto a sinistra, a destra il quinto ed il sesto tempo di campionamento ed infine in basso l'ultimo tempo (Fig. 16).

4.2. Dinamica di decomposizione del detrito fogliare fanerogamico

4.2.1. Il gradiente di confinamento: lo Stagnone di Marsala

I dati relativi ai pesi delle diverse classi dimensionali del detrito fanerogamico in relazione al gradiente di confinamento sono stati riportati in Tab. 14 e in Fig. 17.

Tab. 14. Valori medi e relative deviazioni standard (d.s.), del peso secco (in g) delle diverse classi dimensionali (2000 μm , 500 μm , 63 μm e <63 μm) del detrito prelevato dalle *litterbag* ad ogni scadenza temporale (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni) nei tre siti (Laguna, Bocca e Mare).

CONFINAMENTO TEMPO		2000 μm (in g)		500 μm (in g)		63 μm (in g)		<63 μm (in g)	
		MEDIA	d.s.	MEDIA	d.s.	MEDIA	d.s.	MEDIA	d.s.
LAGUNA	0	2.33	0.16	0.00	0.00	0.05	0.02	0.77	0.73
LAGUNA	3	2.17	0.13	0.00	0.00	0.03	0.02	1.21	0.44
LAGUNA	7	2.22	0.11	0.00	0.00	0.07	0.03	1.45	0.29
LAGUNA	14	2.26	0.04	0.00	0.00	0.09	0.01	1.39	0.32
LAGUNA	47	1.79	0.03	0.01	0.01	0.19	0.08	3.30	1.77
LAGUNA	101	1.93	0.04	0.04	0.01	0.80	0.42	5.22	1.78
LAGUNA	152	1.75	0.11	0.06	0.03	0.28	0.12	6.37	1.78
LAGUNA	221	1.78	0.11	0.04	0.02	0.17	0.03	3.57	2.31
BOCCA	0	2.32	0.05	0.01	0.01	0.03	0.00	0.35	0.32
BOCCA	3	2.25	0.05	0.00	0.00	0.02	0.01	0.78	0.22
BOCCA	7	2.21	0.02	0.00	0.00	0.06	0.02	2.30	1.51
BOCCA	14	2.23	0.06	0.00	0.00	0.16	0.00	1.11	0.21
BOCCA	47	1.74	0.05	0.01	0.00	0.16	0.03	1.79	0.22
BOCCA	101	1.54	0.04	0.04	0.01	0.56	0.24	6.54	1.97
BOCCA	152	1.15	0.12	0.06	0.01	0.32	0.12	2.81	0.88
BOCCA	221	1.18	0.11	0.06	0.00	0.89	0.47	3.20	0.51
MARE	0	2.15	0.15	0.00	0.00	0.03	0.03	0.36	0.48
MARE	3	2.27	0.11	0.03	0.02	0.02	0.01	0.87	0.44
MARE	7	2.15	0.02	0.00	0.00	0.05	0.04	1.06	0.46
MARE	14	2.18	0.04	0.00	0.00	0.19	0.02	1.48	0.23
MARE	47	1.79	0.08	0.02	0.01	0.21	0.06	3.03	2.57
MARE	101	1.57	0.19	0.03	0.01	0.40	0.28	4.70	2.67
MARE	152	1.26	0.03	0.04	0.00	0.68	0.10	4.98	0.39
MARE	221	0.86	0.06	0.07	0.01	0.88	0.27	5.87	1.91

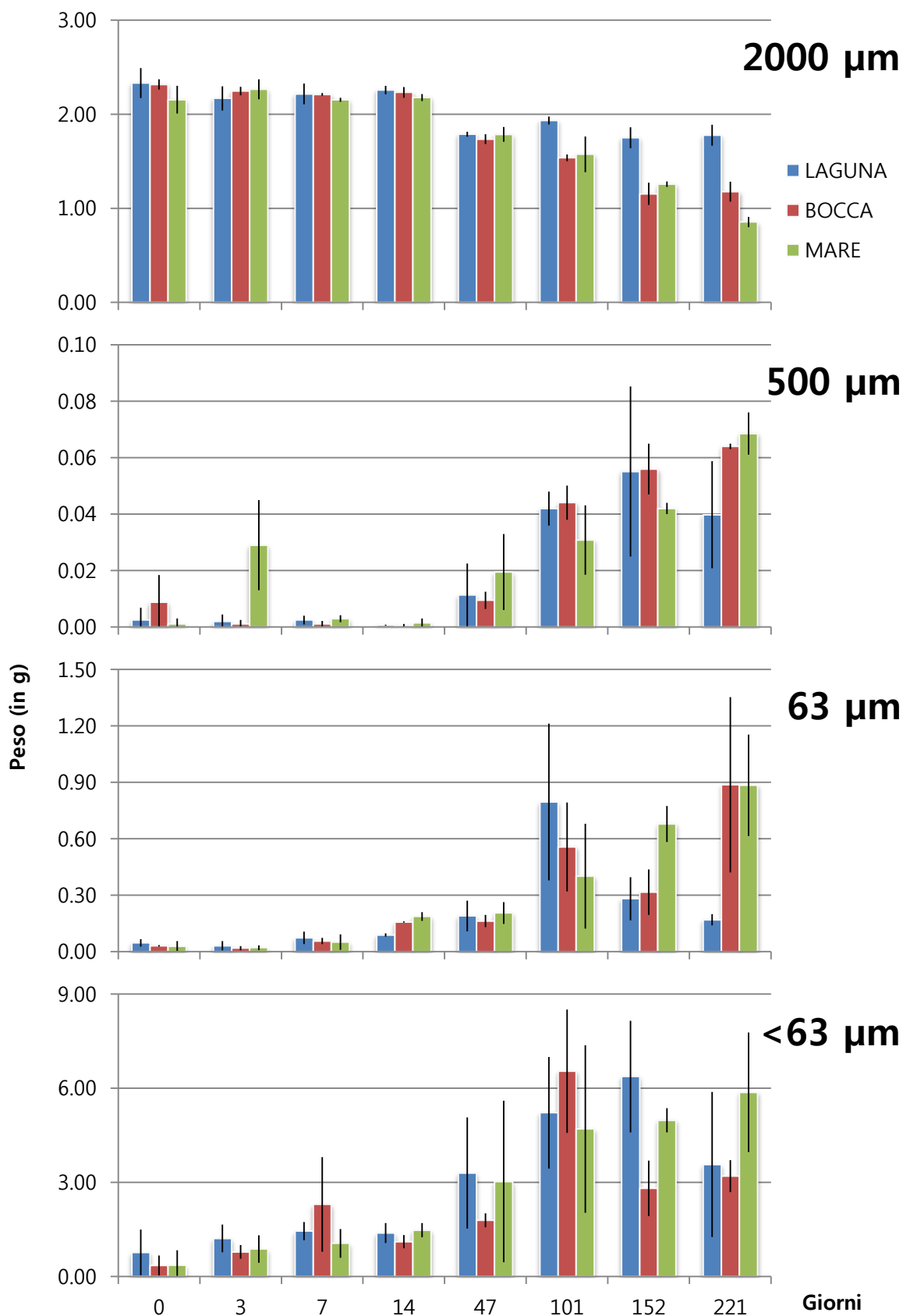


Fig. 17. Valori medi e relative deviazioni standard (d.s.), del peso secco (in g) delle diverse classi dimensionali (2000 µm, 500 µm, 63 µm e <63 µm) del detrito prelevato dalle *litterbag* ad ogni scadenza temporale (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni) nei tre siti (Laguna, Bocca e Mare).

Classe dimensionale 2000 μm . Durante il primo tempo di campionamento (0 giorni) si è registrato un immediato decremento del peso secco, con la riduzione dei 3 g iniziali, ad un valore medio di 2.3 g. Successivamente, durante i primi quattro tempi di campionamento, il peso è rimasto abbastanza stabile con una media di 2.2 g nei tre siti di campionamento (Fig. 17). A partire dal quinto tempo (47 giorni), invece, i dati hanno mostrato un andamento diverso nei tre siti: nel sito "Laguna" i valori sono sempre rimasti al di sopra di 1.7 g (221 giorni, 1.78 ± 0.11 g), mentre nei siti "Bocca" e "Mare" i valori al termine dell'esperimento (221 giorni) sono stati rispettivamente di 1.18 ± 0.11 e 0.86 ± 0.06 g. Ponendo come 100% il peso secco del primo tempo di campionamento (0 giorni), è possibile valutare la differenza complessiva tra l'inizio e la fine dell'esperimento (221 gg). Il sito più confinato ha mostrato una percentuale di detrito rimasto indecomposto maggiore del 78%, mentre gli altri due siti hanno mostrato percentuali nettamente inferiori: 52.0% per il sito "Bocca" e 37.7% per il sito "Mare". La perdita maggiore di materiale detritale è stata, quindi, registrata per il sito "Mare", seguito dal sito "Bocca" ed infine dal sito "Laguna".

L'analisi della varianza (ANOVA) ha evidenziato differenze significative tra i siti (Fattore Confinamento) e tra i tempi (Fattore Tempo) e nell'interazione tra i due fattori ($p < 0.001$, Tab. 15). I test SNK relativi ai confronti a coppie per l'interazione Confinamento x Tempo hanno mostrato come durante i primi cinque tempi di campionamento (0, 3, 7, 14, 47 giorni) non siano state riscontrate differenze significative, mentre i valori degli ultimi tre tempi per il sito "Laguna" sono risultati essere significativamente più elevati ($p < 0.01$) rispetto agli altri due siti.

Tab. 15. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra Confinamento e Tempo, del peso secco di detrito appartenente alla classe dimensionale 2000 μm . Sono anche riportati i test di Student-Newman-Keuls (SNK). [$*$ = $p < 0.05$; $**$ = $p < 0.01$; $***$ = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: La = Laguna, Bo = Bocca, Ma = Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
Confinamento=Co	0.8427	2	0.4213	50.250	***
Tempo=Te	10.3707	7	1.4815	176.700	***
CoXTe	1.4640	14	0.1046	12.470	***
	1.7101	48	0.0084		
<hr/>					
	Co		Ma=Bo<La**		
	Te		221<152**<101**<47*<7**=14=3=0		
SNK		Co(Te) 0	Ma=Bo=La		
		Co(Te) 3	La=Bo=Ma		
		Co(Te) 7	Ma=Bo=La	Te(Co) La	152=221=47=101<3**=7=14=0
		Co(Te) 14	Ma=Bo=La	Te(Co) Bo	152=221<101**<47*<7**=14=3=0
		Co(Te) 47	Ma=Bo=La	Te(Co) Ma	221<152**<101**<47**<7**=0=14=3
		Co(Te) 101	Bo=Ma<La**		
		Co(Te) 152	Bo=Ma<La**		
		Co(Te) 221	Ma<Bo**<La**		
	<hr/>				
Test di Cochran = ns					

I dati relativi alle singole repliche sono stati plottati contro il tempo separatamente per ogni sito e sono state elaborate le regressioni esponenziali (Fig. 18). L' R^2 (coefficiente di determinazione) utilizzato come misura della bontà dell'adattamento della regressione è risultato essere superiore a 0.5 nei tre siti con il valore più elevato nel sito "Mare" (0.96) seguito dal sito "Bocca" (0.90) e dal sito "Laguna" (0.60).

I tassi di decomposizione (k) sono stati calcolati secondo il modello esponenziale negativo a 101 (k_{101}) e 221 (k_{221}) giorni e sono stati riportati in Tab. 15. Il sito "Laguna" ha fatto registrare il tasso più basso sia a 101 (0.00159 ± 0.0022 giorni $^{-1}$) che a 221 giorni (0.00111 ± 0.0028 giorni $^{-1}$), mentre il tasso più elevato è stato riscontrato per il sito "Mare" a 221 giorni (0.00442 ± 0.0029 giorni $^{-1}$). Inoltre è da evidenziare come durante la prima metà dell'esperimento il tasso di decomposizione sia risultato più elevato nel sito "Bocca" ($k_{101} = 0.00386 \pm 0.0023$ giorni $^{-1}$) rispetto al sito "Mare" ($k_{101} = 0.00367 \pm 0.0123$ giorni $^{-1}$). L'analisi non parametrica Kruskal-Wallis ha

evidenziato differenze significative solo per i tassi calcolati a 221 giorni (k_{221} , $H=7.2$, $n=9$, $p<0.05$) e non per i tassi a 101 giorni (k_{101} , $H=5.6$, $n=9$, $p=0.06$).

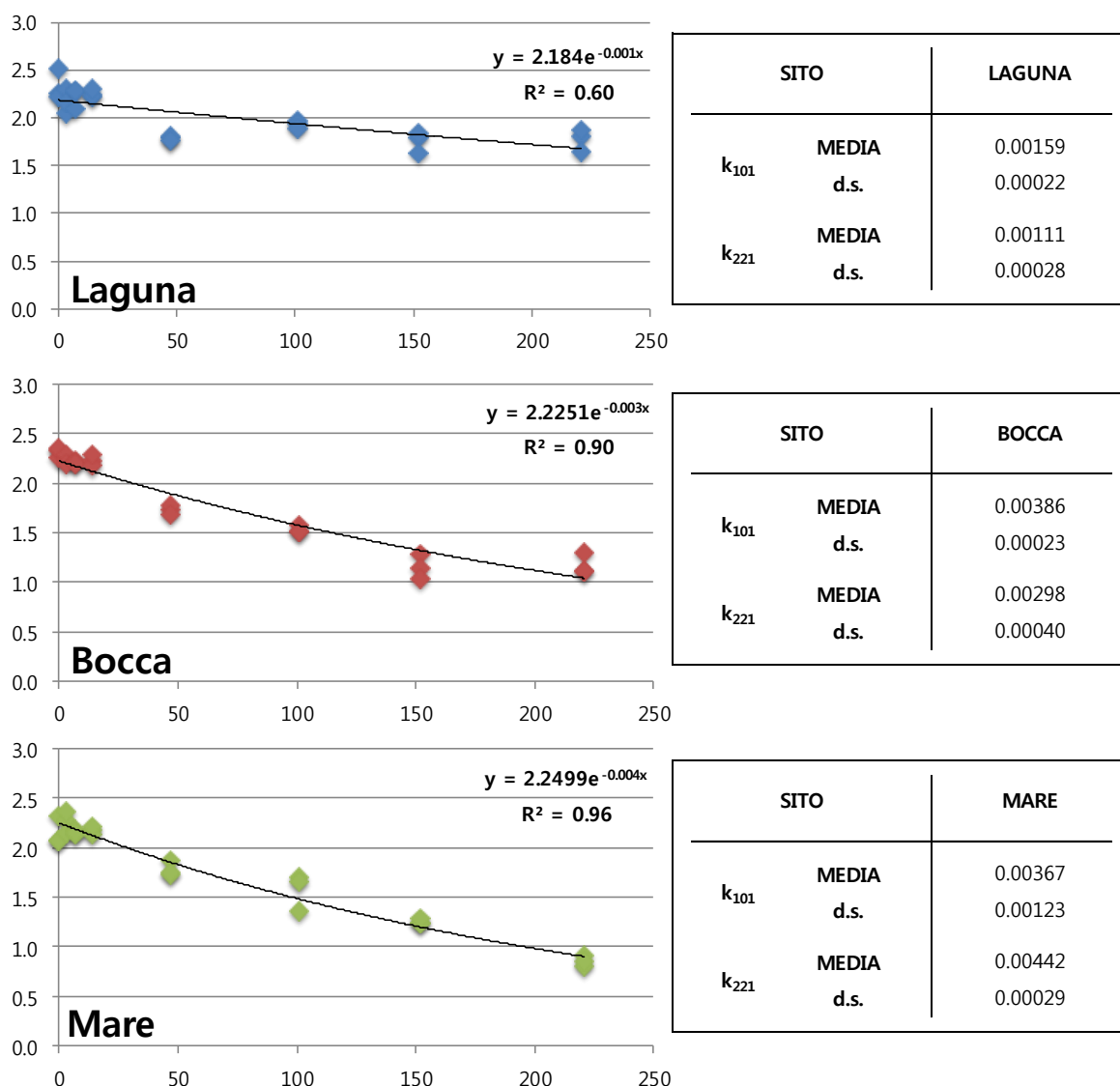


Fig.18. Regressioni lineari calcolate sui dati del peso secco (in g) del detrito prelevato dalle *litterbag* ad ogni scadenza temporale (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni) nei tre siti (Laguna, Bocca e Mare) e tassi di decomposizione (espressi in giorni^{-1}) calcolati secondo il modello esponenziale negativo nei tre siti di campionamento (Laguna, Bocca e Mare). [k_{101} = tasso di decomposizione a 101 giorni; k_{221} = tasso di decomposizione a 221 giorni].

Classe dimensionale 500 μm . I dati relativi ai primi quattro tempi di campionamento (0, 3, 7, 14 giorni) sono risultati sempre inferiori a 0.01 g con l'eccezione del sito "Mare" durante il secondo tempo (0.03 ± 0.02 g, 3 giorni) (Fig. 17).

Successivamente, si è invece registrato un aumento progressivo di tale componente per il sito "Bocca" e il sito "Mare" fino a raggiungere il massimo dei valori durante l'ultimo tempo di campionamento (rispettivamente 0.06 ± 0.00 e 0.07 ± 0.01 g). Il sito "Laguna" ha invece mostrato un andamento altalenante dei dati con i valori più elevati durante il settimo tempo di campionamento (0.06 ± 0.03 g, 152 giorni).

L'ANOVA ha evidenziato come non si siano registrate differenze significative tra i siti (Fattore Confinamento) mentre differenze significative siano state riscontrate tra i tempi (Fattore Tempo, $p < 0.001$) e nell'interazione tra i due fattori ($p < 0.05$, Tab. 16). I test SNK relativi ai confronti a coppie per l'interazione Confinamento x Tempo hanno evidenziato come in linea generale non siano state riscontrate differenze significative tra i siti in relazione ad ogni tempo di campionamento ad eccezione del secondo tempo (3 giorni) in cui i valori del sito "Mare" sono risultati significativamente più elevati rispetto agli altri due siti ($p < 0.05$).

Tab. 16. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra Confinamento e Tempo, del peso secco di detrito appartenente alla classe dimensionale 500 μm . Sono anche riportati i test di Student-Newman-Keuls (SNK). [* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: La = Laguna, Bo = Bocca, Ma = Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
Confinamento=Co	0.1782	2	0.0891	2.210	ns
Tempo=Te	15.6812	7	2.2402	55.650	***
CoXTe	1.6850	14	0.1204	2.990	**
	1.9322	48	0.0403		
SNK					
	Co	La=Bo=Ma			
	Te	14=0=7=3=47<101**=152=221			
		Co(Te) 0	Ma=La=Bo		
		Co(Te) 3	Bo=La<Ma**		
		Co(Te) 7	Bo=La=Ma	Te(Co) La	14=0=3=7=47<221**=101=152
		Co(Te) 14	Bo=La=Ma	Te(Co) Bo	14=3=7=0=47<101**=152=221
	CoXTe	Co(Te) 47	Bo=La=Ma	Te(Co) Ma	0=14=7<47**=3=101=152<221*
		Co(Te) 101	Ma=La=Bo		
		Co(Te) 152	Ma=La=Bo		
		Co(Te) 221	La=Bo=Ma		
Trasf = ArcSin(%)					

Classe dimensionale 63 μm . I dati relativi ai primi cinque tempi di campionamento (0, 3, 7, 14, 47 giorni) sono risultati sempre inferiori a 0.21 g in tutti i siti analizzati (Fig. 17). In generale, gli ultimi tre tempi di campionamento (101, 152, 221 giorni) hanno, evidenziato valori maggiori con il massimo durante l'ultimo tempo nei siti "Bocca" e "Mare" (rispettivamente 0.89 ± 0.47 e 0.88 ± 0.27 g). Il sito "Laguna" ha invece fatto registrare il valore più elevato durante il sesto tempo di campionamento (101 giorni, 0.80 ± 0.42 g), mentre i tempi successivi sono stati caratterizzati da una diminuzione di tale componente.

L'ANOVA ha evidenziato come non esistano differenze significative tra i siti (Fattore confinamento) mentre differenze significative siano state riscontrate tra i tempi (Fattore Tempo) e nell'interazione tra i due fattori ($p < 0.001$, Tab. 17). I test SNK relativi ai confronti a coppie per l'interazione Confinamento x Tempo hanno evidenziato come in linea generale non siano state riscontrate differenze significative tra i siti in relazione ad ogni tempo di campionamento ad eccezione dell'ultimo tempo di campionamento (221 giorni) in cui i valori del sito "Laguna" sono risultati significativamente più bassi rispetto agli altri due siti ($p < 0.01$).

Tab. 17. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra Confinamento e Tempo, del peso secco di detrito appartenente alla classe dimensionale 63 μm . Sono anche riportati i test di Student-Newman-Keuls (SNK). [* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: La = Laguna, Bo = Bocca, Ma = Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
Confinamento=Co	0.2052	2	0.1026	0.440	ns
Tempo=Te	101.9617	7	14.5660	62.080	***
CoXTe	10.0819	14	0.7201	3.070	***
	11.2621	48	0.2346		
SNK					
	Co			La=Bo=Ma	
	Te			3=0<7* <14**=47<152**=221=101	
		Co(Te) 0	Ma=Bo=La		
		Co(Te) 3	Bo=Ma=La		
		Co(Te) 7	Ma=Bo=La	Te(Co) La	3=0=7=14=221=47=152<101*
	CoXTe	Co(Te) 14	La=Bo=Ma	Te(Co) Bo	3=0=7<14*=47=152=101=221
		Co(Te) 47	Bo=La=Ma	Te(Co) Ma	3=0=7<14**=47=101=152=221
		Co(Te) 101	Ma=Bo=La		
		Co(Te) 152	La=Bo=Ma		
		Co(Te) 221	La<Bo**=Ma		
Trasf = Ln(X)					

Classe dimensionale <63 μm . I dati relativi alla componente più fine hanno mostrato un andamento eterogeneo durante tutti i tempi di campionamento (Fig. 17). In linea generale i primi quattro tempi di campionamento (0, 3, 7, 14 giorni) hanno mostrato dei valori tra loro comparabili e sempre compresi tra 0 e 2.3 g mentre gli ultimi tempi di campionamento hanno mostrato valori maggiori e compresi tra 1.7 e 6.6 g. I valori più elevati sono stati riscontrati al sesto (101 giorni), settimo (152 giorni) e ottavo (221 giorni) tempo di campionamento, rispettivamente per il sito "Bocca" (6.54 ± 1.97 g), "Laguna" (6.37 ± 1.78 g) e "Mare" (5.87 ± 1.91 g).

L'ANOVA ha evidenziato come esistano differenze significative soltanto per il Fattore Tempo ($p < 0.001$, Tab. 18) mentre l'interazione Confinamento x Tempo sia risultata non significativa.

Tab. 18. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra Confinamento e Tempo, del peso secco di detrito appartenente alla classe dimensionale <63 μm . [* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: La = Laguna, Bo = Bocca, Ma = Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
Confinamento=Co	4.0177	2	2.0088	1.170	ns
Tempo=Te	226.3546	7	32.3364	18.760	***
CoXTe	40.4620	14	2.8901	1.680	ns
	82.7552	48	1.7241		
Test di Cochran = ns					

I dati relativi alle 4 classi dimensionali (2000, 500, 63 e <63 μm) sono stati quindi posti all'interno di un'unica matrice ed analizzati secondo un approccio multivariato.

L'Analisi Permutazione della Varianza (PERMANOVA) effettuata sui dati del peso secco delle quattro classi dimensionali del detrito fanerogamico ha evidenziato differenze altamente significative per il Fattore Tempo e per l'interazione Confinamento X Tempo (Tab. 19). In particolare, andando ad analizzare i singoli confronti a coppie per le interazioni Co X Te è evidenziabile come in relazione ai diversi tempi di campionamento, soltanto durante gli ultimi due tempi di campionamento (152 e 221 giorni) sono state riscontrate differenze significative tra i siti; in relazione ai diversi siti di campionamento, il sito "Laguna" e il sito "Mare" hanno presentato differenze significative a partire dal quinto tempo di campionamento (47 giorni) mentre per il sito "Bocca" le differenze significative sono state riscontrate già a partire dal terzo tempo di campionamento (7 giorni).

L'nMDS ha permesso una rappresentazione bidimensionale dei punti campione che risultano essere distribuiti in relazione al Fattore Tempo e non in relazione al Fattore Confinamento. Infatti, l'analisi dei *cluster* sovrapposta al grafico bidimensionale ha permesso di identificare 3 raggruppamenti dei punti campione: (I) i punti campione relativi ai primi due tempi di campionamento; (II) i punti campione relativi ai tempi di campionamento intermedi; (III) i punti campione relativi agli ultimi tre tempi di campionamento. Inoltre, la correlazione tramite il coefficiente di Pearson degli assi dell'nMDS con le variabili ambientali indagate per la caratterizzazione ambientale dell'area di studio ha mostrato come siano principalmente il pH, la temperatura e la concentrazione di ossigeno disciolto (rispettivamente, $r=-0.48$, $r=-0.40$ e $r=-0.34$ con l'MDS1) rispetto alla salinità ($r=-0.22$ con l'MDS1) ad influenzare la distribuzione dei punti campione (Fig. 19).

Tab. 19. Risultati dell'Analisi Permutazionale della Varianza (PERMANOVA) eseguita sui dati del peso secco delle quattro classi dimensionali di detrito (2000, 500, 63 e <63 μm . [$*$ = $p < 0.05$; $**$ = $p < 0.01$; $***$ = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: Laguna, Bocca, Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Confinamento=Co	2	39.41	0.617	n.s.
Tempo=Te	7	2888.2	45.2	***
CoXTe	14	115.08	1.8	*
Res	48	63.815		
Total	71			

Confronti a coppie	Gruppi	t	P(perm)
Confinamento	LAGUNA, BOCCA	1.8549	*
	LAGUNA, MARE	1.9693	*
	BOCCA, MARE	0.66834	n.s.
Tempo	0, 3	2.4161	*
	0, 7	3.2928	**
	0, 14	4.0105	***
	0, 47	5.0511	***
	0, 101	6.8369	***
	0, 152	7.6308	***
	0, 221	7.4886	***
	3, 7	1.7351	n.s.
	3, 14	3.0414	***
	3, 47	4.9795	***
	3, 101	7.5847	***
	3, 152	8.7871	***
	3, 221	8.9304	***
	7, 14	1.6898	*
	7, 47	2.6627	**
	7, 101	6.4596	***
	7, 152	7.6107	***
	7, 221	7.1785	***
	14, 47	3.6746	***
	14, 101	7.829	***
	14, 152	11.444	***
	14, 221	8.5297	***
47, 101	3.7007	***	
47, 152	4.5916	***	
47, 221	4.1965	***	
101, 152	0.72934	n.s.	
101, 221	1.6576	n.s.	
152, 221	2.6191	*	

CoXTe	Gruppi	t	P(MC)	t	P(MC)	t	P(MC)
0 Giorni	LAGUNA, BOCCA	0.99782	n.s.	1.565	n.s.	0.79777	n.s.
	LAGUNA, MARE	0.92403	n.s.	1.0587	n.s.	1.0212	n.s.
	BOCCA, MARE	0.20618	n.s.	0.43238	n.s.	1.3845	n.s.
14 Giorni	LAGUNA, BOCCA	1.7554	n.s.	1.4877	n.s.	1.3845	n.s.
	LAGUNA, MARE	1.6434	n.s.	0.48259	n.s.	1.1162	n.s.
	BOCCA, MARE	2.0136	n.s.	0.36513	n.s.	1.0662	n.s.
152 Giorni	LAGUNA, BOCCA	1.8193	n.s.	2.4919	*		
	LAGUNA, MARE	3.9143	*	3.4897	**		
	BOCCA, MARE	2.9048	*	2.0911	n.s.		

Gruppi	t	P(MC)	t	P(MC)	t	P(MC)
0, 3	1.4295	n.s.	1.9984	n.s.	1.4469	n.s.
0, 7	1.8798	n.s.	3.4473	*	1.7969	n.s.
0, 14	1.8197	n.s.	3.4022	*	2.8567	n.s.
0, 47	3.4326	*	4.971	**	3.1447	*
0, 101	4.3352	**	7.3758	**	4.4517	*
0, 152	4.9062	*	6.7831	**	5.3506	**
0, 221	3.3377	*	6.9459	**	5.7575	**
3, 7	0.853	n.s.	2.546	n.s.	0.69002	n.s.
3, 14	0.89058	n.s.	2.9089	*	2.4179	n.s.
3, 47	3.2745	*	6.0799	**	2.5265	*
3, 101	4.6509	**	10.176	**	4.822	*
3, 152	6.3537	**	9.2164	**	6.8235	**
3, 221	3.0307	*	8.4328	**	7.0928	**
7, 14	0.40311	n.s.	1.9088	n.s.	1.6986	n.s.
7, 47	3.02	*	1.0967	n.s.	2.0451	n.s.
7, 101	4.5216	**	3.8111	*	4.3721	*
7, 152	7.2536	**	3.1378	*	6.5213	**
7, 221	2.7136	*	3.7704	**	6.8346	**
14, 47	3.3266	*	4.6251	*	1.3544	n.s.
14, 101	4.8724	**	9.5651	**	4.7384	*
14, 152	8.4806	**	8.4049	**	13.464	***
14, 221	2.9398	*	7.276	**	9.4985	***
47, 101	1.8769	n.s.	5.9946	**	1.1983	n.s.
47, 152	2.0312	n.s.	4.6819	*	2.3591	n.s.
47, 221	0.3039	n.s.	4.6165	**	3.0428	*
101, 152	1.933	n.s.	1.6116	n.s.	1.8324	n.s.
101, 221	1.6596	n.s.	2.2529	n.s.	2.7761	*
152, 221	1.5439	n.s.	2.2211	n.s.	2.0161	n.s.

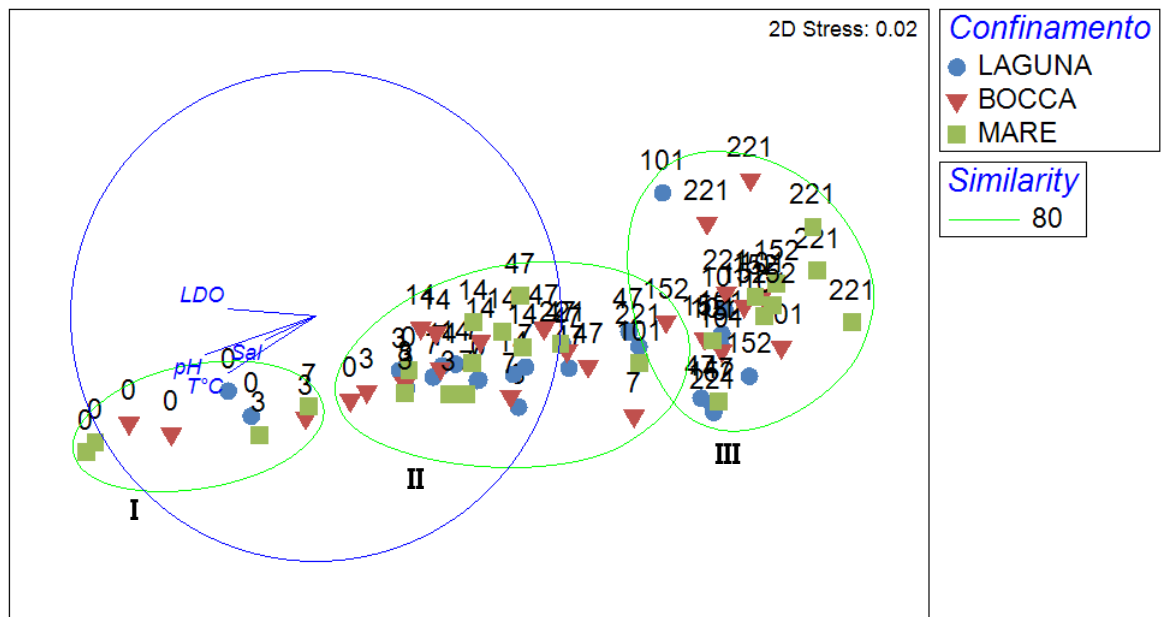


Fig. 19. Ordinamento nMDS, analisi dei *cluster* (similarità di Bray Curtis) e vettori di correlazione di Pearson delle variabili ambientali (LDO, pH, T°C e Sal) in base al sito di campionamento, dei punti campione relativi alle quattro classi dimensionali del detrito (2000, 500, 63 e <63 μm) misurate ad ogni tempo di campionamento (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni). I dati sono log-trasformati e standardizzati.

4.2.2. Il gradiente di acidificazione: La Baia di Levante (Isola di Vulcano, Arcipelago delle Isole Eolie)

I dati relativi ai pesi delle diverse classi dimensionali del detrito fanerogamico in relazione al gradiente di confinamento sono stati riportati in Tab. 20 e in Fig. 20.

Tab. 20. Valori medi e relative deviazioni standard (d.s.), del peso secco (in g) delle diverse classi dimensionali (2000 μm , 500 μm , 63 μm e <63 μm) del detrito prelevato dalle *litterbag* ad ogni scadenza temporale (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni) nei tre siti (Laguna, Bocca e Mare).

pH	TEMPO	2000 μm (in g)		500 μm (in g)		63 μm (in g)		<63 μm (in g)	
		MEDIA	d.s.	MEDIA	d.s.	MEDIA	d.s.	MEDIA	d.s.
pH-A	0	2.27	0.06	0.04	0.04	0.06	0.04	3.85	4.21
pH-A	3	2.53	0.55	0.03	0.03	0.39	0.32	4.52	2.10
pH-A	6	2.07	0.21	2.76	4.77	2.93	4.78	2.13	1.11
pH-A	17	2.60	0.10	0.26	0.06	2.99	0.67	1.70	0.62
pH-A	66	2.03	0.38	1.42	1.39	8.52	4.52	4.21	1.19
pH-A	131	1.70	0.00	1.94	0.88	26.82	11.16	6.46	5.28
pH-A	206	1.33	0.32	7.86	1.14	48.68	8.94	7.21	1.81
pH-M	0	2.40	0.36	0.00	0.00	0.05	0.04	4.66	6.66
pH-M	3	2.40	0.26	1.63	0.86	3.03	1.12	4.03	3.17
pH-M	6	2.27	0.15	0.41	0.24	0.81	0.40	1.50	0.31
pH-M	17	2.40	0.10	10.74	4.35	18.25	5.04	3.42	1.19
pH-M	66	1.87	0.12	47.89	39.92	20.67	6.80	1.71	2.27
pH-M	131	1.70	0.30	21.28	22.96	32.76	29.97	16.49	9.70
pH-M	206	1.17	0.75	27.98	14.40	29.98	17.20	5.68	1.01
pH-SW	0	2.30	0.10	0.00	0.00	0.01	0.01	3.37	1.60
pH-SW	3	2.37	0.11	0.00	0.00	0.02	0.01	1.68	0.88
pH-SW	6	1.90	0.46	0.01	0.01	0.03	0.01	0.76	0.17
pH-SW	17	2.37	0.12	0.06	0.05	0.38	0.37	1.61	0.67
pH-SW	66	1.70	0.10	0.65	0.36	0.68	0.41	3.87	0.42
pH-SW	131	1.60	0.36	0.36	0.05	2.68	0.56	7.50	0.77
pH-SW	206	1.43	0.49	6.31	7.65	2.67	2.67	3.07	1.26
pH-C	0	2.30	0.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.22	0.20
pH-C	3	2.37	0.15	0.05	0.04	0.05	0.01	2.84	0.84
pH-C	6	2.20	0.20	0.28	0.28	0.12	0.04	2.58	0.47
pH-C	17	2.10	0.10	0.97	0.86	0.29	0.15	6.75	1.26
pH-C	66	1.57	0.25	3.13	1.31	1.46	0.61	9.19	4.46
pH-C	131	1.90	0.66	7.88	8.27	3.30	3.46	4.72	0.80
pH-C	206	1.53	0.68	57.66	21.31	14.90	4.45	3.46	1.54

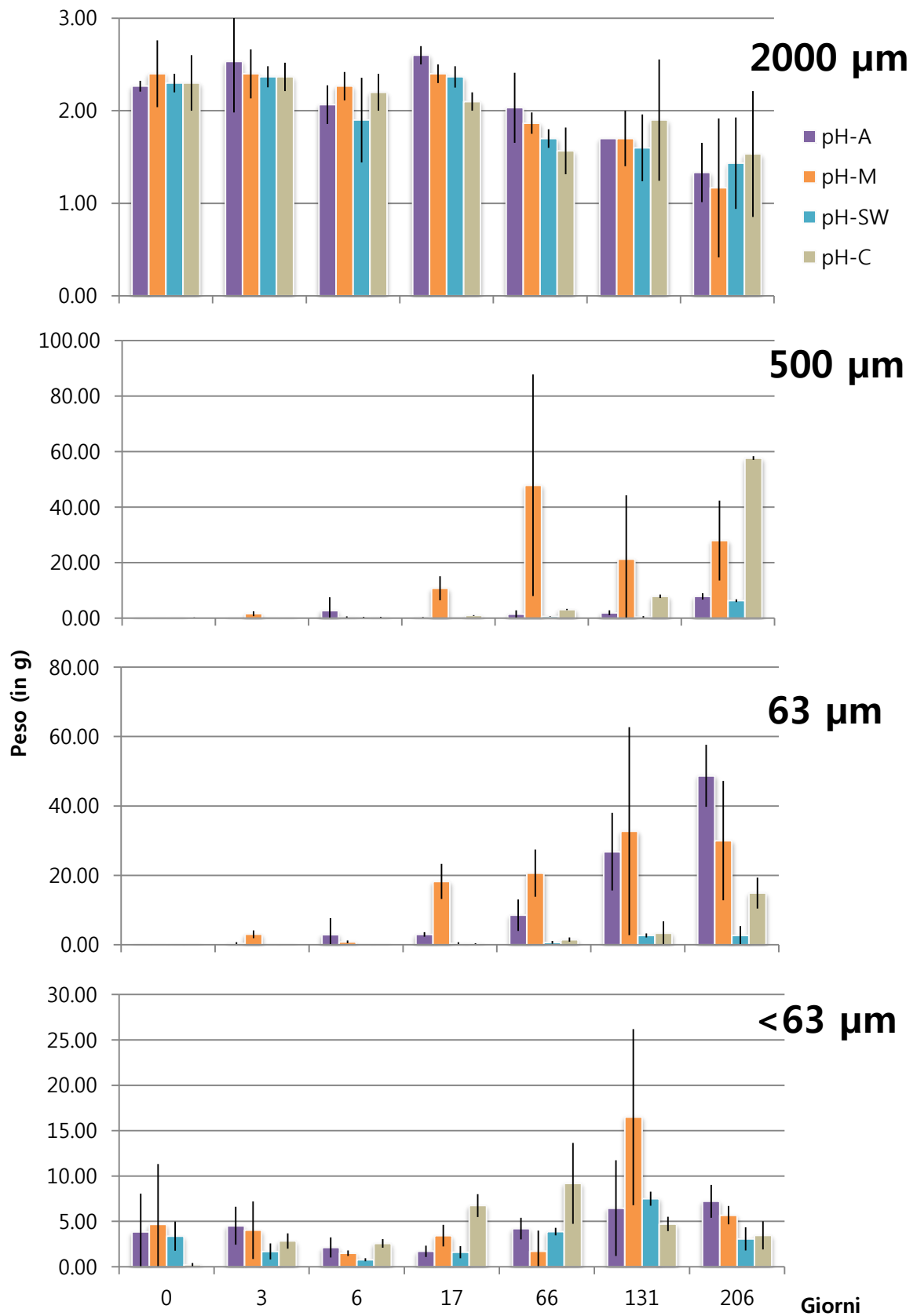


Fig. 20. Valori medi e relative deviazioni standard (d.s.), del peso secco (in g) delle diverse classi dimensionali (2000 µm, 500 µm, 63 µm e <63 µm) del detrito prelevato dalle *litterbag* ad ogni scadenza temporale (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni) nei quattro siti (pH-A, pH-M, pH-SW e pH-C).

Classe dimensionale 2000 μm . Come già visto per l'esperimento eseguito allo Stagnone di Marsala, anche nella Baia di Levante il primo tempo di campionamento (0 giorni) è stato caratterizzato da un immediato decremento del peso secco, con la riduzione dei 3 g iniziali, ad un valore medio di 2.3 g. I tre tempi di campionamento successivi non hanno mostrato un decremento evidente mantenendosi sempre con un peso superiore ai 1.9 g ed una media generale di 2.3 g (Fig. 20). A partire dal quinto tempo di campionamento si è registrato un decremento più accentuato e progressivo nei quattro siti di campionamento fino alla fine dell'esperimento, ad eccezione del sito "pH-C" che ha mostrato un aumento del peso al sesto tempo di campionamento. Al termine dell'esperimento (206 giorni) i valori sono sempre rimasti al di sopra di 1.0 g ed in particolare 1.53 ± 0.68 per il sito "pH-C", 1.43 ± 0.50 per il sito "pH-SW", 1.33 ± 0.32 per il sito "pH-A" e infine 1.17 ± 0.75 g per il sito "pH-M". Ponendo come 100% il peso secco del primo tempo di campionamento (0 giorni), è possibile valutare la differenza complessiva tra l'inizio e la fine dell'esperimento (206 gg). Il sito "pH-C" ha mostrato la percentuale maggiore di detrito rimasto indecomposto con il 66.2%, seguito dal sito "pH-SW" con il 61.9%, dal sito "pH-A" con il 57.6% e dal sito "pH-M" con il 50.4%.

L'analisi della varianza (ANOVA) ha evidenziato differenze significative solo per il Fattore Tempo ($p < 0.001$) e non per il Fattore pH o per l'interazione tra i due fattori (Tab. 21).

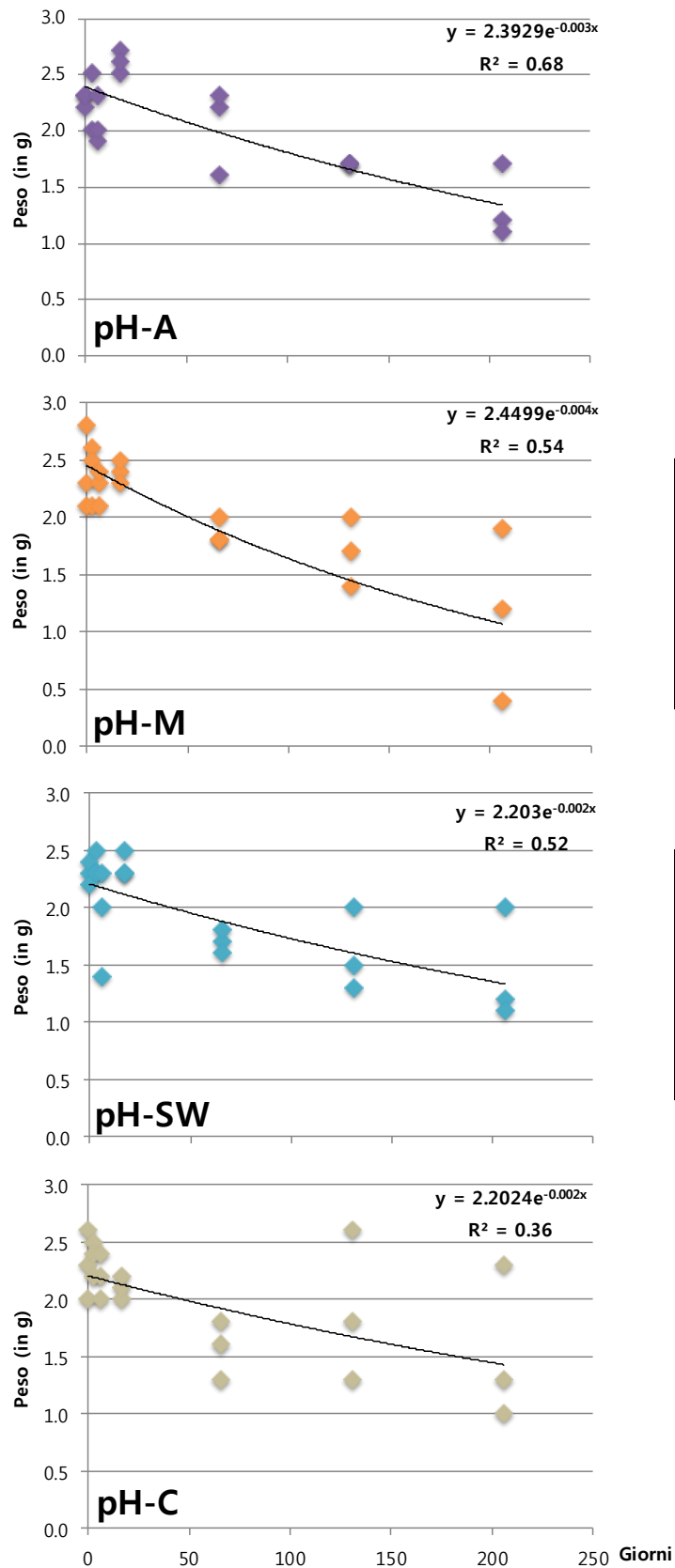
Tab. 21. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra pH e Tempo, del peso secco di detrito appartenente alla classe dimensionale 2000 μm . Sono anche riportati i test di Student-Newman-Keuls (SNK). [* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); pH: pH-A, pH-M, pH-SW e pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
pH	0.1721	3	0.0574	0.490	n.s.
Tempo=Te	11.2721	6	1.8787	16.150	***
pHXTe	1.2615	18	0.0701	0.600	n.s.
	6.5127	56	0.1163		
Test di Cochran = ns					

I dati relativi alle singole repliche sono stati plottati contro il tempo separatamente per ogni sito e sono state elaborate le regressioni esponenziali (Fig.

21). L' R^2 calcolato per le regressioni dei quattro siti ha mostrato dei valori superiori a 0.5 in tre dei quattro siti del gradiente, "pH-A" (0.68), "pH-M" (0.54) e "pH-SW" (0.52) (Fig. 21).

I tassi di decomposizione (k) sono stati calcolati secondo il modello esponenziale negativo a 66 (k_{66}) e 206 (k_{206}) giorni. I tassi calcolati a 66 giorni hanno mostrato un andamento corrispondente al gradiente di acidificazione con il tasso più basso calcolato per il sito "pH-A" (0.0022 ± 0.0030 giorni⁻¹), seguito dal sito "pH-M" (0.0033 ± 0.0009 giorni⁻¹), poi dal sito "pH-SW" (0.0047 ± 0.0009 giorni⁻¹) e infine dal sito "pH-C" (0.0061 ± 0.0025 giorni⁻¹). Al contrario i tassi calcolati a 206 giorni hanno mostrato una maggiore variabilità tra le repliche interne ed un diverso andamento con il tasso calcolato per il sito "pH-C" che è risultato il più basso (0.0023 ± 0.0021 giorni⁻¹), seguito dal sito "pH-SW" (0.0025 ± 0.0016 giorni⁻¹), poi dal sito "pH-A" (0.0028 ± 0.0011 giorni⁻¹) e infine dal sito "pH-M" (0.0042 ± 0.0039 giorni⁻¹). L'analisi non parametrica Kruskal-Wallis non ha evidenziato differenze significative per i tassi calcolati a 66 giorni (k_{66} , $H=2.5$, $n=12$, $p=0.46$) né per i tassi a 206 giorni (k_{206} , $H=0.3$, $n=12$, $p=0.95$).



SITO		pH-A
k_{66}	MEDIA	0.0022
	d.s.	0.0030
k_{206}	MEDIA	0.0028
	d.s.	0.0011

SITO		pH-M
k_{66}	MEDIA	0.0033
	d.s.	0.0009
k_{206}	MEDIA	0.0042
	d.s.	0.0039

SITO		pH-SW
k_{66}	MEDIA	0.0047
	d.s.	0.0009
k_{206}	MEDIA	0.0025
	d.s.	0.0016

SITO		pH-C
k_{66}	MEDIA	0.0061
	d.s.	0.0025
k_{206}	MEDIA	0.0023
	d.s.	0.0021

Fig.21. Regressioni lineari calcolate sui dati del peso secco (in g) del detrito prelevato dalle *litterbag* ad ogni scadenza temporale (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni) nei quattro siti (pH-A, pH-M, pH-SW e pH-C) e tassi di decomposizione (espressi in giorni^{-1}) calcolati secondo il modello esponenziale negativo. [k_{66} = tasso di decomposizione a 66 giorni; k_{206} = tasso di decomposizione a 206 giorni].

Classe dimensionale 500 μm . La classe dimensionale 500 μm ha mostrato un diverso andamento nei quattro siti che risultano però a due a due accomunabili, infatti, i siti "pH-A" e "pH-SW" hanno mostrato dei valori che sono rimasti sempre al di sotto di 8 g durante l'intero arco temporale dell'esperimento con i valori massimi all'ultimo tempo di campionamento (rispettivamente, 7.86 ± 1.14 e 6.31 ± 7.65 g, 206 giorni), al contrario i siti "pH-M" e "pH-C" hanno mostrato dei valori molto più elevati con valori massimi rispettivamente al quinto tempo di campionamento (47.89 ± 39.92 g, 66 giorni) e al termine dell'esperimento (57.66 ± 21.31 g, 206 giorni) (Tab. 20). L'ANOVA ha evidenziato differenze significative per il Fattore pH ($p < 0.001$), per il Fattore Tempo ($p < 0.001$) e per l'interazione tra i due fattori ($p < 0.001$), sebbene gli SNK non permettano di identificare degli andamenti comuni (Tab. 22).

Tab. 22. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra pH e Tempo, del peso secco di detrito appartenente alla classe dimensionale 500 μm . Sono anche riportati i test di Student-Newman-Keuls (SNK). [* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); pH: pH-A, pH-M, pH-SW e pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
pH	1800.5553	3	600.1851	44.490	***
Tempo=Te	6130.2515	6	1021.7086	75.730	***
pHxTe	7785.6108	18	432.5339	32.060	***
	755.5250	56	13.4915		
<p>SNK</p> <p>pH-SW=pH-A<pH-M**=pH-C 0=3=6=17=131=66<206**</p> <p>pH-C=pH-M=pH-SW=pH-A pH-SW=pH-A=pH-C=pH-M pH-SW=pH-C=pH-M=pH-A pH-SW=pH-A=pH-C<pH-M** pH-SW=pH-A=pH-C<pH-M** pH-SW=pH-A=pH-C=pH-M pH-SW=pH-A<pH-M**<pH-C**</p> <p>Te(pH) pH-A 3=0=17=66=131=6=206 Te(pH) pH-M 0=6=3<131*=17<206**=66 Te(pH) pH-SW 3=0=6=17=131=66=206 Te(pH) pH-C 0=3=6=17=66=131<206**</p>					
Test di Cochran = ns					

Classe dimensionale 63 μm . La classe dimensionale 63 μm ha mostrato un andamento crescente nei quattro siti analizzati con i valori più bassi all'inizio dell'esperimento (0 giorni, "pH-C", 0.00 ± 0.01 g) e i valori più elevati all'ultimo tempo di campionamento (206 giorni, "pH-A", 48.68 ± 8.94 g). In generale i siti "pH-A" e "pH-M" hanno evidenziato valori sempre più elevati rispetto agli altri due siti per tutta la durata dell'esperimento (Tab. 20; Fig. 20).

L'ANOVA ha evidenziato differenze significative per il Fattore pH ($p < 0.001$), per il Fattore Tempo ($p < 0.001$) e per l'interazione tra i due fattori ($p < 0.001$). I test SNK relativi ai confronti a coppie per l'interazione pH x Tempo hanno evidenziato come in linea generale a partire dal quarto tempo di campionamento i valori relativi ai siti "pH-A" e "pH-M" sono risultati significativamente maggiori rispetto ai valori degli altri due siti (Tab. 23).

Tab. 23. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra pH e Tempo, del peso secco di detrito appartenente alla classe dimensionale 63 μm . Sono anche riportati i test di Student-Newman-Keuls (SNK). [* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); pH: pH-A, pH-M, pH-SW e pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
pH	83.9070	3	27.9902	96.920	***
Tempo=Te	151.1385	6	25.1897	87.220	***
pHxTe	65.6011	18	3.6445	12.620	***
	16.1725	56	0.2888		
<p>SNK</p> <p style="text-align: right;">pH-SW < pH-C* < pH-A** < pH-M** 0=6=3 < 17** < 66* < 131** < 206**</p>					
	pH				
	Te				
		pH(Te) 0	pH-C=pH-SW=pH-M=pH-A		
		pH(Te) 3	pH-SW=pH-C=pH-A=pH-M		
		pH(Te) 6	pH-SW=pH-C=pH-M=pH-A	Te(pH) pH-A	0=3=6=17 < 66* < 131** < 206**
	pHxTe	pH(Te) 17	pH-C=pH-SW=pH-A < pH-M**	Te(pH) pH-M	0=6=3 < 17**=66 < 206**=131
		pH(Te) 66	pH-SW=pH-C < pH-A** < pH-M**	Te(pH) pH-SW	0=3=6=17=66=206=131
		pH(Te) 131	pH-SW=pH-C < pH-A** < pH-M**	Te(pH) pH-C	0=3=6=17=66=131 < 206**
		pH(Te) 206	pH-SW < pH-C** < pH-M**=pH-A		
Trasf = sqrt(x+1)					

Classe dimensionale <63 μm . La classe dimensionale <63 μm ha mostrato un andamento abbastanza costante per tutta la durata dell'esperimento, con valori sempre inferiori a 10.0 g ad eccezione del sito "pH-M" che ha mostrato un picco di 16.49 ± 9.70 g durante il sesto tempo di campionamento (131 giorni; Tab. 20; Fig. 20).

L'ANOVA ha evidenziato differenze significative per il Fattore Tempo ($p < 0.001$), e per l'interazione pH X Tempo ($p < 0.001$) ma non per il Fattore pH. I test SNK relativi ai confronti a coppie per l'interazione pH x Tempo non hanno evidenziato andamenti comuni ai quattro siti analizzati ma hanno evidenziato come i valori relativi al sito "pH-M" siano risultati significativamente maggiori rispetto agli altri siti durante il sesto tempo di campionamento (Tab. 24).

Tab. 24. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra pH e Tempo, del peso secco di detrito appartenente alla classe dimensionale <63 μm . Sono anche riportati i test di Student-Newman-Keuls (SNK). [*= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); pH: pH-A, pH-M, pH-SW e pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
pH	1.2861	3	0.4287	1.330	n.s.
Tempo=Te	13.8141	6	2.3024	7.160	***
pHXTe	15.1359	18	0.8409	2.620	**
	18.0012	56	0.3214		
<hr/>					
	pH	pH-SW=pH-C=pH-A=pH-M			
	Te	6=0=3=17=66=206<131*			
SNK		pH(Te) 0	pH-C=pH-A=pH-SW=pH-M		
		pH(Te) 3	pH-SW=pH-C=pH-M=pH-A		
		pH(Te) 6	pH-SW=pH-M=pH-A=pH-C		
	pHXTe	pH(Te) 17	pH-SW=pH-A=pH-M=pH-C	Te(pH) pH-A	17=6=0=66=3=131=206
		pH(Te) 66	pH-M=pH-SW=pH-A=pH-C	Te(pH) pH-M	66=6=17=0=3=206<131**
		pH(Te) 131	pH-C=pH-A=pH-SW<pH-M*	Te(pH) pH-SW	6=17=3=206=0=66=131
		pH(Te) 206	pH-SW=pH-C=pH-M=pH-A	Te(pH) pH-C	0=6=3=206=131=17=66
<hr/>					
Trasf = sqrt(x+1)					

I dati relativi alle 4 classi dimensionali (2000, 500, 63 e <63 μm) sono stati quindi posti all'interno di un'unica matrice ed analizzati secondo un approccio multivariato.

L'Analisi Permutazione della Varianza (PERMANOVA) effettuata sui dati del peso secco delle quattro classi dimensionali del detrito fanerogamico ha evidenziato differenze altamente significative per il Fattore pH e Tempo e per l'interazione dei due fattori (Tab. 25). In particolare, andando ad analizzare i singoli confronti a coppie per le interazioni pHXTe è evidenziabile come in relazione ai diversi tempi di campionamento, i tempi centrali dell'esperimento (17, 66 e 131 giorni) abbiano mostrato un numero maggiore di confronti significativi rispetto agli altri tempi di campionamento.

L'nMDS ha permesso una rappresentazione bidimensionale dei punti campione che risultano essere distribuiti in relazione al Fattore Tempo e non in relazione al Fattore pH. Infatti, l'analisi dei *cluster* sovrapposta al grafico bidimensionale ha permesso di identificare 4 raggruppamenti dei punti campione: (I) e (II), in maggioranza i punti campione relativi ai primi quattro tempi di campionamento; (III) i punti campione relativi ai tempi di campionamento intermedi; (IV) i punti campioni relativi agli ultimi due tempi di campionamento. Inoltre, la correlazione tramite il coefficiente di Pearson degli assi dell'nMDS con le variabili ambientali indagate per la caratterizzazione ambientale dell'area di studio ha mostrato come siano principalmente la salinità, il pH e la temperatura (rispettivamente, $r=-0.68$, $r=0.46$ e $r=-0.42$ con l'MDS1) rispetto alla concentrazione di ossigeno disciolto ($r=0.32$ con l'MDS1) ad influenzare la distribuzione dei punti campione.

Tab. 25. Risultati dell'Analisi Permutazionale della Varianza (PERMANOVA) eseguita sui dati del peso secco delle quattro classi dimensionali di detrito (2000, 500, 63 e <63 μm . [$*$ = $p < 0.05$; $**$ = $p < 0.01$; $***$ = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$ pH: pH-A, pH-M, pH-SW, pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
pH	3	4217.5	23.039	***
Tempo=Te	6	6739	36.813	***
pHXTe	18	639.06	3.4911	***
Res	56	183.06		
Total	83			

Confronti a coppie	Gruppi	t	P(perm)
pH	pH-A, pH-M	2.775	***
	pH-A, pH-SW	3.9768	***
	pH-A, pH-C	3.0643	***
	pH-M, pH-SW	8.8915	***
	pH-M, pH-C	6.3898	***
	pH-SW, pH-C	3.8531	***
	Tempo	0, 3	2.8123
0, 6		2.2227	**
0, 17		5.1857	***
0, 66		7.498	***
0, 131		7.5972	***
0, 206		9.4747	***
3, 6		1.0262	n.s.
3, 17		4.6035	***
3, 66		8.2579	***
3, 131		7.8005	***
3, 206		11.956	***
6, 17		3.1735	**
6, 66		5.7049	***
6, 131		5.7459	***
6, 206		8.1922	***
17, 66		4.2418	***
17, 131		4.105	***
17, 206		7.9089	***
66, 131		1.1228	n.s.
66, 206		4.4721	***
131, 206	3.6324	***	

pHXTe	Gruppi	0 Giorni		3 Giorni		6 Giorni		17 Giorni			
		t	P(MC)	t	P(MC)	t	P(MC)	t	P(MC)		
	pH-A, pH-M	0.23929	n.s.	3.4222	*	0.10701	n.s.	6.3524	**		
	pH-A, pH-SW	0.7292	n.s.	2.5496	n.s.	1.3411	n.s.	3.5112	*		
	pH-A, pH-C	1.4132	n.s.	1.7796	n.s.	0.86995	n.s.	4.4628	**		
	pH-M, pH-SW	0.77353	n.s.	3.9144	**	3.5875	*	7.2427	***		
	pH-M, pH-C	2.2747	n.s.	4.0035	**	2.4436	n.s.	6.5145	**		
	pH-SW, pH-C	5.1764	**	1.5243	n.s.	3.1183	*	2.4448	*		
	66 Giorni	pH-A, pH-M	3.7212	*	0.83096	n.s.	2.6019	*			
		pH-A, pH-SW	3.4514	*	2.9494	*	2.1586	n.s.			
		pH-A, pH-C	3.3759	**	2.3112	*	7.0486	*			
		pH-M, pH-SW	7.0723	**	3.6544	*	2.2966	n.s.			
		pH-M, pH-C	5.3242	**	2.16	*	3.9884	*			
		pH-SW, pH-C	2.3488	n.s.	3.2829	**	2.5038	n.s.			
		Gruppi	pH-A	t	P(MC)	t	P(MC)	t	P(MC)	t	P(MC)
			0, 3	0.84796	n.s.	pH-M	2.7439	*	pH-SW	1.481	n.s.
	0, 6		0.82293	n.s.		1.8878	n.s.		2.9295	*	
	0, 17		1.7659	n.s.		4.9021	**		1.9377	n.s.	
	0, 66		2.3169	*		5.4422	**		3.8791	**	
	0, 131		2.6636	*		4.1016	**		6.4373	***	
	0, 206		3.2314	**		5.3116	**		4.3468	**	
	3, 6		1.0042	n.s.		1.5021	n.s.		1.0534	n.s.	
3, 17	6.37		**		1.8082	n.s.		1.3448	n.s.		
3, 66	5.9955		**		2.6133	*		3.939	**		
3, 131	5.3412		**		1.5573	n.s.		5.9841	**		
3, 206	15.023		***		2.4668	*		4.1048	**		
6, 17	0.9184	n.s.		5.5896	**		1.6651	n.s.			
6, 66	1.3058	n.s.		5.8849	**		5.2498	**			
6, 131	1.8338	n.s.		3.5995	*		8.5864	**			
6, 206	2.2671	n.s.		6.2134	**		4.3514	**			
17, 66	1.8339	n.s.		2.1392	n.s.		2.5778	n.s.			
17, 131	2.3468	*		2.0023	n.s.		4.0115	*			
17, 206	6.9041	**		2.1808	n.s.		2.9885	*			
66, 131	1.1512	n.s.		2.5678	*		2.7079	*			
66, 206	2.8574	*		2.1485	n.s.		2.0257	n.s.			
131, 206	1.0981	n.s.		1.657	n.s.		2.2859	*			

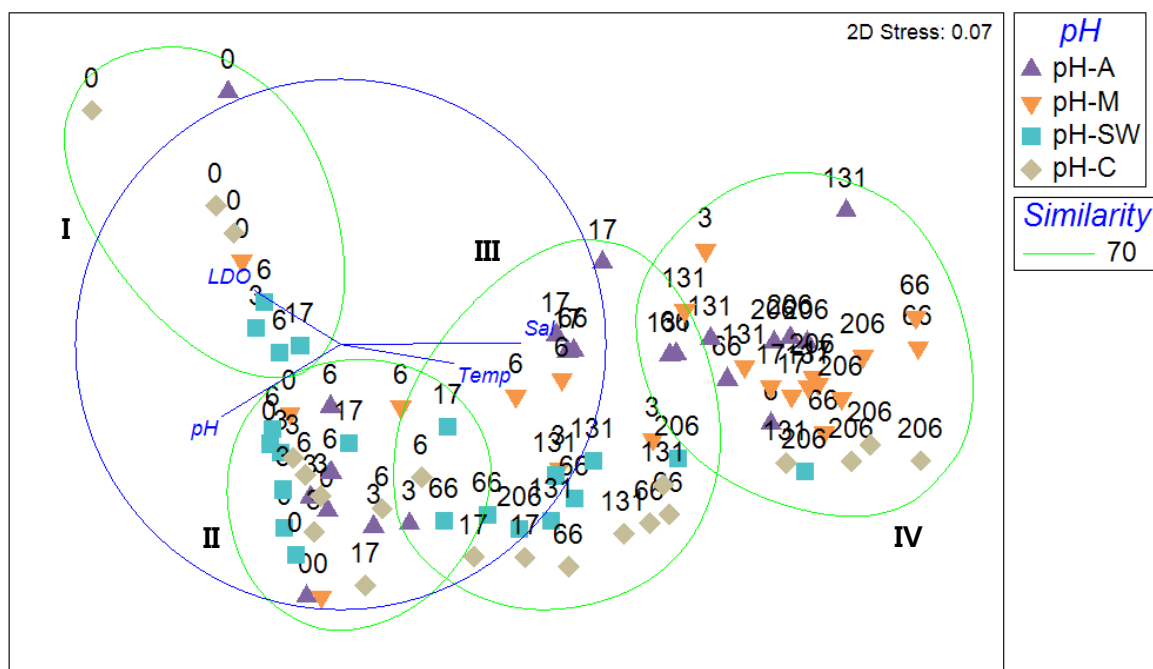


Fig. 22. Ordinamento nMDS, analisi dei *cluster* (similarità di Bray Curtis) e vettori di correlazione di Pearson delle variabili ambientali (LDO, pH, T°C e Sal) in base al sito di campionamento, dei punti campione relativi alle quattro classi dimensionali del detrito (2000, 500, 63 e <63 μ m) misurate ad ogni tempo di campionamento (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni). I dati sono log-trasformati e standardizzati.

4.3. Evoluzione delle caratteristiche del detrito

4.3.1. Il gradiente di confinamento: lo Stagnone di Marsala

I dati relativi alle analisi degli isotopi stabili di carbonio ($\delta^{13}\text{C}$) e azoto ($\delta^{15}\text{N}$), e del contenuto in carbonio organico (C%), azoto totale (N%) e del rapporto carbonio organico/azoto totale (C/N) condotte sui campioni di detrito fogliare fanerogamico (classe dimensionale 2000 μm) sono stati riportati in Tab. 24 e in Fig. 23.

Tab. 24. Valori medi e relative deviazioni standard (d.s.), dei valori di $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, C%, N% e C/N del detrito fanerogamico prelevato dalle *litterbag* ad ogni scadenza temporale (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni) nei tre siti (Laguna, Bocca e Mare).

SITO	TEMPO	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$		C%		N%		C/N	
		Media	ds	Media	ds	Media	ds	Media	ds	Media	ds
LAGUNA	0	-13.50	1.06	2.41	0.22	38.55	0.94	1.05	0.23	38.07	8.46
	3	-13.28	0.74	2.27	0.29	37.56	0.16	0.98	0.10	38.56	3.87
	7	-13.12	0.30	2.21	0.14	38.10	0.21	1.11	0.07	34.52	2.44
	14	-12.96	0.31	2.17	0.14	37.44	0.40	1.16	0.03	32.39	1.04
	47	-12.86	0.11	2.20	0.09	36.96	0.35	0.95	0.08	39.16	3.19
	101	-12.74	0.20	2.20	0.23	37.08	0.34	0.76	0.07	48.97	4.00
	152	-12.98	0.55	2.00	0.08	36.90	0.37	0.84	0.09	44.24	4.79
	221	-12.77	0.11	1.79	0.03	37.12	0.69	0.95	0.03	39.16	1.82
BOCCA	0	-13.89	0.33	2.00	0.28	38.04	0.58	1.09	0.11	35.12	3.19
	3	-13.34	0.20	2.30	0.20	38.21	0.75	1.08	0.18	36.07	6.69
	7	-13.71	0.57	2.12	0.16	38.30	0.39	1.21	0.07	31.86	1.98
	14	-13.01	0.03	2.34	0.20	38.03	0.35	1.12	0.05	33.89	1.84
	47	-12.85	0.16	2.16	0.03	36.97	0.39	0.97	0.07	38.28	2.87
	101	-13.23	0.18	2.31	0.20	36.39	0.24	1.06	0.09	34.52	3.00
	152	-13.02	0.11	2.36	0.39	36.25	0.85	1.27	0.19	29.10	5.09
	221	-12.97	0.41	2.37	0.05	35.01	1.10	1.07	0.09	32.85	1.90
MARE	0	-13.54	0.62	2.15	0.13	38.05	1.04	1.15	0.10	33.20	2.36
	3	-13.77	0.82	2.23	0.08	38.93	1.25	1.25	0.17	31.54	3.41
	7	-12.68	1.16	2.67	0.13	36.49	0.96	0.98	0.19	38.34	7.93
	14	-12.70	0.20	2.32	0.09	37.56	0.42	1.06	0.05	35.43	1.99
	47	-13.05	0.44	2.21	0.12	37.20	0.64	1.09	0.11	34.48	3.07
	101	-13.07	0.28	2.31	0.20	36.40	0.51	1.02	0.04	35.79	1.09
	152	-13.10	0.10	2.00	0.10	34.80	0.30	1.00	0.00	34.49	0.61
	221	-13.24	0.33	1.82	0.09	33.17	0.30	1.04	0.10	32.05	2.71

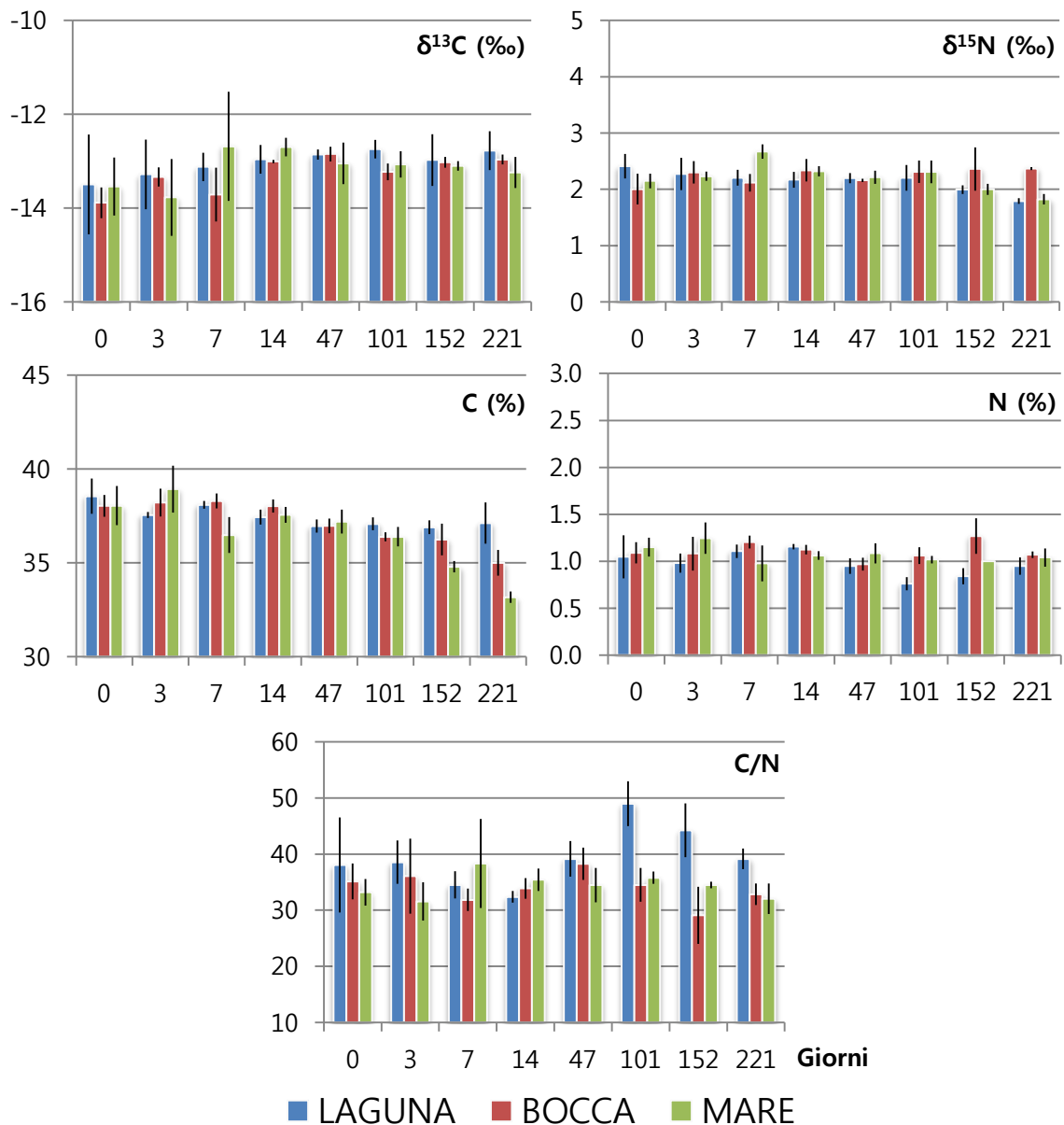


Fig. 23. Valori medi e relative deviazioni standard (d.s.), dei valori di $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, C%, N% e C/N del detrito fanerogamico prelevato dalle *litterbag* ad ogni scadenza temporale (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni) nei tre siti (Laguna, Bocca e Mare).

Composizione isotopica del carbonio. Il $\delta^{13}\text{C}$ ha mostrato un *range* di valori molto ristretto: da una media di $-13.6 \pm 0.7\text{‰}$ al primo tempo di campionamento (0 giorni) a valori finali medi di $-13.0 \pm 0.3\text{‰}$. L'andamento temporale dei dati è risultato essere comune nei tre siti di campionamento (Tab. 24; Fig. 23).

L'analisi della varianza (ANOVA) eseguita sui dati di $\delta^{13}\text{C}$ ha evidenziato differenze significative soltanto per il fattore Tempo ($p < 0.05$, Tab. 25) mentre tra i siti (fattore Confinamento) e per l'interazione Confinamento X Tempo non sono state riscontrate differenze significative (Tab. 25).

Tab. 25. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra Confinamento e Tempo, dei valori di $\delta^{13}\text{C}$ del detrito fanerogamico. [* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: La = Laguna, Bo = Bocca, Ma = Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
Confinamento=Co	0.6031	2	0.3015	1.250	ns
Tempo=Te	4.7102	7	0.6729	2.790	*
CoXTe	2.6419	14	0.1887	0.780	ns
	11.5892	48	0.2414		
Test di Cochran = ns					

Composizione isotopica dell'azoto. Il $\delta^{15}\text{N}$ ha mostrato dei valori medi compresi tra 1.8 ± 0.0 e 2.4 ± 0.2 ‰. I dati hanno permesso di evidenziare un andamento comune nei tre siti durante l'intero arco temporale dell'esperimento ed in particolare negli ultimi due tempi di campionamento (152, 221 giorni) per i siti "Mare" e "Laguna" che hanno presentato una composizione isotopica quasi sovrapponibile ("Mare", rispettivamente: 2.00 ± 0.10 e 1.82 ± 0.09 ‰; "Laguna", rispettivamente 2.00 ± 0.08 e 1.79 ± 0.03 ‰) (Tab. 24; Fig. 23).

L'ANOVA eseguita sui dati di $\delta^{15}\text{N}$ non ha evidenziato differenze significative tra i siti (Fattore Confinamento), mentre ha fatto registrare differenze significative per il fattore Tempo ($p < 0.01$) e per l'interazione Confinamento X Tempo ($p < 0.001$) (Tab. 26). I test SNK relativi all'interazione Confinamento X Tempo hanno evidenziato come, in generale, durante l'esperimento non sono state riscontrate differenze significative tra i siti, ad eccezione del terzo tempo di campionamento (7 giorni), in cui il sito "Mare" ha mostrato dei dati significativamente più elevati ($p < 0.01$) rispetto agli altri siti e durante gli ultimi due tempi di campionamento (152, 221 giorni) in cui, invece, è stato il sito "Bocca" a mostrare dei dati significativamente più elevati ($p < 0.05$) rispetto agli altri siti (Tab. 26).

Tab. 27. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra Confinamento e Tempo, dei valori di C% del detrito fanerogamico. [*= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: La = Laguna, Bo = Bocca, Ma = Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
Confinamento=Co	9.6218	2	4.8109	11.700	***
Tempo=Te	77.3868	7	11.0553	26.900	***
CoXTe	31.3922	14	2.2423	5.460	***
	19.7300	48	0.4110		
<hr/>					
	Co		Ma < Bo** = La		
	Te		221 < 152** < 101* = 47 = 7 = 14 = 0 = 3		
SNK		Co(Te) 0	Bo = Ma = La		
		Co(Te) 3	La = Bo = Ma		
		Co(Te) 7	Ma < La** = Bo	Te(Co) La	152 = 47 = 101 = 221 = 14 = 3 = 7 = 0
		Co(Te) 14	La = Ma = Bo	Te(Co) Bo	221 < 152* = 101 = 47 = 14 = 0 = 3 = 7
	CoXTe	Co(Te) 47	La = Bo = Ma	Te(Co) Ma	221 < 152** < 101** = 7 = 47 = 14 = 0 = 3
		Co(Te) 101	Bo = Ma = La		
		Co(Te) 152	Ma < Bo** = La		
		Co(Te) 221	Ma < Bo** < La**		
<hr/>					
Test di Cochran = ns					

Contenuto in azoto totale. Il contenuto in azoto totale (N%) ha mostrato dei valori compresi in un *range* molto ristretto, tra 0.76 ± 0.07 e $1.25 \pm 0.17\%$. Durante l'esperimento i dati hanno evidenziato un andamento altalenante (Fig. 17), sebbene in generale sia stata riscontrata una leggera diminuzione dei valori tra il primo (0 giorni) e l'ultimo tempo di campionamento (221 giorni): $\Delta = 0.10, 0.02, 0.11\%$, rispettivamente nei siti "Laguna", "Bocca" e "Mare" (Tab. 24; Fig. 23).

L'analisi della varianza (ANOVA) eseguita sui dati di N% ha evidenziato differenze significative tra i siti (Fattore Confinamento) e tra i tempi e per l'interazione Confinamento X Tempo ($p < 0.001$, Tab. 28). I test SNK relativi all'interazione Confinamento X Tempo hanno evidenziato differenze significative tra i siti solo durante il sesto ed il settimo tempo di campionamento (101, 152 giorni) (Tab. 28). In particolare, durante il sesto tempo i valori relativi al sito "Laguna" sono risultati significativamente più bassi ($p < 0.01$) rispetto al sito "Mare" mentre durante il settimo tempo i dati relativi al sito "Bocca" sono risultati significativamente più elevati degli altri due siti ($p < 0.01$) (Tab. 28).

Tab. 28. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra Confinamento e Tempo, dei valori di N% del detrito fanerogamico. [*= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: La = Laguna, Bo = Bocca, Ma = Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
Confinamento=Co	0.2347	2	0.1174	9.440	***
Tempo=Te	0.2287	7	0.0327	2.630	*
CoXTe	0.4723	14	0.0337	2.710	**
	0.5964	48	0.0124		
<hr/>					
	Co		La < Ma** = Bo		
	Te		101 = 47 = 221 = 152 = 0 = 7 = 3 = 14		
SNK		Co(Te) 0	La = Bo = Ma		
		Co(Te) 3	La = Bo = Ma		
		Co(Te) 7	Ma = La = Bo	Te(Co) La	101 = 152 = 47 = 221 = 3 = 0 = 7 = 14
		Co(Te) 14	Ma = Bo = La	Te(Co) Bo	47 = 101 = 221 = 3 = 0 = 47 = 7 = 152
		Co(Te) 47	La = Bo = Ma	Te(Co) Ma	7 = 152 = 101 = 221 = 14 = 47 = 0 = 3
		Co(Te) 101	La < Ma** = Bo		
		Co(Te) 152	La = Ma < Bo**		
		Co(Te) 221	La = Ma = Bo		
<hr/>					
Test di Cochran = ns					

Rapporto carbonio organico/azoto totale. I valori relativi al rapporto C/N sono risultati abbastanza stabili nei primi cinque tempi di campionamento con una media di 35.30 nei tre siti considerati. Nei tempi successivi l'andamento è rimasto costante per i siti "Bocca" e "Mare", mentre il sito "Laguna" ha raggiunto i valori massimi al sesto tempo di campionamento (101 giorni, 48.97 ± 4.00) (Tab. 24; Fig. 23).

L'ANOVA ha evidenziato differenze significative tra i siti (Fattore Confinamento, $p < 0.001$), tra i tempi (Fattore Tempo, $p < 0.05$) e per l'interazione Confinamento X Tempo ($p < 0.01$, Tab. 29). I test SNK relativi all'interazione Confinamento X Tempo hanno evidenziato differenze significative tra i siti soltanto durante il sesto e il settimo tempo di campionamento (101 e 152 giorni), mostrando come il sito "Laguna" abbia fatto registrare i valori significativamente più elevati. Al contrario non è invece possibile evidenziare un *trend* in relazione ai tempi di campionamento che non risultano essere significativamente diversi tra loro separatamente per ogni sito (Tab. 29).

Tab. 29. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra Confinamento e Tempo, dei valori di C/N del detrito fanerogamico. [*= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: La = Laguna, Bo = Bocca, Ma = Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
Confinamento=Co	450.7222	2	225.3611	16.300	***
Tempo=Te	219.6935	7	31.3848	2.270	*
CoXTe	602.4937	14	43.0353	3.110	**
	663.8380	48	13.8300		
<hr/>					
	Co		Bo=Ma<La**		
	Te		14=221=7=3=0=152=47=101		
SNK		Co(Te) 0	Ma=Bo=La		
		Co(Te) 3	Ma=Bo=La		
		Co(Te) 7	Bo=La=Ma	Te(Co) La	14=7=0=3=47=221=152=101
		Co(Te) 14	La=Bo=Ma	Te(Co) Bo	152=7=221=14=101=3=0=47
		Co(Te) 47	Ma=Bo=La	Te(Co) Ma	3=221=0=47=152=14=101=7
		Co(Te) 101	Bo=Ma<La**		
		Co(Te) 152	Bo=Ma<La**		
		Co(Te) 221	Ma=Bo=La		
<hr/>					
Test di Cochran = ns					

I dati relativi alle analisi del $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, C%, N% e C:N del detrito fanerogamico sono stati quindi posti all'interno di un'unica matrice ed analizzati secondo un approccio multivariato.

L'Analisi Permutazione della Varianza (PERMANOVA) effettuata sui dati delle caratteristiche del detrito, ha evidenziato differenze altamente significative per i due fattori considerati Confinamento e Tempo e per la loro interazione (Tab. 30). In particolare andando ad analizzare i singoli confronti a coppie per l'interazione CoXTe è evidenziabile come in relazione ai diversi tempi di campionamento, soltanto il sesto, settimo e ottavo tempo di campionamento (101, 152 e 221 giorni) abbiano mostrato differenze significative per tutti i confronti mentre solo nell'ultimo tempo di campionamento è stata evidenziata una differenza significativa tra i siti "Mare" e "Bocca" ($p < 0.05$).

L'nMDS ha permesso una rappresentazione bidimensionale dei punti campione che non hanno evidenziato una chiara suddivisione nello spazio in relazione ai fattori considerati (Confinamento e Tempo) e con un elevato *stress* nella distribuzione dei punti (0.15). Inoltre, l'analisi dei *cluster* sovrapposta al grafico non ha permesso di identificare raggruppamenti dei punti campione in relazione ai fattori considerati (Confinamento e Tempo). La correlazione mediante il coefficiente di Pearson degli assi dell'nMDS con le variabili ambientali indagate per la caratterizzazione ambientale dell'area di studio ha mostrato come soltanto la temperatura ($r = 0.38$ con l'MDS2) sembri influenzare in misura maggiore la distribuzione dei punti campione rispetto al pH, salinità e ossigeno disciolto ($r < |0.2|$) (Fig. 24).

L'analisi delle correlazioni di Pearson effettuate per indagare se le variabili C%, N%, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e C:N risultino correlate con i dati relativi alla dinamica decompositiva del detrito, ha evidenziato come in relazione al primo asse il C% e il $\delta^{13}\text{C}$ abbiano presentato i più alti valori di correlazione (rispettivamente, $r = -0.7$ e 0.4), rispetto all'N%, al $\delta^{15}\text{N}$ e al C:N ($r < |0.3|$) (Fig. 25).

Tab. 30. Risultati dell'Analisi Permutazionale della Varianza (PERMANOVA) eseguita sui dati di $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, C%, N% e C:N del detrito fanerogamico. [*= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: Laguna, Bocca, Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Confinamento=Co	2	17.67	6.4435	***
Tempo=Te	7	12.62	4.6021	***
CoXTe	14	7.1206	2.5966	***
Res	48	2.7423		
Total	71			

Confronti a coppie	Gruppi	t	P(perm)
Confinamento	LAGUNA, BOCCA	3.1948	***
	LAGUNA, MARE	2.7849	***
	BOCCA, MARE	1.1475	n.s.
Tempo	0, 3	0.45827	n.s.
	0, 7	1.1211	n.s.
	0, 14	1.8781	*
	0, 47	2.0694	*
	0, 101	2.4295	**
	0, 152	2.1527	**
	0, 221	3.1953	***
	3, 7	0.76224	n.s.
	3, 14	1.5409	n.s.
	3, 47	1.9747	*
	3, 101	2.3778	**
	3, 152	2.1796	**
	3, 221	3.4145	***
	7, 14	0.83768	n.s.
	7, 47	1.5116	n.s.
	7, 101	1.9838	n.s.
	7, 152	1.7698	n.s.
	7, 221	3.0651	***
	14, 47	2.4279	**
	14, 101	3.4292	***
	14, 152	2.4136	**
	14, 221	4.8512	***
47, 101	1.3975	n.s.	
47, 152	1.3582	n.s.	
47, 221	3.2993	***	
101, 152	1.7911	n.s.	
101, 221	3.4971	***	
152, 221	1.3133	n.s.	

CoXTe	Gruppi	t		P(MC)	
		t	P(MC)	t	P(MC)
0 Giorni	LAGUNA, MARE	0.78021	n.s.	1.4674	n.s.
	LAGUNA, BOCCA	0.95412	n.s.	0.56749	n.s.
	MARE, BOCCA	0.75816	n.s.	0.98442	n.s.
14 Giorni	LAGUNA, MARE	1.6824	n.s.	1.3567	n.s.
	LAGUNA, BOCCA	1.1471	n.s.	0.36633	n.s.
	MARE, BOCCA	1.1512	n.s.	1.2245	n.s.
152 Giorni	LAGUNA, MARE	2.7526	*	4.3258	**
	LAGUNA, BOCCA	2.6711	*	3.7157	**
	MARE, BOCCA	1.9398	n.s.	2.6787	*

Gruppi	t		P(MC)		
	t	P(MC)	t	P(MC)	
0, 3	LAGUNA	0.49835	n.s.	BOCCA	1.0694
	MARE	0.71709	n.s.	MARE	0.91029
0, 14	LAGUNA	1.0866	n.s.	BOCCA	1.9399
	MARE	1.0397	n.s.	MARE	2.2386
0, 47	LAGUNA	1.7054	n.s.	BOCCA	1.7943
	MARE	1.4325	n.s.	MARE	1.6359
0, 101	LAGUNA	1.6846	n.s.	BOCCA	2.581
	MARE	0.92927	n.s.	MARE	3.2781
0, 152	LAGUNA	1.3668	n.s.	BOCCA	1.0823
	MARE	0.73777	n.s.	MARE	1.7958
0, 221	LAGUNA	1.8488	n.s.	BOCCA	0.62427
	MARE	1.3082	n.s.	MARE	1.9696
3, 7	LAGUNA	1.7663	n.s.	BOCCA	1.2962
	MARE	0.95742	n.s.	MARE	1.448
3, 14	LAGUNA	2.0197	n.s.	BOCCA	0.98316
	MARE	3.6882	**	MARE	1.975
3, 47	LAGUNA	2.6222	*	BOCCA	1.3182
	MARE	3.2982	*	MARE	2.8399
3, 101	LAGUNA	3.2982	*	BOCCA	1.7573
	MARE	0.95742	n.s.	MARE	3.2935
3, 152	LAGUNA	2.0197	n.s.	BOCCA	1.75
	MARE	3.6882	**	MARE	1.0059
3, 221	LAGUNA	2.6222	*	BOCCA	2.8946
	MARE	3.2982	*	MARE	1.1958
7, 14	LAGUNA	0.95742	n.s.	BOCCA	1.9714
	MARE	2.0197	n.s.	MARE	0.93564
7, 47	LAGUNA	3.6882	**	BOCCA	1.4503
	MARE	2.6222	*	MARE	1.7808
7, 101	LAGUNA	2.6222	*	BOCCA	2.7335
	MARE	3.2982	*	MARE	2.4191
7, 152	LAGUNA	3.2982	*	BOCCA	2.2933
	MARE	0.95742	n.s.	MARE	0.92929
7, 221	LAGUNA	2.5265	*	BOCCA	1.4421
	MARE	2.5265	*	MARE	1.4289
14, 47	LAGUNA	4.3146	**	BOCCA	1.2394
	MARE	4.3146	**	MARE	4.4822
14, 101	LAGUNA	3.0647	*	BOCCA	2.2772
	MARE	3.0647	*	MARE	4.9732
14, 152	LAGUNA	3.7949	**	BOCCA	1.6301
	MARE	3.7949	**	MARE	0.8376
14, 221	LAGUNA	2.3144	n.s.	BOCCA	1.9715
	MARE	2.3144	n.s.	MARE	2.2626
47, 101	LAGUNA	1.4106	n.s.	BOCCA	2.2766
	MARE	1.4106	n.s.	MARE	3.2313
47, 152	LAGUNA	2.5239	*	BOCCA	1.166
	MARE	2.5239	*	MARE	2.402
47, 221	LAGUNA	1.1936	n.s.	BOCCA	1.1159
	MARE	1.1936	n.s.	MARE	3.4538
101, 152	LAGUNA	1.1936	n.s.	BOCCA	1.1217
	MARE	1.1936	n.s.	MARE	2.1233
101, 221	LAGUNA	3.1831	*		
	MARE	3.1831	*		
152, 221	LAGUNA	1.5675	n.s.		
	MARE	1.5675	n.s.		

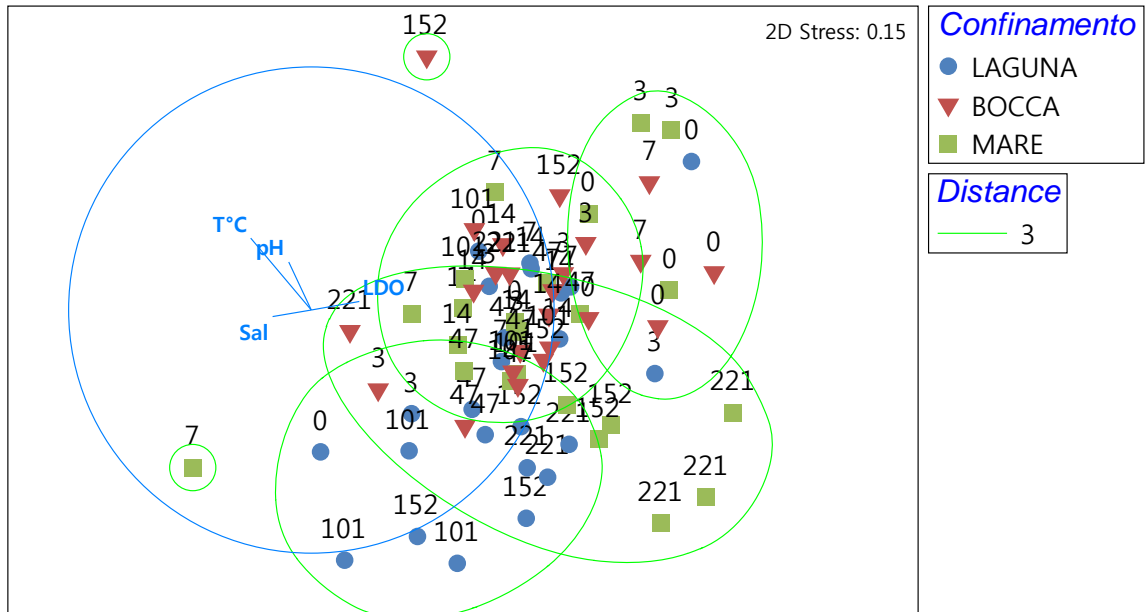


Fig. 24. Ordinamento nMDS, analisi dei *cluster* (distanze Euclidee) e vettori di correlazione di Pearson delle variabili ambientali (LDO, pH, T°C e Sal) in base al sito di campionamento, dei punti campione relativi alle caratteristiche del detrito ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, C%, N% e C:N) misurate ad ogni tempo di campionamento (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni). I dati sono normalizzati.

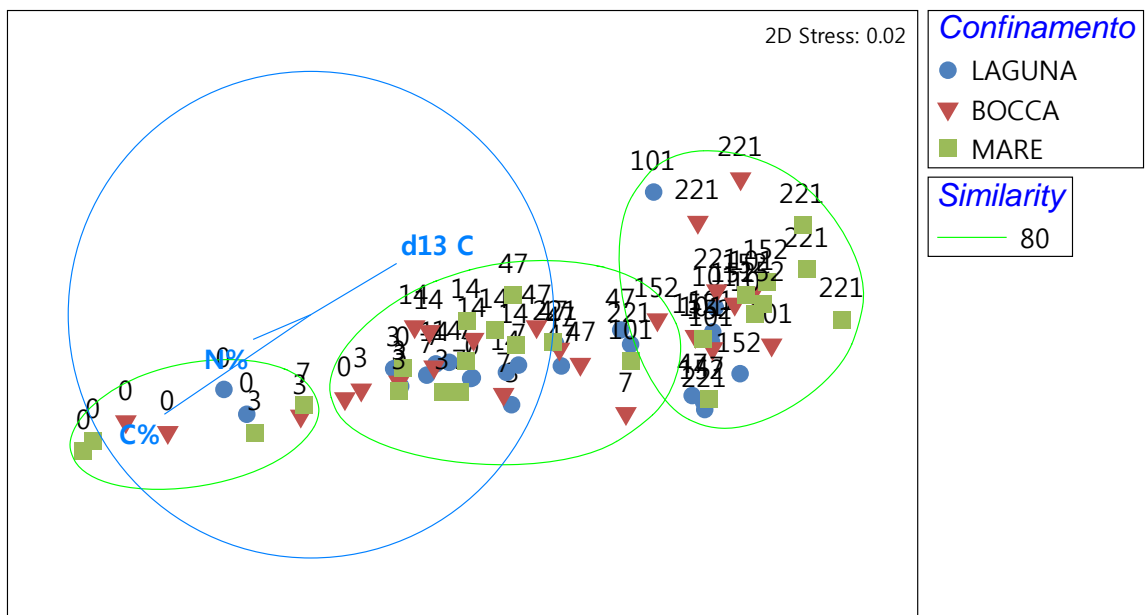


Fig. 25. Ordinamento nMDS, analisi dei *cluster* (matrice di similarità) e vettori di correlazione di Pearson delle variabili relative alle caratteristiche del detrito ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, C%, N% e C:N) in base al sito di campionamento, dei punti campione relativi alle quattro classi dimensionali del detrito (2000, 500, 63 e <63 μm) misurate ad ogni tempo di campionamento (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni). I dati sono log-trasformati e standardizzati.

4.3.2. Il gradiente di acidificazione: la Baia di Levante (Isola di Vulcano, Arcipelago delle Isole Eolie)

I dati relativi alle analisi degli isotopi stabili di carbonio ($\delta^{13}\text{C}$) e azoto ($\delta^{15}\text{N}$), e del contenuto di carbonio organico (C%), azoto totale (N%), del rapporto carbonio organico / azoto totale (C/N) condotte sui campioni di detrito fogliare fanerogamico (classe dimensionale 2000 μm) sono stati riportati in Tab. 31 e in Fig. 26.

Tab. 31. Valori medi e relative deviazioni standard (d.s.), dei valori di $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, C%, N% e C/N del detrito fanerogamico prelevato dalle *litterbag* ad ogni scadenza temporale (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni) nei quattro siti (pH-A, pH-M, pH-SW e pH-C).

SITO	TEMPO	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$		C%		N%		C/N	
		Media	ds	Media	ds	Media	ds	Media	ds	Media	ds
pH-A	0	-12.45	0.22	4.21	0.07	37.25	0.99	1.86	0.17	20.15	1.98
	3	-12.49	0.96	3.79	0.21	38.24	1.46	2.00	0.39	19.67	3.81
	6	-12.10	0.37	2.86	0.12	39.80	0.93	1.66	0.36	24.61	4.41
	17	-12.24	0.58	2.95	0.26	41.31	0.79	1.80	0.49	23.88	5.31
	66	-11.57	0.19	2.88	0.16	37.12	1.94	1.58	0.37	24.20	5.05
	131	-12.09	0.43	2.80	0.37	36.88	0.95	1.52	0.13	24.38	1.82
	206	-12.49	0.51	2.61	0.30	36.41	1.11	1.91	0.12	19.12	1.43
pH-M	0	-12.22	0.26	4.04	0.11	36.78	0.65	1.91	0.11	19.32	1.40
	3	-12.58	1.10	3.61	0.18	36.60	2.75	1.76	0.32	21.20	3.72
	6	-11.93	0.41	2.98	0.19	41.23	0.34	1.61	0.26	26.10	4.03
	17	-11.79	0.33	3.06	0.21	42.00	1.01	1.47	0.22	28.91	3.42
	66	-11.97	0.21	2.98	0.19	38.02	0.93	1.46	0.26	26.57	4.62
	131	-12.73	0.32	2.67	0.14	38.63	1.16	1.96	0.23	19.92	2.61
	206	-12.83	0.35	2.40	0.37	32.21	2.25	1.88	0.65	17.69	4.07
pH-SW	0	-12.56	0.20	3.92	0.14	37.55	0.89	2.09	0.13	18.07	1.49
	3	-12.63	0.30	3.73	0.47	38.44	1.29	1.85	0.44	21.62	5.16
	6	-11.91	0.63	3.09	0.27	41.58	1.06	1.85	0.18	22.60	1.66
	17	-12.09	0.03	2.63	0.31	42.43	0.12	1.60	0.08	26.55	1.29
	66	-11.99	0.27	2.90	0.43	37.38	1.47	1.31	0.06	28.60	2.05
	131	-11.93	0.55	2.50	0.14	38.30	0.53	1.18	0.22	33.12	5.29
	206	-12.24	0.14	2.13	0.26	32.56	0.31	1.18	0.06	27.58	1.17
pH-C	0	-11.67	0.86	3.97	0.28	36.59	0.56	1.66	0.32	22.57	4.43
	3	-12.60	0.56	3.06	0.35	39.88	0.41	1.89	0.13	21.21	1.42
	6	-12.12	0.43	3.12	0.14	40.89	0.90	1.48	0.24	28.14	4.44
	17	-12.29	0.32	2.93	0.40	41.34	0.78	1.40	0.05	29.49	0.93
	66	-11.48	0.74	2.89	0.21	37.54	0.54	0.93	0.13	40.96	5.21
	131	-12.48	0.43	2.64	0.09	37.68	1.22	1.21	0.25	31.85	6.28
	206	-12.13	0.28	2.25	0.22	35.24	2.28	1.52	0.06	23.24	1.93

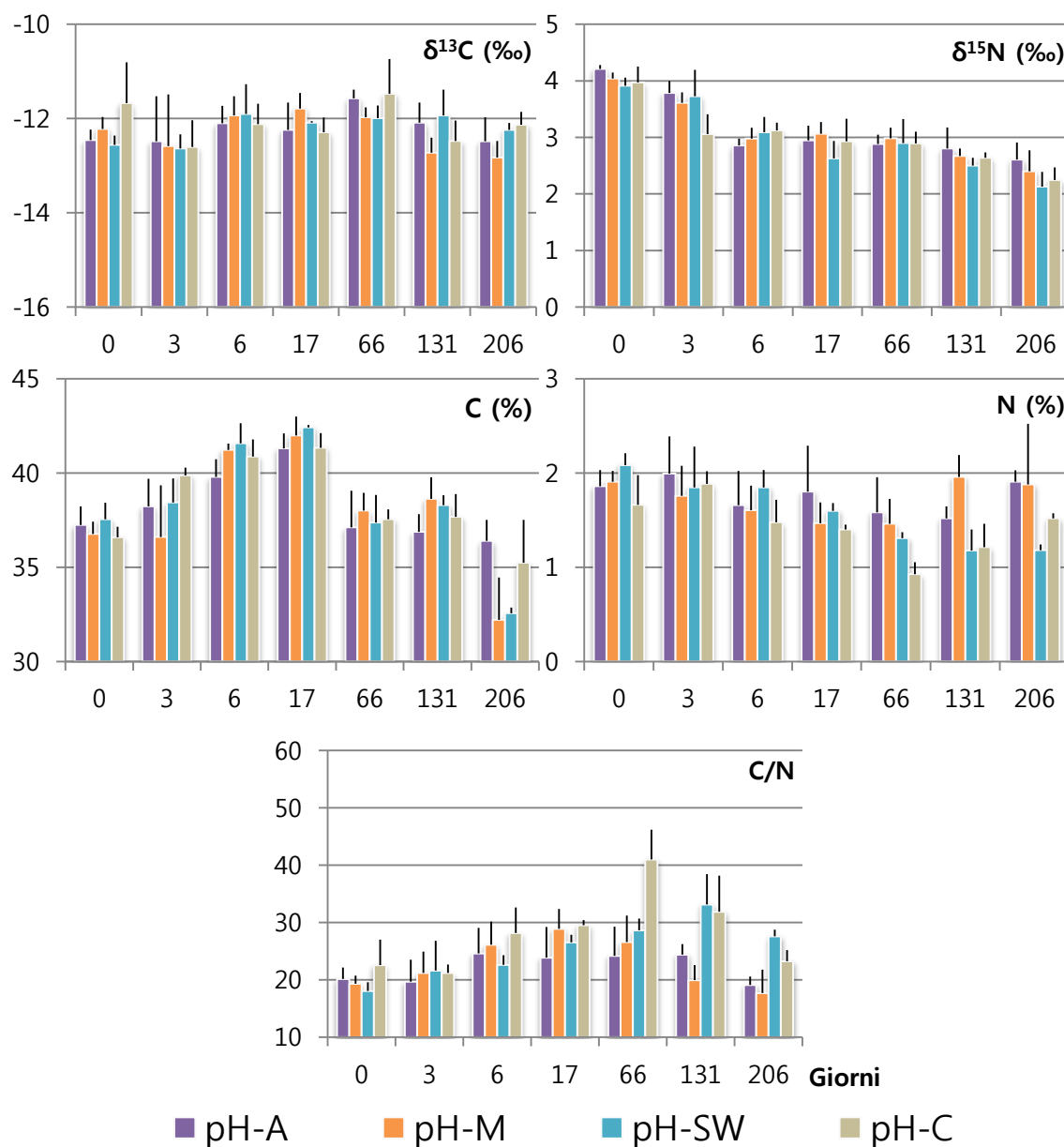


Fig. 26. Valori medi e relative deviazioni standard (d.s.), dei valori di $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, C%, N% e C/N del detrito fanerogamico prelevato dalle *litterbag* ad ogni scadenza temporale (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni) nei quattro siti (pH-A, pH-M, pH-SW e pH-C).

Composizione isotopica del carbonio. Il $\delta^{13}\text{C}$ ha mostrato un *range* di valori molto ristretto: da una media di $-12.2 \pm 0.5\text{‰}$ al primo tempo di campionamento (0 giorni) a valori finali medi di $-12.4 \pm 0.4\text{‰}$. L'andamento temporale dei dati è risultato essere comune nei quattro siti di campionamento (Tab. 31; Fig. 26).

L'analisi della varianza (ANOVA) eseguita sui dati di $\delta^{13}\text{C}$ ha evidenziato differenze significative soltanto per il fattore Tempo ($p < 0.01$, Tab. 31) mentre tra i siti

(fattore pH) e per l'interazione pH X Tempo non sono state riscontrate differenze significative (Tab. 32).

Tab. 32. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra pH e Tempo, dei valori di $\delta^{13}\text{C}$ del detrito fanerogamico. [* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); pH: pH-A, pH-M, pH-SW e pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
pH	0.3563	3	0.1188	0.490	n.s.
Tempo=Te	5.3351	6	0.8892	3.640	**
pHXTe	4.3529	18	0.2418	0.990	n.s.
	13.6616	56	0.2440		
Test di Cochran = ns					

Composizione isotopica dell'azoto. Il $\delta^{15}\text{N}$ ha mostrato un *range* di valori compreso tra una media di 4.0 ± 0.2 e $2.4 \pm 0.3\text{‰}$ rispettivamente all'inizio e alla fine dell'esperimento. L'andamento temporale dei dati è risultato comune ai quattro siti di campionamento (Tab. 31; Fig. 26).

L'analisi della varianza (ANOVA) eseguita sui dati di $\delta^{15}\text{N}$ ha evidenziato differenze significative soltanto per il fattore Tempo ($p < 0.01$) mentre tra i siti (fattore pH) e per l'interazione pH X Tempo non sono state riscontrate differenze significative (Tab. 33).

Tab. 33. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra pH e Tempo, dei valori di $\delta^{15}\text{N}$ del detrito fanerogamico. [* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); pH: pH-A, pH-M, pH-SW e pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
pH	0.4985	3	0.1662	2.490	n.s.
Tempo=Te	22.9701	6	3.8284	57.460	***
pHXTe	1.6337	18	0.0908	1.360	n.s.
	3.7311	56	0.0666		
Test di Cochran = ns					

Contenuto in carbonio organico. Il contenuto in carbonio organico (C%) del detrito fanerogamico ha mostrato dei valori compresi tra 32.21 ± 2.25 e $42.43 \pm 0.12\%$

+0.05, -0.03, -0.91 e -0.14%, rispettivamente nei siti "pH-A", "pH-M", "pH-SW" e "pH-C" (Tab. 31; Fig. 26).

L'analisi della varianza (ANOVA) eseguita sui dati di N% ha evidenziato differenze significative solo tra i siti (Fattore pH) e tra i tempi di campionamento (Fattore Tempo) ma non per l'interazione tra i due fattori (Tab. 35).

Tab. 35. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra pH e Tempo, dei valori di N% del detrito fanerogamico. [*= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); pH: pH-A, pH-M, pH-SW e pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
pH	1.3993	3	0.4664	6.010	**
Tempo=Te	3.3577	6	0.5596	7.210	***
pHXTe	2.4949	18	0.1386	1.790	n.s.
	4.3473	56	0.0776		
Test di Cochran = ns					

Rapporto carbonio organico/azoto totale. I dati relativi al rapporto C/N hanno mostrato un aumento dei valori durante l'esperimento raggiungendo i valori massimi durante il quinto ed il sesto tempo di campionamento 40.96 ± 5.21 (pH-C, 66 giorni). In particolare dopo il quinto tempo di campionamento, i siti "pH-A" e "pH-M" hanno invece mostrato un andamento inverso con una progressiva diminuzione dei valori fino alla fine dell'esperimento (Tab. 31; Fig. 26).

L'ANOVA ha evidenziato differenze significative tra i siti (Fattore pH, $p < 0.001$), tra i tempi (Fattore Tempo, $p < 0.001$) e per l'interazione pH X Tempo ($p < 0.01$, Tab. 36). I test SNK relativi all'interazione pH X Tempo hanno evidenziato differenze significative tra i siti soltanto durante il quinto ed il sesto tempo di campionamento (66 e 131 giorni), ma è possibile mettere in evidenza un *trend* generale dei valori con i siti "pH-A" e "pH-M" che sono risultati significativamente inferiori rispetto ai siti "pH-SW" e "pH-C" ($p < 0.05$). In relazione ai tempi di campionamento separatamente per ogni sito è evidenziabile come solo nel sito "pH-C" siano state riscontrate differenze significative tra i valori con il quinto tempo che ha mostrato valori significativamente più elevati rispetto agli altri tempi di campionamento ($p < 0.01$; Tab. 36).

Tab. 36. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra pH e Tempo, dei valori di C/N del detrito fanerogamico. [*= p<0.05; **= p<0.01; ***= p <0.001; ns = differenza non significativa (p>0.05); pH: pH-A, pH-M, pH-SW e pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
pH	459.4869	3	153.1623	11.340	***
Tempo=Te	1026.1461	6	171.0244	12.660	***
pHxTe	704.4533	18	39.1363	2.900	**
	756.6831	56	13.5122		
<hr/>					
	pH	pH-A=pH-M<pH-SW*<pH-C*			
	Te	0=3=206<6*=17=131=66			
SNK		pH(Te) 0	pH-SW=pH-M=pH-A=pH-C		
		pH(Te) 3	pH-A=pH-M=pH-C=pH-SW		
		pH(Te) 6	pH-SW=pH-A=pH-M=pH-C		
		pHxTe	pH(Te) 17	pH-A=pH-SW=pH-M=pH-C	
		pH(Te) 66	pH-A=pH-M=pH-SW<pH-C**		Te(pH) pH-A
		pH(Te) 131	pH-M=pH-A<pH-C*=pH-SW		Te(pH) pH-M
		pH(Te) 206	pH-M=pH-A=pH-C=pH-SW		Te(pH) pH-SW
			Te(pH) pH-C	206=3=0=17=66=131=6	
				206=0=131=3=6=66=17	
				0=3=6=17=206=66=131	
				3=0=206=6=17=131<66**	
<hr/>					
Test di Cochran = ns					

I dati relativi alle analisi del $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, C%, N% e C:N del detrito fanerogamico sono stati quindi posti all'interno di un'unica matrice ed analizzati secondo un approccio multivariato.

L'analisi multivariata PERMANOVA, effettuata sui dati delle caratteristiche del detrito, ha evidenziato differenze altamente significative tra i due fattori considerati pH e Tempo e per la loro interazione (Tab. 37). In particolare andando ad analizzare i singoli confronti a coppie per l'interazione pHXTe è evidenziabile come in relazione ai diversi tempi di campionamento, sono state riscontrate differenze significative soltanto durante gli ultimi tre tempi di campionamento (66, 131 e 206 giorni)

L'nMDS ha permesso una rappresentazione bidimensionale dei punti campione che non evidenziano una chiara suddivisione nello spazio in relazione ai fattori considerati (pH e Tempo) e con un elevato *stress* nella distribuzione dei punti (0.14). Inoltre, l'analisi dei *cluster* sovrapposta al grafico non permette di identificare raggruppamenti dei punti campione in relazione ai fattori considerati (pH e Tempo).

La correlazione tramite il coefficiente di Pearson degli assi dell'nMDS con le variabili ambientali indagate per la caratterizzazione ambientale dell'area di studio ha mostrato come la temperatura e l'ossigeno disciolto mostrino una buona correlazione con il primo asse (rispettivamente $r=0.49$ e $r=-0.58$ con l'MDS1) e la salinità e, in misura minore, anche il pH con il secondo asse (rispettivamente $r=-0.76$ e $r=0.29$ con l'MDS2) (Fig. 27).

L'analisi delle correlazioni di Pearson effettuate per indagare se le variabili C%, N%, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e C:N risultino correlate con i dati relativi alla dinamica decompositiva del detrito, ha evidenziato come in relazione al primo asse il $\delta^{15}\text{N}$ e il C% abbiano presentato i più alti valori di correlazione (rispettivamente, $r=0.6$ e 0.3), rispetto all'N%, al $\delta^{13}\text{C}$ e al C:N ($r<|0.3|$) (Fig. 28).

Tab. 37. Risultati dell'Analisi Permutazionale della Varianza (PERMANOVA) eseguita sui dati di $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, C%, N% e C:N del detrito fanerogamico. [*= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$ pH: pH-A, pH-M, pH-SW, pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
pH	3	8.7451	3.997	***
Tempo=Te	6	33.107	15.132	***
pHXTe	18	3.7557	1.7166	**
Res	56	2.1879		
Total	83			

Confronti a coppie	Gruppi	t	P(perm)
pH	pH-A, pH-M	0.51472	n.s.
	pH-A, pH-SW	1.8219	*
	pH-A, pH-C	2.9189	***
	pH-M, pH-SW	1.4984	n.s.
	pH-M, pH-C	2.6368	**
	pH-SW, pH-C	1.4891	n.s.
Tempo	0, 3	1.6882	n.s.
	0, 6	4.7398	***
	0, 17	5.8673	***
	0, 66	5.7602	***
	0, 131	5.5319	***
	0, 206	5.7973	***
	3, 6	2.7091	**
	3, 17	3.3363	***
	3, 66	3.9938	***
	3, 131	3.1458	***
	3, 206	3.6613	***
	6, 17	1.0314	n.s.
	6, 66	3.1265	***
	6, 131	2.6665	***
	6, 206	4.9364	***
	17, 66	3.3902	***
	17, 131	2.8768	***
	17, 206	5.5518	***
66, 131	2.2713	**	
66, 206	4.3293	***	
131, 206	3.0862	***	

pHXTe	Gruppi	t		P(MC)		t		P(MC)		
		t	P(MC)	t	P(MC)	t	P(MC)	t	P(MC)	
0 Giorni	pH-A, pH-M	0.95365	n.s.	0.50149	n.s.	0.6255	n.s.	1.1428	n.s.	
	pH-A, pH-SW	1.4528	n.s.	0.36043	n.s.	0.87465	n.s.	0.83952	n.s.	
	pH-A, pH-C	1.3286	n.s.	0.95836	n.s.	0.85453	n.s.	1.1157	n.s.	
	pH-M, pH-SW	1.5834	n.s.	0.41257	n.s.	0.80841	n.s.	1.4173	n.s.	
	pH-M, pH-C	1.0877	n.s.	0.95032	n.s.	0.61351	n.s.	1.1661	n.s.	
	pH-SW, pH-C	1.7615	n.s.	0.97395	n.s.	1.2754	n.s.	1.5842	n.s.	
	66 Giorni	pH-A, pH-M	0.8514	n.s.	2.139	n.s.	1.1128	n.s.		
		pH-A, pH-SW	1.1918	n.s.	1.7164	n.s.	3.7791	**		
		pH-A, pH-C	2.4856	*	1.523	n.s.	1.6886	n.s.		
		pH-M, pH-SW	0.63897	n.s.	3.1807	*	1.9569	n.s.		
		pH-M, pH-C	2.4403	*	2.6604	*	1.4342	n.s.		
		pH-SW, pH-C	2.136	n.s.	0.86948	n.s.	2.1552	*		
	131 Giorni	pH-A, pH-M	0.63968	n.s.	0.73233	n.s.	0.88687	n.s.	1.9356	n.s.
		0, 3	2.8159	*	3.3632	**	2.7738	*	1.7913	n.s.
		0, 6	2.169	*	4.2703	**	6.5668	**	2.3438	*
		0, 17	2.9111	*	3.1684	**	4.578	**	2.6888	*
		0, 66	3.3438	*	3.5036	**	4.595	**	2.2798	*
		0, 131	3.2355	**	2.4287	*	8.7812	***	2.322	*
0, 206		1.4064	n.s.	1.5272	n.s.	1.5472	n.s.	1.7572	n.s.	
3, 6		1.179	n.s.	1.8856	n.s.	2.5009	*	2.2351	*	
3, 17		1.6876	n.s.	1.2576	n.s.	2.1666	*	3.8677	**	
3, 66		1.6443	n.s.	1.178	n.s.	2.6345	*	2.3851	*	
3, 131		1.4237	n.s.	1.3535	n.s.	3.6939	**	2.623	*	
3, 206		0.51735	n.s.	0.73146	n.s.	1.4421	n.s.	0.60554	n.s.	
6, 17		1.1369	n.s.	1.2143	n.s.	2.2802	*	2.5119	*	
6, 66		1.0527	n.s.	2.3749	*	2.4611	*	1.5546	n.s.	
6, 131		1.699	n.s.	2.6506	*	4.699	**	2.6635	*	
6, 206		1.4037	n.s.	1.5901	n.s.	2.8993	*	2.7328	*	
17, 66		1.3644	n.s.	3.2891	*	2.3506	*	1.5181	n.s.	
17, 131		1.5545	n.s.	3.1154	*	7.9488	***	3.2522	**	
66, 131	0.87683	n.s.	2.4759	*	1.0424	n.s.	1.914	n.s.		
66, 206	1.8842	n.s.	2.1957	n.s.	3.1703	*	3.2632	*		
131, 206	1.6452	n.s.	1.6201	n.s.	2.6009	*	1.9031	n.s.		

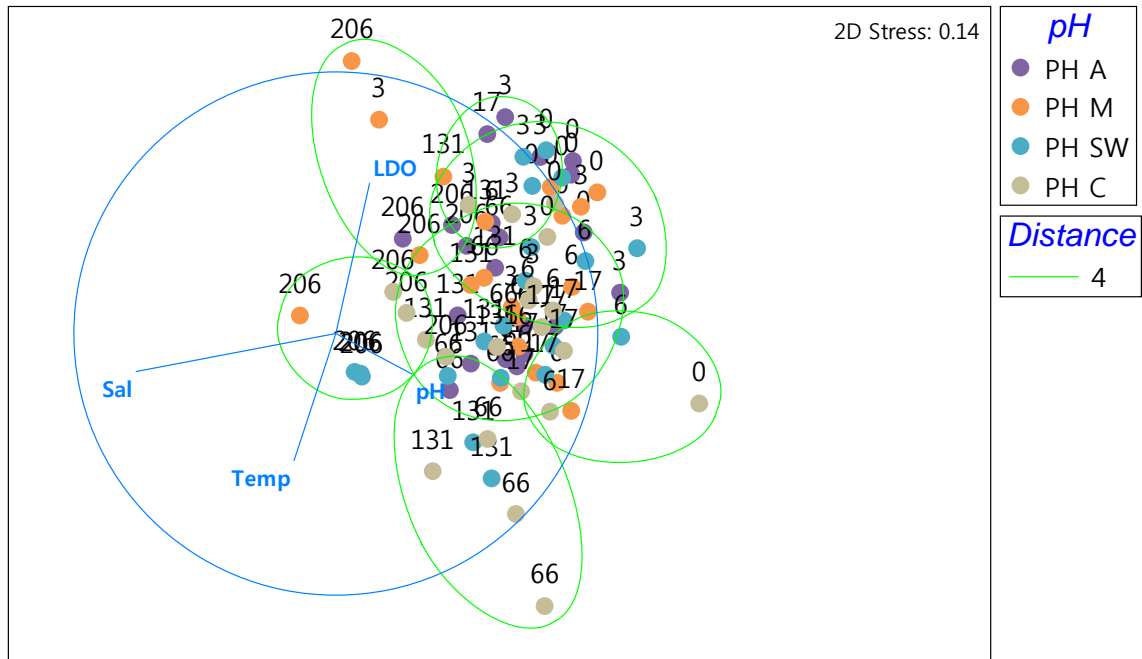


Fig. 27. Ordinamento nMDS, analisi dei *cluster* (distanze Euclidee) e vettori di correlazione di Pearson delle variabili ambientali (LDO, pH, T°C e Sal) in base al sito di campionamento, dei punti campione relativi alle caratteristiche del detrito ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, C%, N% e C:N) misurate ad ogni tempo di campionamento (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni). I dati sono normalizzati.

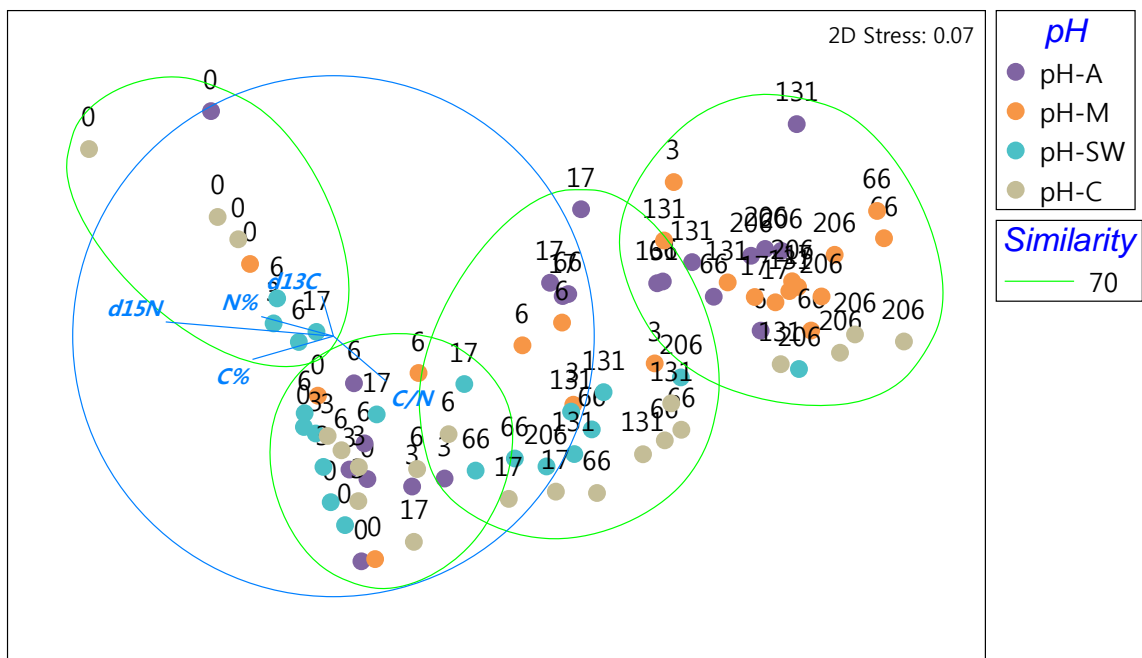


Fig. 28. Ordinamento nMDS, analisi dei *cluster* (matrice di similarità) e vettori di correlazione di Pearson delle variabili relative alle caratteristiche del detrito ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, C%, N% e C:N) in base al sito di campionamento, dei punti campione relativi alle quattro classi dimensionali del detrito (2000, 500, 63 e <63 μm) misurate ad ogni tempo di campionamento (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni). I dati sono log-trasformati e standardizzati.

4.4. Comunità associata al detrito fogliare fanerogamico

4.4.1. Il gradiente di confinamento: lo Stagnone di Marsala

I dati ottenuti dal conteggio di tutti gli invertebrati presenti all'interno delle *litterbag* ad ogni scadenza temporale e classificati al più basso livello tassonomico possibile sono stati inseriti in Appendice (App. 1). Complessivamente, durante l'intero arco temporale dell'esperimento sono stati rinvenuti sedici gruppi tassonomici di invertebrati: Acarina, Amphipoda Caprelloidea e Gammaridea, Bivalvia, Chironomidae, Copepoda, Cumacea, Euphausiacea, Gastropoda, Isopoda, Mysida, Nematoda, Ophiuroidea, Ostracoda, Polychaeta, e Tanaidacea. In totale sono stati ritrovati 6158 ind. distribuiti nei tre siti con abbondanze totali decrescenti partendo dal sito "Bocca" (2864 ind.), sito "Laguna" (2021 ind.) e sito "Mare" (1273 ind.).

Le percentuali totali dei sedici gruppi tassonomici relativamente all'intero arco temporale dell'esperimento sono state riportate in Fig. 29. Nei tre siti di campionamento i gruppi dominanti appartengono al *taxon* dei Crustacea: il gruppo maggiormente rappresentato è sempre quello dei Copepoda (60.3, 60.0 e 37.6%, rispettivamente nei siti "Laguna", "Bocca" e "Mare"), seguito dagli Amphipoda Gammaridea nei siti "Laguna" e "Bocca" (rispettivamente, 10.9 e 15.4%) e dal gruppo dei Tanaidacea nel sito "Mare" (25%). Gli altri gruppi tassonomici hanno sempre mostrato percentuali inferiori al 10% in tutti i siti ad eccezione del gruppo degli Isopoda nel sito "Bocca" (12.1%).

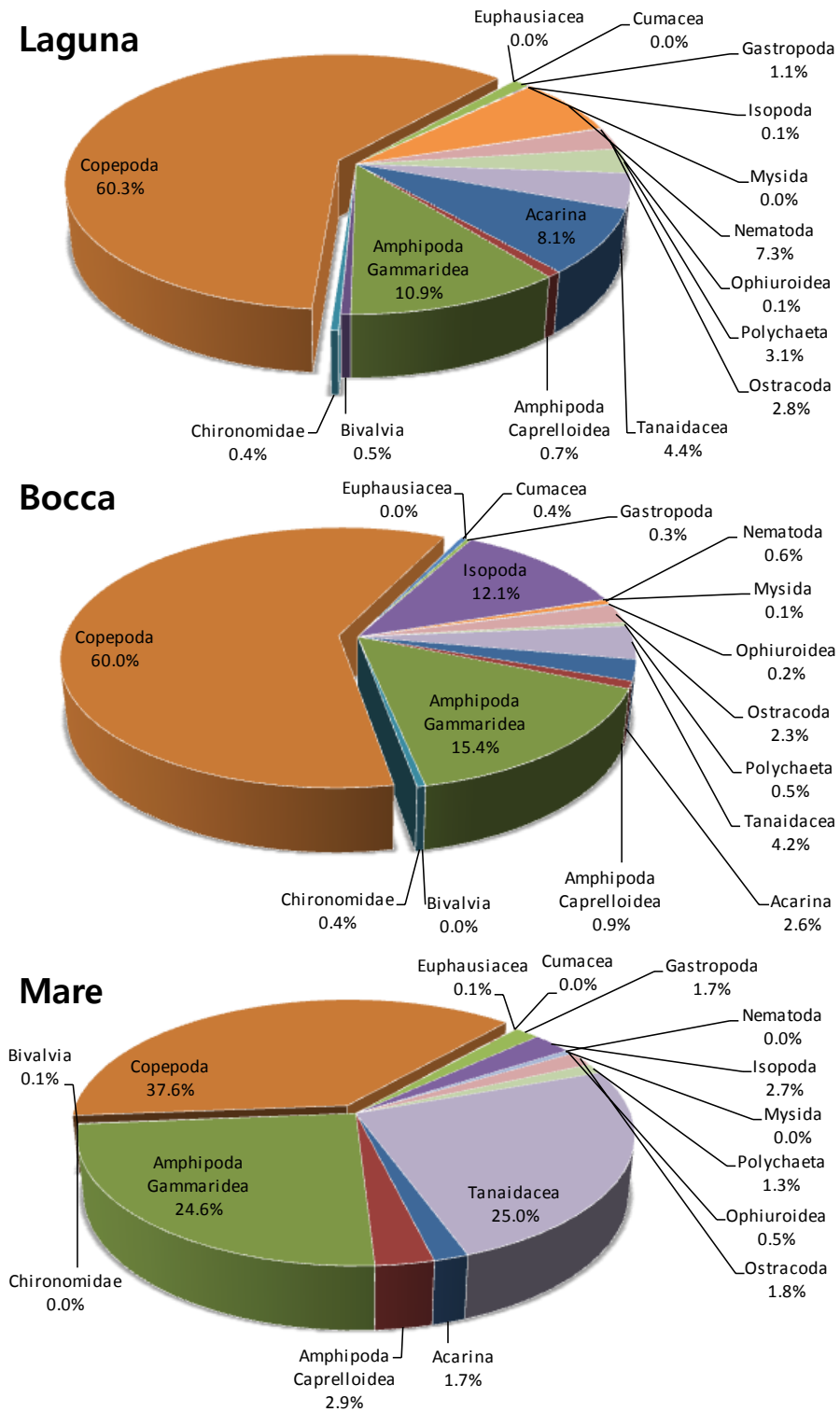


Fig. 29. Valori percentuali totali dei gruppi tassonomici individuati durante l'intero arco temporale dell'esperimento nei tre siti di campionamento (Laguna, Bocca, Mare).

In relazione alle diverse date di campionamento, i dati relativi ai sedici gruppi tassonomici (ind. *litterbag*⁻¹) sono stati riportati in Fig. 30. L'analisi dei dati permette di evidenziare come durante i primi tempi di campionamento (0, 3 giorni), il numero di individui rinvenuti all'interno di ogni *litterbag* sia risultato inferiore a 10 ind. *litterbag*⁻¹ per tutti i gruppi individuati. A partire dalla terza data di campionamento (7 giorni) il numero di individui e anche il numero di gruppi tassonomici tende ad aumentare fino al settimo tempo di campionamento (152 giorni). In generale è evidenziabile quindi un andamento a campana dei dati relativi ai singoli gruppi tassonomici, con i valori più elevati durante i tempi centrali dell'esperimento e i valori minori all'inizio e alla fine dell'esperimento.

Andando ad analizzare i singoli gruppi tassonomici rinvenuti durante l'intero arco temporale dell'esperimento, è evidenziabile come il gruppo dei Copepoda risulti essere presente dal secondo fino all'ultimo tempo di campionamento (3-221 giorni) e in generale sempre con valori molto più elevati rispetto agli altri gruppi tassonomici e più elevati nei siti "Laguna" e "Bocca" rispetto al sito "Mare". In generale, infatti, i valori più elevati per tutti i gruppi tassonomici sono stati rilevati nei siti "Laguna" e "Bocca" rispetto al sito "Mare".

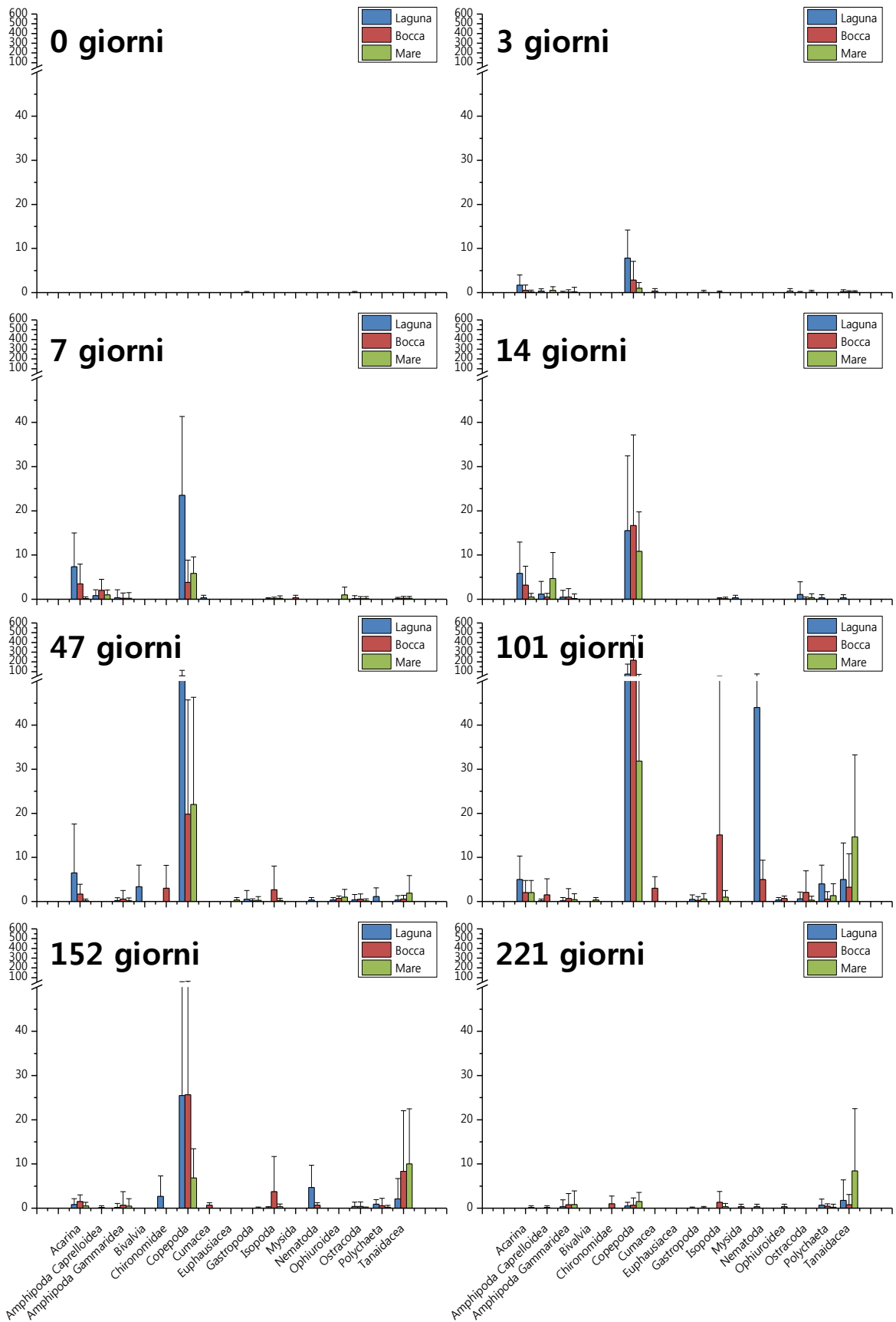


Fig. 30. Valori medie e relative deviazioni standard (ind. litterbag⁻¹; d.s.) del numero di individui per ciascun gruppo tassonomico ad ogni scadenza temporale (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni) nei tre siti di campionamento (Laguna, Bocca e Mare).

I dati di abbondanza delle singole specie individuate (App. 1) sono stati posti all'interno di un'unica matrice ed analizzati secondo un approccio multivariato.

L'analisi multivariata PERMANOVA, effettuata sui dati di abbondanza delle singole specie individuate ha evidenziato differenze altamente significative tra i due fattori considerati Confinamento e Tempo e per la loro interazione (Tab. 38). In particolare andando ad analizzare i singoli confronti a coppie per l'interazione CoXTe è evidenziabile come in relazione ai diversi tempi di campionamento, sono state riscontrate differenze significative soltanto durante i tempi centrali dell'esperimento (101, 152 giorni).

L'analisi canonica delle coordinate principali CAP ha permesso di evidenziare la migliore disposizione spaziale dei punti campione sulla base dell'interazione dei due fattori considerati (Confinamento e Tempo) ed è rappresentata in Fig. 31. L'ordinamento risultante non identifica perfettamente dei raggruppamenti ma gli assi (CAP 1 e CAP 2) che spiegano meglio l'ordinamento hanno presentato una correlazione canonica quadratica con l'ordinamento spaziale dei campioni pari a 0.99 e 0.97 rispettivamente. In particolare, il primo asse ha separato i punti campione solo in relazione al primo tempo di campionamento (0 giorni), mentre in relazione al secondo asse è possibile identificare una divisione in relazione al sito (Fattore Confinamento) con ai due estremi solo i punti campione relativi al sito "Laguna" e al sito "Mare" e nella porzione centrale il sito "Bocca".

L'analisi delle correlazioni di Pearson effettuate per indagare quali specie rinvenute all'interno delle *litterbag* durante l'esperimento (App. 1) risultino correlate con i dati relativi alla dinamica decompositiva del detrito, ha evidenziato come in relazione al primo asse *Leptochelia savignyi* ($r=0.6$), Fam. Gammaridea ($r=0.5$), *Maera inaequipis* e *Leptocheirus bispinosus* ($r=0.4$) abbiano presentato i più alti valori di correlazione rispetto a tutte le altre specie identificate che hanno presentato valori di correlazione $r \leq 0.3$ (Fig. 32).

Tab. 38. Risultati dell'Analisi Permutazionale della Varianza (PERMANOVA) eseguita sui dati di abbondanza delle singole specie. [* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: Laguna, Bocca, Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Confinamento=Co	2	7096.4	4.2954	***
Tempo=Te	7	11272	6.8229	***
CoXTe	14	2794.6	1.6915	***
Res	48	1652.1		
Total	71			

Confronti a coppie	Gruppi	t	P(perm)
Confinamento	LAGUNA, BOCCA	2.0231	***
	LAGUNA, MARE	2.2661	***
	BOCCA, MARE	1.9154	***
Tempo	0, 3	2.1483	***
	0, 7	2.6616	***
	0, 14	2.4769	***
	0, 47	2.4317	***
	0, 101	2.5408	***
	0, 152	2.5783	***
	0, 221	2.2582	***
	3, 7	1.7442	**
	3, 14	1.9454	***
	3, 47	2.6158	***
	3, 101	3.4294	***
	3, 152	2.9747	***
	3, 221	2.8107	***
	7, 14	1.2585	n.s.
	7, 47	2.8239	***
	7, 101	3.9542	***
	7, 152	3.3599	***
	7, 221	3.3457	***
	14, 47	2.1008	***
	14, 101	3.1657	***
	14, 152	2.7553	***
14, 221	3.1751	***	
47, 101	2.2946	***	
47, 152	2.0738	***	
47, 221	3.0126	***	
101, 152	2.3886	***	
101, 221	3.1038	***	
152, 221	2.2486	***	

CoXTe	Gruppi	t	P(MC)	t	P(MC)	t	P(MC)
0 Giorni	LAGUNA, MARE	1	n.s.	1.2568	n.s.	1.4528	n.s.
	LAGUNA, BOCCA	1	n.s.	1.5721	n.s.	1.7543	n.s.
	MARE, BOCCA	1	n.s.	1.5565	n.s.	1.2376	n.s.
14 Giorni	LAGUNA, MARE	1.0903	n.s.	1.8588	n.s.	2.0462	*
	LAGUNA, BOCCA	1.6869	n.s.	1.7815	n.s.	1.8493	n.s.
	MARE, BOCCA	1.5735	n.s.	1.5458	n.s.	2.2863	*
152 Giorni	LAGUNA, MARE	1.4998	n.s.	1.2184	n.s.		
	LAGUNA, BOCCA	2.1074	*	1.7139	n.s.		
	MARE, BOCCA	1.8731	*	1.5932	n.s.		

Gruppi	t	P(MC)	t	P(MC)	t	P(MC)
0, 3	1.7537	n.s.	1.6236	n.s.	1.3299	n.s.
0, 7	1.8014	n.s.	1.724	n.s.	1.7913	n.s.
0, 14	1.7006	n.s.	1.6339	n.s.	1.7362	n.s.
0, 47	1.7195	n.s.	1.7185	n.s.	1.6653	n.s.
0, 101	1.7238	n.s.	1.8195	n.s.	1.7695	n.s.
0, 152	1.6779	n.s.	1.7808	n.s.	1.8399	n.s.
0, 221	1.5282	n.s.	1.5197	n.s.	1.7692	n.s.
3, 7	1.5575	n.s.	1.447	n.s.	1.4677	n.s.
3, 14	1.6738	n.s.	1.5122	n.s.	1.5976	n.s.
3, 47	2.1239	*	2.112	*	1.7525	n.s.
3, 101	2.5542	*	2.8741	**	2.0344	*
3, 152	2.0431	*	2.2579	*	2.0716	*
3, 221	2.234	*	1.9277	*	2.0655	*
7, 14	1.101	n.s.	1.2513	n.s.	1.1359	n.s.
7, 47	1.6101	n.s.	1.8356	n.s.	2.1905	*
7, 101	2.2759	*	2.8684	**	2.7228	**
7, 152	2.0955	*	2.1901	*	2.6039	*
7, 221	2.4048	*	2.0079	*	2.5742	*
14, 47	1.3755	n.s.	1.6356	n.s.	2.0601	*
14, 101	1.8615	n.s.	2.3973	*	2.5151	*
14, 152	1.6513	n.s.	1.7975	*	2.6599	*
14, 221	2.0616	*	1.9031	*	2.8271	**
47, 101	1.6362	n.s.	1.952	*	1.4939	n.s.
47, 152	1.4809	n.s.	1.542	n.s.	1.9531	*
47, 221	2.0809	*	1.7415	n.s.	2.3095	*
101, 152	1.5677	n.s.	1.9838	*	1.6561	n.s.
101, 221	1.9952	*	2.1417	*	2.1781	*
152, 221	1.5409	n.s.	1.7721	n.s.	0.94202	n.s.

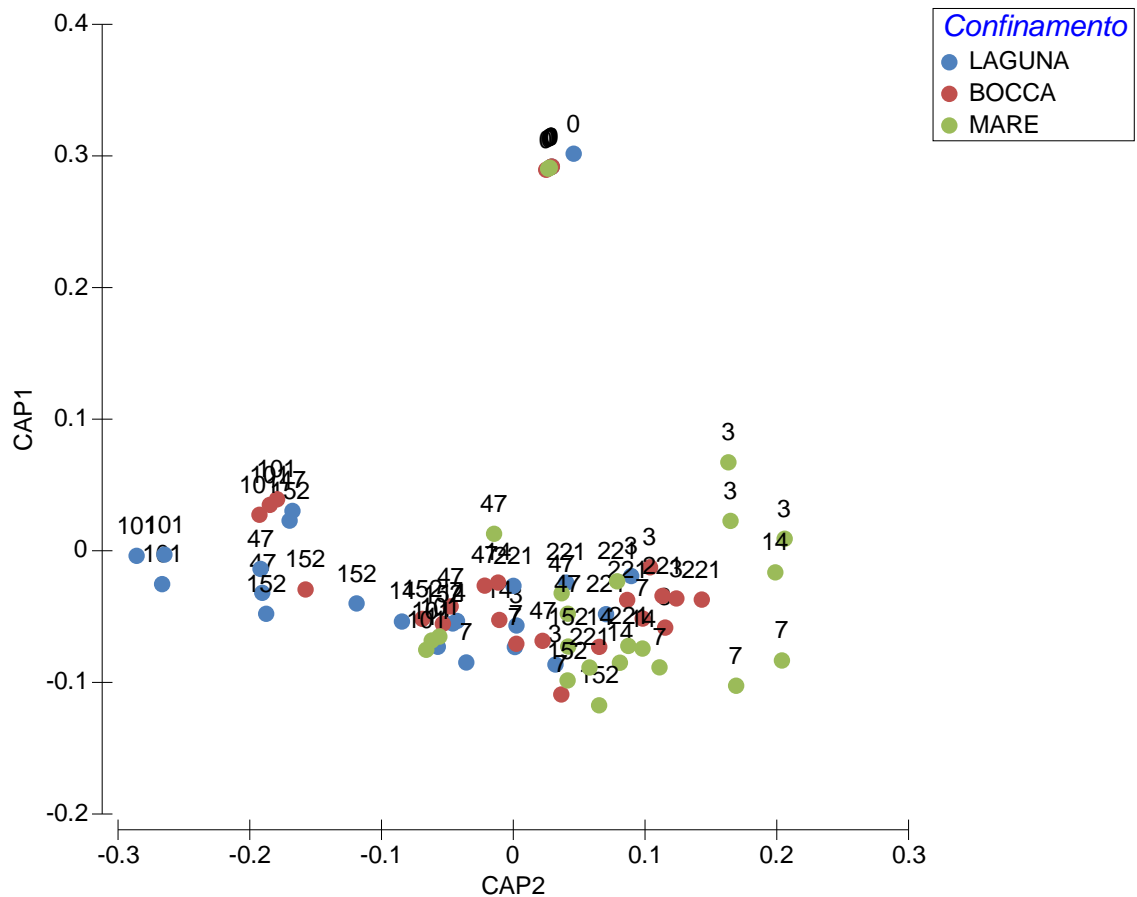


Fig. 31. Analisi CAP dei dati di abbondanza effettuata in base all'interazione Confinamento X Tempo. L'analisi è stata condotta sulla base della matrice di similarità di Bray-Curtis.

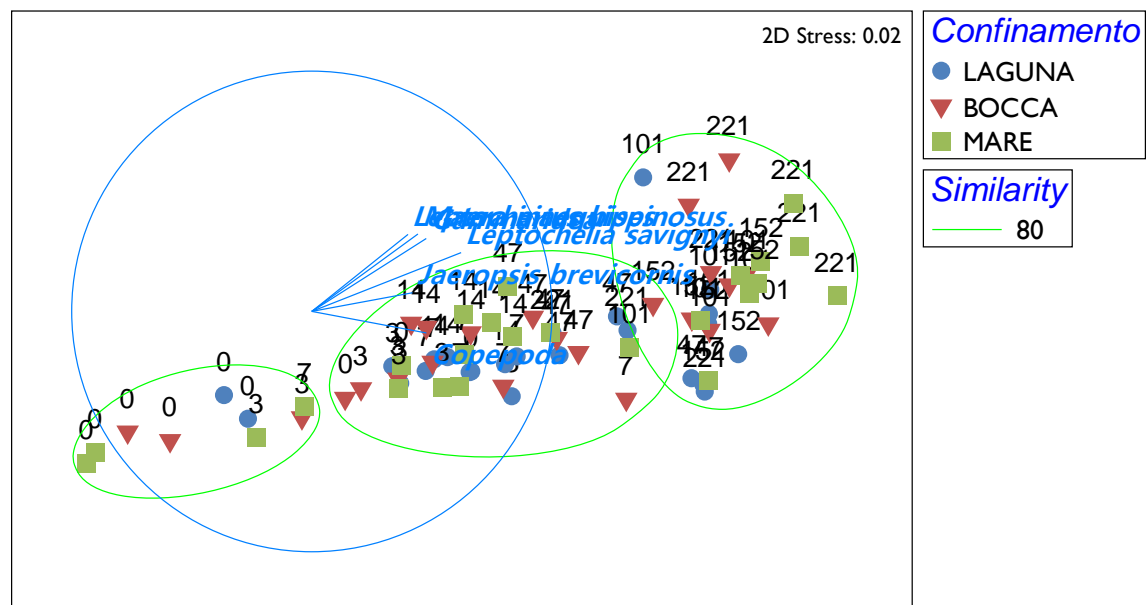


Fig. 32. Ordinamento nMDS, analisi dei cluster (matrice di similarità) e vettori di correlazione di Pearson delle variabili relative alle specie individuate all'interno delle litterbag (App. 1) in base al sito di campionamento, dei punti campione relativi alle quattro classi dimensionali del detrito (2000, 500, 63 e <63 μm) misurate ad ogni tempo di campionamento (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni). I dati sono log-trasformati e standardizzati.

I dati di abbondanza delle singole specie individuate all'interno delle *litterbag* (App. 1) sono stati analizzati utilizzando gli indici di diversità (Fig. 33).

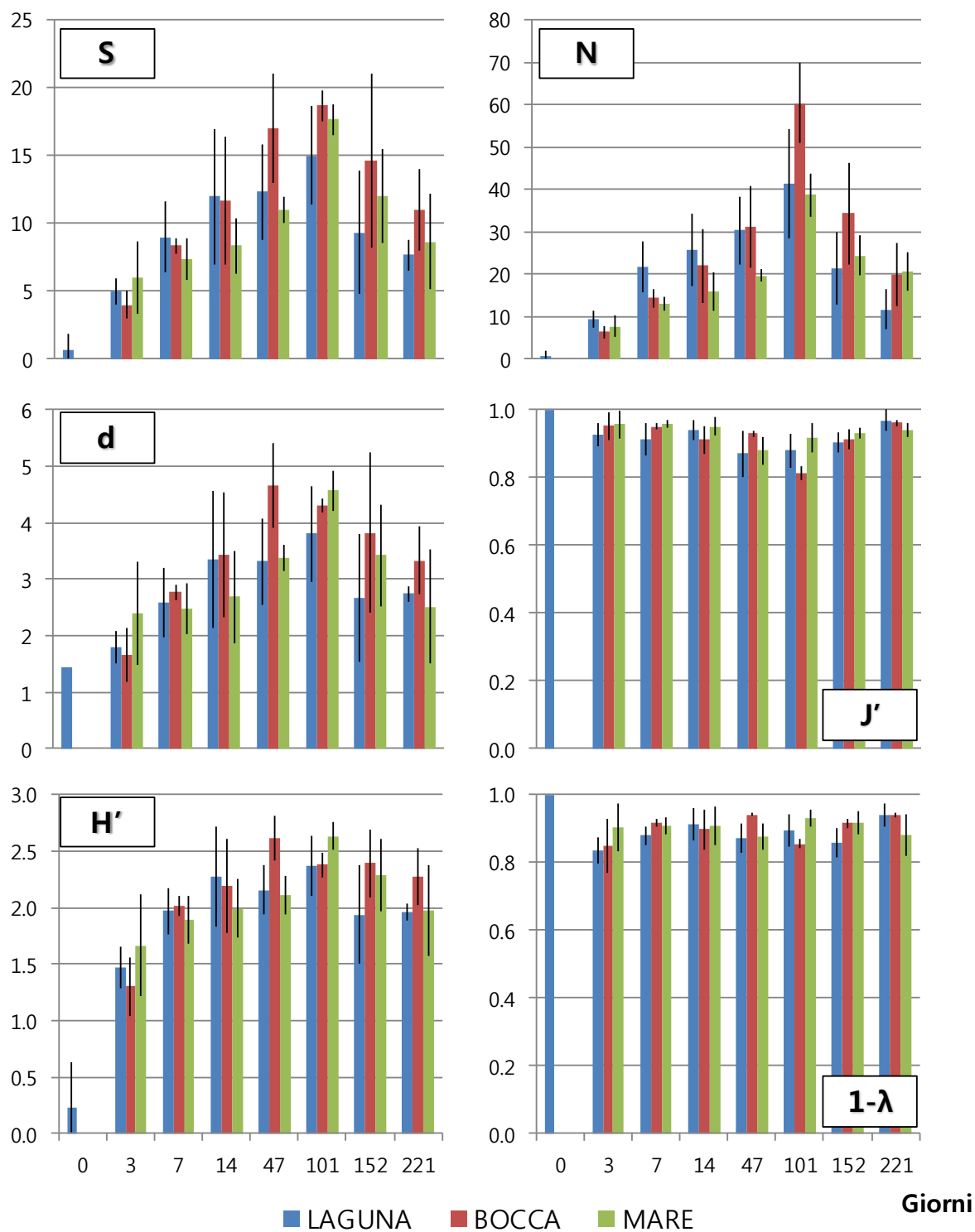


Fig. 33. Valori medi e relative deviazioni standard (d.s.), dei valori degli indici S, N, d, J', H' e 1-λ relativi alle specie identificate ad ogni scadenza temporale (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni) nei tre siti (Laguna, Bocca e Mare).

Il numero di specie (S) individuate nei tre siti di campionamento durante l'arco temporale dell'esperimento ha evidenziato un andamento a campana dei dati con il valore massimo riscontrato durante il sesto tempo di campionamento (101 giorni) (Fig. 33). L'ANOVA effettuata sui dati ha evidenziato differenze significative solo per il fattore Tempo, e non per il fattore Confinamento e per l'interazione CoXTe (Tab. 39).

Tab. 39. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra Confinamento e Tempo, dei valori del numero di specie (S). [*= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: La = Laguna, Bo = Bocca, Ma = Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
Confinamento=Co	51.3611	2	25.6806	2.890	ns
Tempo=Te	1702.8333	7	243.2619	27.410	***
CoXTe	125.7500	14	8.9821	1.010	ns
	426.0000	48	8.8750		
Test di Cochran = ns					

Il numero di individui (N) ritrovati nei tre siti di campionamento durante l'arco temporale dell'esperimento ha evidenziato un andamento simile a quello riscontrato per il numero di specie, con il valore massimo durante il sesto tempo di campionamento (101 giorni) nei tre siti (Fig. 33). L'ANOVA effettuata per verificare l'influenza del fattore Confinamento e Tempo, ha evidenziato differenze significative per entrambi i fattori e per l'interazione tra i due (Tab. 40). In particolare, i confronti a posteriori (SNK) hanno evidenziato come i dati relativi al sesto tempo di campionamento del sito "Bocca" siano risultati significativamente più elevati rispetto ai dati relativi agli altri due siti e come nei confronti tra i tempi di campionamento separatamente per i tre siti, i dati relativi al sesto tempo siano risultati sempre significativamente più elevati rispetto agli altri tempi di campionamento.

Tab. 40. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra Confinamento e Tempo, dei valori del numero di individui (N). [*= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: La = Laguna, Bo = Bocca, Ma = Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
Confinamento=Co	445.4444	2	222.7220	5.290	**
Tempo=Te	12352.4444	7	1764.6349	41.930	***
CoXTe	1359.8889	14	97.1349	2.310	*
	2020.0000	48	42.0833		
SNK					
	Co		Ma=La=Bo		
	Te		$0 < 3^* < 7^{**} = 221 = 14 = 152 = 47 < 101^{**}$		
		Co(Te) 0	Bo=Ma=La		
		Co(Te) 3	Bo=Ma=La		
		Co(Te) 7	Ma=Bo=La	Te(Co) La	$0 = 3 = 221 = 152 = 7 = 14 = 47 < 101^*$
	CoXTe	Co(Te) 14	Ma=Bo=La	Te(Co) Bo	$0 = 3 = 7 = 221 = 14 = 47 = 152 < 101^{**}$
		Co(Te) 47	Ma=La=Bo	Te(Co) Ma	$0 = 3 = 7 = 14 = 47 = 221 = 152 < 101^{**}$
		Co(Te) 101	Ma=La < Bo**		
		Co(Te) 152	La=Ma=Bo		
		Co(Te) 221	La=Bo=Ma		
Test di Cochran = ns					

L'indice di ricchezza specifica di Margalef (d) ha mostrato un andamento che rispecchia gli andamenti visti per il numero di specie e per il numero di individui con i valori più elevati registrati durante il quinto ed il sesto tempo di campionamento (47 e 101 giorni) rispettivamente per il sito "Bocca" e "Mare" (Fig. 33). L'ANOVA effettuata sui dati per valutare l'effetto dei fattori Confinamento e Tempo ha evidenziato differenze significative solo in relazione al Fattore Tempo (Tab. 41).

Tab. 41. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra Confinamento e Tempo, dei valori dell'indice di Margalef (d). [*= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: La = Laguna, Bo = Bocca, Ma = Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
Confinamento=Co	2.1797	2	1.0899	1.970	n.s.
Tempo=Te	99.8914	7	14.2702	25.740	***
CoXTe	7.8154	14	0.5582	1.010	n.s.
	26.6075	48	0.5543		
Test di Cochran = ns					

L'indice di equipartizione di Pielou (J') ha mostrato dei valori compresi in uno stretto *range* tra ≈ 0.8 e 1.0 (Fig. 33) con i valori in media più elevati registrati per il sito "Laguna". L'ANOVA ha evidenziato differenze significative per il Fattore Tempo e per l'interazione Co X Te (Tab. 42). In generale, i test SNK hanno evidenziato come le differenze significative tra i siti e tra i tempi di campionamento siano state riscontrate solo durante i tempi centrali dell'esperimento (47 e 101 giorni).

Tab. 42. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra Confinamento e Tempo, dei valori dell'indice di equipartizione di Pielou (J'). [* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: La = Laguna, Bo = Bocca, Ma = Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
Confinamento=Co	0.0038	2	0.0019	1.840	n.s.
Tempo=Te	6.7408	7	0.9630	934.530	***
CoXTe	0.0294	14	0.0021	2.040	*
	0.0495	48	0.0010		
La=Bo=Ma					
0 < 101** = 47 = 152 = 14 = 7 = 3 = 221					
SNK	Co				
	Te				
		Co(Te) 0	La=Bo=Ma		
		Co(Te) 3	La=Bo=Ma		
		Co(Te) 7	La=Bo=Ma	Te(Co) La	0 < 47** = 101 = 152 = 7 = 3 = 14 = 221
		Co(Te) 14	Bo=La=Ma	Te(Co) Bo	0 < 101** < 14** = 152 = 47 = 7 = 3 = 221
		Co(Te) 47	La=Ma=Bo	Te(Co) Ma	0 < 47** = 101 = 152 = 221 = 14 = 3 = 7
		Co(Te) 101	Bo < La* = Ma		
		Co(Te) 152	La=Bo=Ma		
		Co(Te) 221	Ma=Bo=La		
Test di Cochran = ns					

L'indice di diversità specifica di Shannon Weaver (H') ha mostrato un andamento comune per i tre siti di campionamento, con un progressivo aumento dei valori dal primo al quarto tempo di campionamento e una successiva stabilizzazione dei valori fino al termine dell'esperimento (Fig. 33). L'ANOVA ha evidenziato differenze significative solo per il Fattore Tempo e non per il fattore Confinamento e per l'interazione tra i due fattori (Tab. 43).

Tab. 43. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra Confinamento e Tempo, dell'indice di diversità specifica di Shannon e Weaver (H'). [*= p<0.05; **= p<0.01; ***= p <0.001; ns = differenza non significativa (p>0.05); Confinamento: La = Laguna, Bo = Bocca, Ma = Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
Confinamento=Co	0.1334	2	0.0667	0.880	n.s.
Tempo=Te	37.1234	7	5.3033	70.060	***
CoXTe	1.4560	14	0.1040	1.370	n.s.
	3.6336	48	0.0757		
Test di Cochran = ns					

L'indice di Gini-Simpson (1-λ') ha mostrato dei valori compresi in uno stretto *range* tra ≈0.8 e 1.0 con i valori in media più elevati registrati per il sito "Laguna" (Fig. 33). L'ANOVA ha evidenziato differenze significative solo per il Fattore Tempo e non per il fattore Confinamento e per l'interazione tra i due fattori (Tab. 44).

Tab. 44. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra Confinamento e Tempo, dei valori di C% del detrito fanerogamico. [*= p<0.05; **= p<0.01; ***= p <0.001; ns = differenza non significativa (p>0.05); Confinamento: La = Laguna, Bo = Bocca, Ma = Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
Confinamento=Co	0.0044	2	0.0022	1.390	n.s.
Tempo=Te	6.3363	7	0.9052	573.130	***
CoXTe	0.0377	14	0.0027	1.700	n.s.
	0.0758	48	0.0016		
Test di Cochran = ns					

I valori relativi a tutti gli indici di diversità calcolati sulla base delle specie individuate all'interno delle *litterbag* durante l'intero arco temporale dell'esperimento sono stati posti all'interno di un'unica matrice e analizzati secondo un approccio multivariato.

L'Analisi Permutazionale della Varianza (PERMANOVA) ha evidenziato differenze significative solo per il Fattore Tempo e non per il fattore Confinamento e per l'interazione tra i due (Tab. 45).

In particolare, andando a guardare i singoli confronti a coppie è evidenziabile come in relazione al fattore Tempo, i dati relativi ai primi due tempi (0 e 3 giorni) siano risultati significativamente diversi dagli altri tempi di campionamento, mentre già a partire dal terzo tempo di campionamento (7 giorni) si registrano soltanto alcune differenze significative. L'interazione CoXTe non è risultata statisticamente significativa, ma malgrado ciò, andando a valutare i singoli confronti a coppie, separatamente per ogni tempo non sono state riscontrate differenze significative tra i siti, mentre separatamente per sito, il sito "Bocca" abbia mostrato il numero maggiore di confronti statisticamente significativi rispetto agli altri siti.

Tab. 45. Risultati dell'Analisi Permutazionale della Varianza (PERMANOVA) eseguita sui valori degli indici S, N, d, J', H' e $1-\lambda'$ relativi alle specie identificate. [* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); Confinamento: Laguna, Bocca, Mare; Tempo (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni)].

Sorgente di Variazione	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Confinamento=Co	2	0.32375	1.4885	n.s.
Tempo=Te	7	22.832	104.97	**
CoXTe	14	0.31606	1.453	n.s.
Res	48	0.2175		
Total	71			

Confronti a coppie	Gruppi	t	P(perm)
Confinamento	LAGUNA, BOCCA	0.74679	n.s.
	LAGUNA, MARE	1.0492	n.s.
	BOCCA, MARE	1.9249	n.s.
Tempo	0, 3	12.104	***
	0, 7	16.802	***
	0, 14	15.115	***
	0, 47	19.046	***
	0, 101	22.256	***
	0, 152	15.479	***
	0, 221	15.026	***
	3, 7	4.9825	**
	3, 14	5.141	***
	3, 47	8.4913	***
	3, 101	12.495	***
	3, 152	5.9118	***
	3, 221	4.4036	***
	7, 14	1.6093	n.s.
	7, 47	4.6316	***
	7, 101	9.2927	***
	7, 152	2.5852	*
	7, 221	0.55158	n.s.
	14, 47	1.728	n.s.
	14, 101	4.6106	***
	14, 152	0.899	n.s.
14, 221	1.0104	n.s.	
47, 101	3.9291	**	
47, 152	0.83757	n.s.	
47, 221	3.0994	**	
101, 152	3.3255	**	
101, 221	6.3806	***	
152, 221	1.9149	n.s.	

CoXTe	Gruppi	t	P(MC)	3 Giorni		7 Giorni	
				t	P(MC)	t	P(MC)
0 Giorni	LAGUNA, BOCCA	1	n.s.	1.4832	n.s.	1.5065	n.s.
	LAGUNA, MARE	1	n.s.	0.80473	n.s.	1.7659	n.s.
	MARE, BOCCA	1	n.s.	1.1311	n.s.	1.0194	n.s.
14 Giorni	LAGUNA, BOCCA	0.33547	n.s.	1.2753	n.s.	1.7078	n.s.
	LAGUNA, MARE	1.2781	n.s.	1.5757	n.s.	0.9063	n.s.
	MARE, BOCCA	1.0565	n.s.	2.5364	n.s.	3.3869	*
152 Giorni	LAGUNA, BOCCA	1.3539	n.s.	1.7009	n.s.		
	LAGUNA, MARE	0.8314	n.s.	1.4762	n.s.		
	MARE, BOCCA	0.85331	n.s.	0.83575	n.s.		

Gruppi	t	P(MC)	BOCCA		MARE		
			t	P(MC)	t	P(MC)	
0, 3	LAGUNA	4.2866	*	14.384	***	10.357	***
	BOCCA	5.5589	**	43.554	***	25.475	***
	MARE	5.6036	**	13.594	***	15.531	***
	0, 7	6.2077	**	21.014	***	55.184	***
	0, 14	6.6922	**	57.909	***	56.943	***
	0, 47	4.9247	**	14.639	***	18.588	***
	0, 101	4.9037	**	15.476	***	13.031	***
	0, 152	3.3121	*	4.7526	**	1.5448	n.s.
	0, 221	3.2609	*	3.9841	*	1.8237	n.s.
	3, 7	4.8038	**	6.7218	**	3.3289	*
	3, 14	5.7949	**	11.66	***	5.7636	**
	3, 47	2.1069	n.s.	5.113	**	3.1991	*
	3, 101	1.9254	n.s.	4.1685	*	2.1598	n.s.
	3, 152	0.80358	n.s.	1.3971	n.s.	0.69776	n.s.
	3, 221	1.3961	n.s.	4.1075	*	3.485	*
	7, 14	2.3908	n.s.	12.137	***	8.0373	***
	7, 47	0.10469	n.s.	2.7499	*	2.6601	*
	7, 101	1.9122	n.s.	1.3029	n.s.	1.2371	n.s.
	7, 152	0.44134	n.s.	1.447	n.s.	1.4559	n.s.
	7, 221	1.2252	n.s.	3.3356	*	4.3911	**
	14, 47	0.69848	n.s.	1.0403	n.s.	1.5641	n.s.
14, 101	2.0376	n.s.	0.25476	n.s.	0.63125	n.s.	
14, 152	1.0327	n.s.	2.6351	*	6.8544	***	
14, 221	1.0855	n.s.	0.65739	n.s.	0.808	n.s.	
47, 101	3.1187	*	1.7966	n.s.	1.1054	n.s.	
47, 152	1.8282	n.s.	1.8762	n.s.	2.4748	n.s.	
47, 221	4.0675	*	4.1472	*	3.1978	*	
101, 152	1.2479	n.s.	1.3345	n.s.	1.0911	n.s.	
101, 221							
152, 221							

4.4.2. Il gradiente di acidificazione: la Baia di Levante (Isola di Vulcano, Arcipelago delle Isole Eolie)

I dati ottenuti dal conteggio di tutti gli invertebrati presenti all'interno delle *litterbag* ad ogni scadenza temporale e classificati al più basso livello tassonomico possibile sono stati inseriti in Appendice (App. 2). Complessivamente, durante l'intero arco temporale dell'esperimento sono stati rinvenuti sedici gruppi tassonomici di invertebrati: Acarina, Amphipoda Caprelloidea e Gammaridea, Bivalvia, Chironomidae, Copepoda, Cumacea, Decapoda, Gastropoda, Isopoda, Mysida, Nematoda, Ophiuroidea, Ostracoda, Polychaeta, e Tanaidacea. In totale sono stati ritrovati 7763 ind. distribuiti nei quattro siti con le seguenti abbondanze: sito "pH-A" (2702 ind.), sito "pH-M" (1548 ind.), sito "pH-SW" (2118 ind.) e sito "pH-C" (1395 ind.).

Le percentuali totali dei sedici gruppi tassonomici relativamente all'intero arco temporale dell'esperimento sono state riportate in Fig. 34. Nei quattro siti di campionamento i gruppi dominanti appartengono al *taxon* dei Crustacea: il gruppo maggiormente rappresentato è sempre quello dei Copepoda (87.1, 87.9, 56.7 e 49.7%, rispettivamente nei siti pH-A, pH-M, pH-SW e pH-C), seguito dagli Amphipoda Gammaridea (rispettivamente, 4.8, 5.7, 11.4 e 27.0%). Gli altri gruppi tassonomici hanno sempre mostrato percentuali inferiori al 2% nei siti pH-A e pH-M ad eccezione del gruppo degli Amphipoda Caprelloidea nel sito pH-A (4.5%); nei siti pH-SW e pH-C sono state registrate maggiori differenze tra le percentuali dei gruppi tassonomici con Tanaidacea, Decapoda, Isopoda e Amphipoda Caprelloidea (rispettivamente, 10.5, 7.4, 5.7 e 4.8%) che hanno presentato percentuali maggiori del 2% nel sito pH-SW e Tanaidacea, Isopoda, Decapoda e Bivalvia (rispettivamente, 6.6, 4.0, 3.9 e 2.2%) nel sito pH-C.

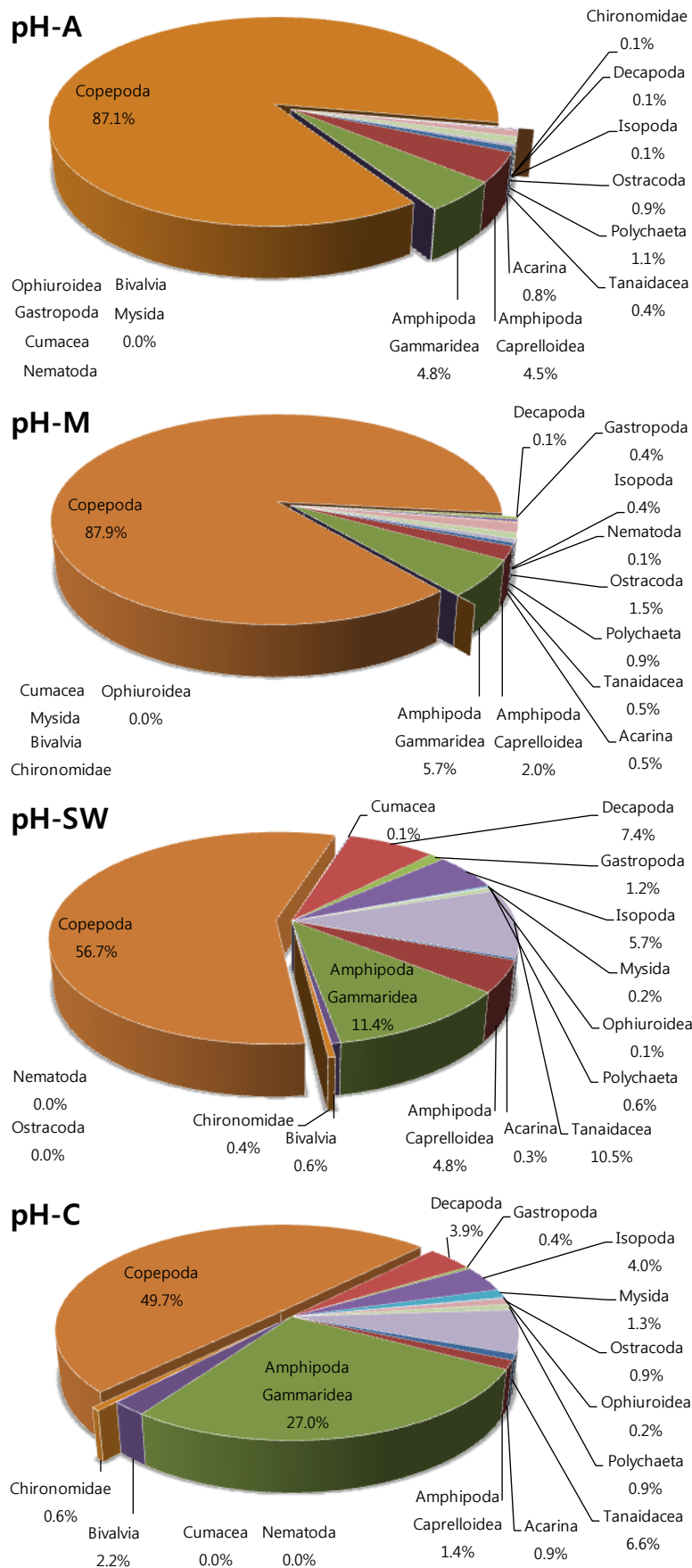


Fig. 34. Valori percentuali totali dei gruppi tassonomici individuati durante l'intero arco temporale dell'esperimento nei quattro siti di campionamento (pH-A, pH-M, pH-SW, pH-C).

In relazione alle diverse date di campionamento, i dati relativi ai sedici gruppi tassonomici (ind. *litterbag*¹) sono stati riportati in Fig. 35. L'analisi dei dati permette di evidenziare come già a partire dal secondo tempo di campionamento (3 giorni) il gruppo dei Copepoda abbia presentato il numero più elevato di individui all'interno di ogni *litterbag* nei quattro siti analizzati, mentre gli altri gruppi hanno presentato numeri inferiori ai 10 ind. *litterbag*¹.

A partire dalla terza data di campionamento (6 giorni) il numero di individui e anche il numero di gruppi tassonomici rinvenuti all'interno delle *litterbag* tende ad aumentare fino al quinto tempo di campionamento (66 giorni). In generale è evidenziabile quindi un andamento a campana dei dati relativi ai singoli gruppi tassonomici, con i valori più elevati durante i tempi centrali dell'esperimento e i valori minori all'inizio e alla fine dell'esperimento.

Andando ad analizzare i singoli gruppi tassonomici rinvenuti durante l'intero arco temporale dell'esperimento, è evidenziabile come il gruppo dei Copepoda risulti essere presente dal primo fino all'ultimo tempo di campionamento (0-206 giorni) e in generale con valori sempre in media più elevati rispetto agli altri gruppi tassonomici nei quattro siti di campionamento.

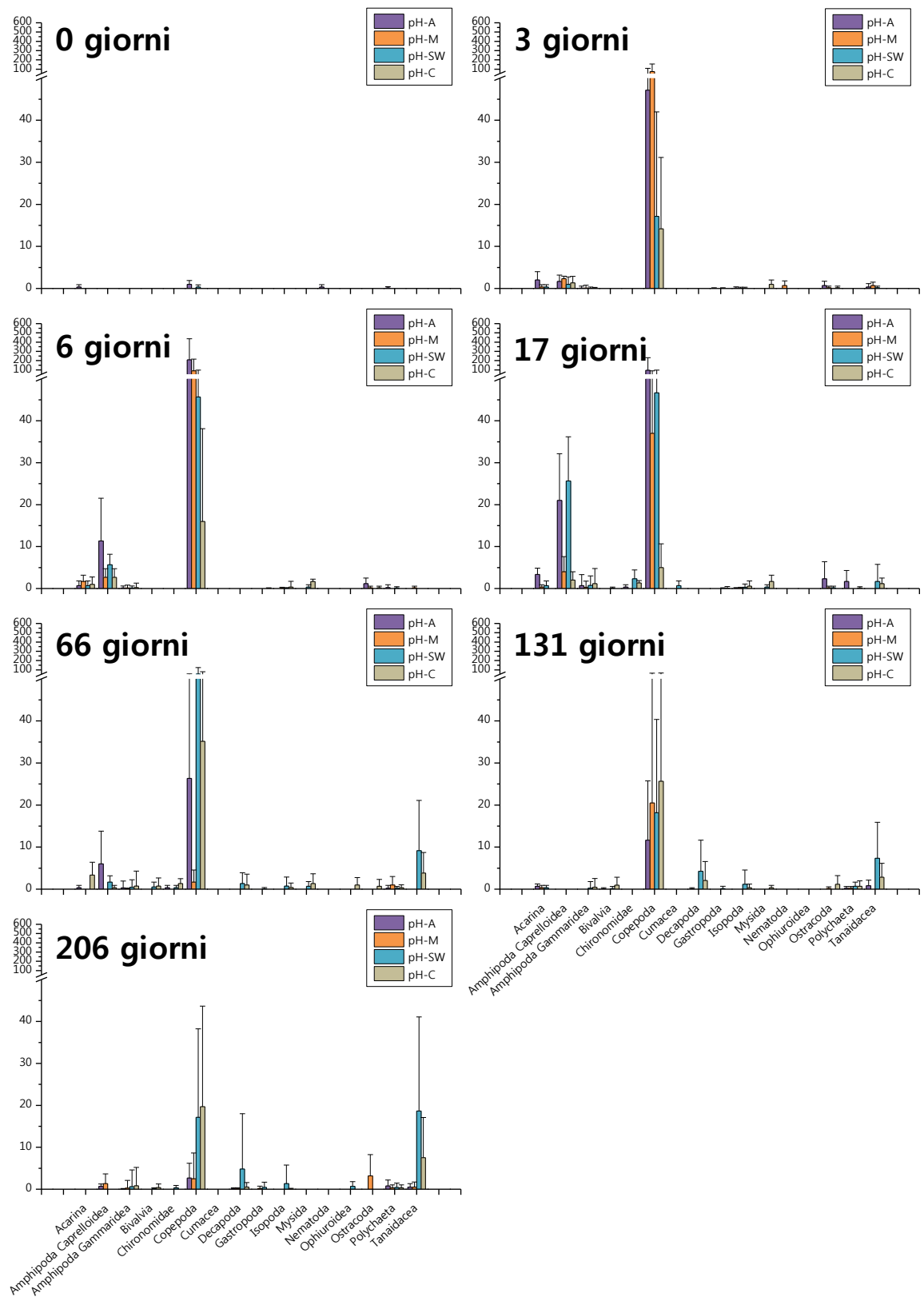


Fig. 35. Valori medie e relative deviazioni standard (ind. litterbag⁻¹; d.s.) del numero di individui per ciascun gruppo tassonomico ad ogni scadenza temporale (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni) nei quattro siti di campionamento (pH-A, pH-M, pH-SW e pH-C).

I dati di abbondanza delle singole specie individuate (App. 2) sono stati posti all'interno di un'unica matrice ed analizzati secondo un approccio multivariato.

L'analisi multivariata PERMANOVA, effettuata sui dati di abbondanza delle singole specie individuate ha evidenziato differenze altamente significative tra i due fattori considerati pH e Tempo e per la loro interazione (Tab. 46). In particolare andando ad analizzare i singoli confronti a coppie per l'interazione pH X Te è evidenziabile come in relazione ai diversi tempi di campionamento, sono state riscontrate differenze significative a partire dal terzo fino all'ultimo tempo di campionamento (6 - 206 giorni).

L'analisi canonica delle coordinate principali CAP ha permesso di evidenziare la migliore disposizione spaziale di una nuvola di punti multivariati, sulla base di un'ipotesi stabilita a priori (Anderson e Willis, 2003). L'ordinamento che ne è emerso, effettuando l'analisi sulla base dell'interazione dei due fattori considerati (pH e Tempo), è rappresentato in Fig. 36.

L'ordinamento risultante non identifica perfettamente dei raggruppamenti ma gli assi (CAP1 e CAP2) che spiegano meglio l'ordinamento hanno presentato una correlazione canonica quadratica con l'ordinamento spaziale dei campioni pari a 0.99 e 0.97 rispettivamente. In particolare, è evidenziabile come i punti campione relativi ai siti "pH-A" e "pH-M" siano raggruppati nella porzione in basso a destra della rappresentazione bidimensionale, mentre in relazione ai siti "pH-SW" e "pH-C" sia presente una maggiore dispersione dei punti campione a partire dal quarto tempo di campionamento (17 giorni).

L'analisi delle correlazioni di Pearson effettuate per indagare quali specie rinvenute all'interno delle *litterbag* durante l'esperimento (App. 2) risultino correlate con i dati relativi alla dinamica decompositiva del detrito, ha evidenziato come in relazione al primo asse *Leptochelia savignyi* e *Maera inaequipis* ($r=-0.5$) e *Gammarella fucicola* e Fam. Nereididae ($r=-0.4$) abbiano presentato i più alti valori di correlazione rispetto a tutte le altre specie identificate che hanno presentato valori di correlazione $r \leq 0.3$ (Fig. 37).

Tab. 46. Risultati dell'Analisi Permutazionale della Varianza (PERMANOVA) eseguita sui dati di abbondanza delle singole specie. [*= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$ pH: pH-A, pH-M, pH-SW, pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
pH	3	6366.6	6.6209	***
Tempo=Te	6	9858.4	10.252	***
pHXTe	18	3082.9	3.2061	***
Res	56	961.59		
Total	83			

Confronti a coppie	Gruppi	t	P(perm)
pH	pH-A, pH-M	1.3442	***
	pH-A, pH-SW	2.8562	***
	pH-A, pH-C	2.9603	***
	pH-M, pH-SW	3.0321	***
	pH-M, pH-C	2.7432	***
	pH-SW, pH-C	2.3975	***
Tempo	0, 3	3.7723	***
	0, 6	4.6534	***
	0, 17	4.4888	***
	0, 66	3.8553	***
	0, 131	3.6912	***
	0, 206	2.8567	***
	3, 6	1.9775	**
	3, 17	3.0573	***
	3, 66	2.8266	***
	3, 131	3.0124	***
	3, 206	3.2371	***
	6, 17	2.4945	***
	6, 66	2.8211	***
	6, 131	3.8681	***
	6, 206	3.789	***
	17, 66	2.0029	***
	17, 131	3.5763	***
	17, 206	3.3542	***
66, 131	1.9867	***	
66, 206	2.1514	***	
131, 206	1.7944	**	

pHXTe	Gruppi	t	P(MC)	t	P(MC)	t	P(MC)	t	P(MC)	
										0 Giorni
	PH-A, PH-SW	0.98888	n.s.	1.2399	n.s.	2.4798	*	1.7498	n.s.	
	PH-A, PH-C	1.4229	n.s.	1.4229	n.s.	3.0305	*	2.8761	*	
	PH-A, PH-M	1.2102	n.s.	1.2102	n.s.	1.4317	n.s.	1.4284	n.s.	
	PH-SW, PH-C	0.99029	n.s.	0.99029	n.s.	1.603	n.s.	2.8544	*	
	PH-SW, PH-M	1.7818	n.s.	1.7818	n.s.	0.94972	n.s.	1.6247	n.s.	
	PH-C, PH-M	2.3515	n.s.	2.3515	*	1.52	n.s.	2.1893	*	
	66 Giorni	PH-A, PH-SW	2.0849	*	2.9811	**	2.5839	*		
		PH-A, PH-C	1.614	n.s.	2.5685	*	2.2251	*		
		PH-A, PH-M	2.2746	*	0.96612	n.s.	1.3508	n.s.		
		PH-SW, PH-C	1.0656	n.s.	1.4641	n.s.	1.9062	*		
		PH-SW, PH-M	2.8505	*	2.4344	*	1.9533	n.s.		
		PH-C, PH-M	2.3831	*	2.1905	*	1.7237	n.s.		
		Gruppi	t	P(MC)	t	P(MC)	t	P(MC)	t	P(MC)
		0, 3	2.3878	*	2.7439	n.s.	2.8443	*	5.6746	n.s.
		0, 6	3.4065	**	1.8878	n.s.	4.6911	**	5.598	n.s.
		0, 17	2.7549	*	4.9021	n.s.	4.9222	**	6.2106	n.s.
		0, 66	2.4668	*	5.4422	n.s.	5.1338	**	9.0404	n.s.
0, 131		2.1052	*	4.1016	n.s.	5.1081	**	7.2108	n.s.	
0, 206		1.4632	n.s.	5.3116	n.s.	4.7607	**	11.444	n.s.	
3, 6		2.0231	n.s.	0.93452	n.s.	1.4736	n.s.	1.461	n.s.	
3, 17		1.4764	n.s.	1.3358	n.s.	2.3037	*	3.3031	**	
3, 66		1.0974	n.s.	3.0781	**	2.3199	*	2.299	*	
3, 131		2.0125	*	2.1791	n.s.	2.3988	*	2.6588	*	
3, 206		2.0197	*	2.1174	n.s.	2.5671	*	2.6734	*	
6, 17		1.8507	n.s.	0.90539	n.s.	1.8802	*	2.2193	*	
6, 66		2.6397	*	2.5455	*	2.3496	*	1.865	n.s.	
6, 131		4.6046	**	1.7322	n.s.	3.1854	**	2.4173	*	
6, 206		2.9098	*	1.8306	n.s.	3.3885	**	2.7635	**	
17, 66		1.5128	n.s.	2.1817	*	2.0053	*	1.8562	*	
17, 131	2.9897	**	1.4191	n.s.	3.1622	**	2.6529	**		
17, 206	2.3533	*	1.5282	n.s.	3.2608	**	3.4347	**		
66, 131	2.0242	*	1.3162	n.s.	1.874	*	1.4476	n.s.		
66, 206	1.9408	*	1.1075	n.s.	2.3106	*	2.0409	n.s.		
131, 206	1.5266	n.s.	1.3617	n.s.	1.7558	n.s.	1.3537	n.s.		

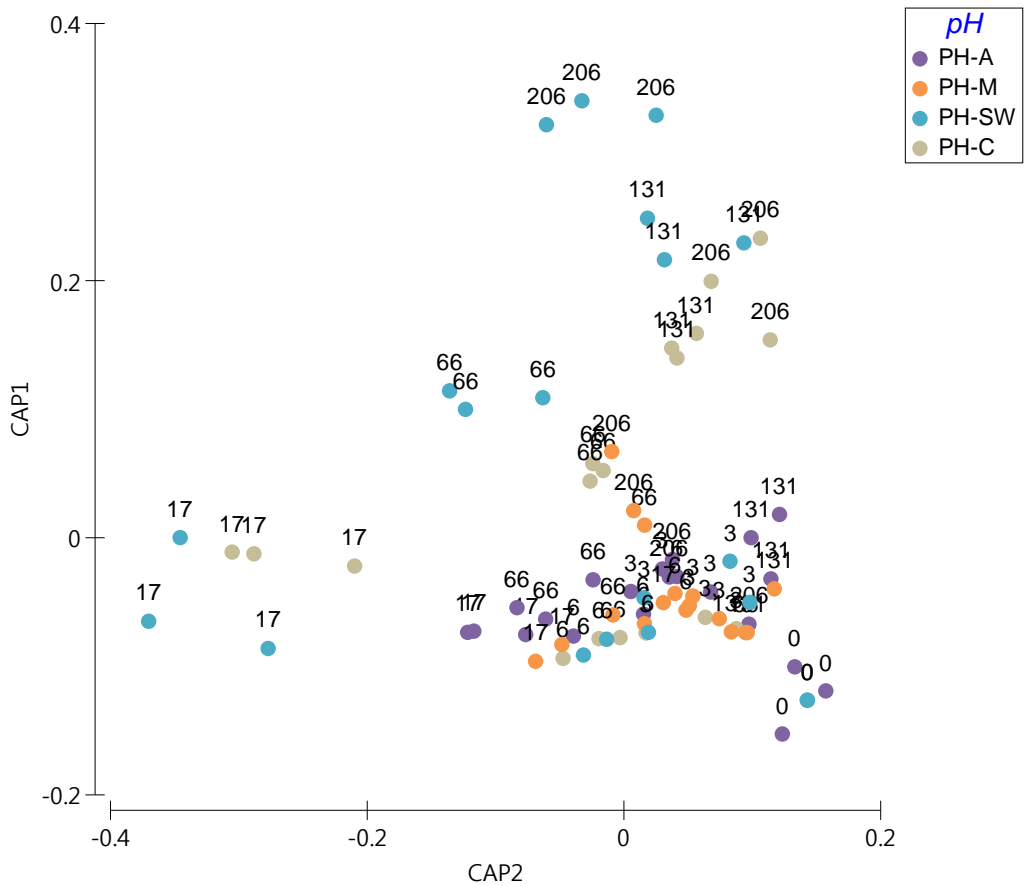


Fig. 36. Analisi CAP dei dati di abbondanza effettuata in base all'interazione pH X Tempo. L'analisi è stata condotta sulla base della matrice di similarità di Bray-Curtis.

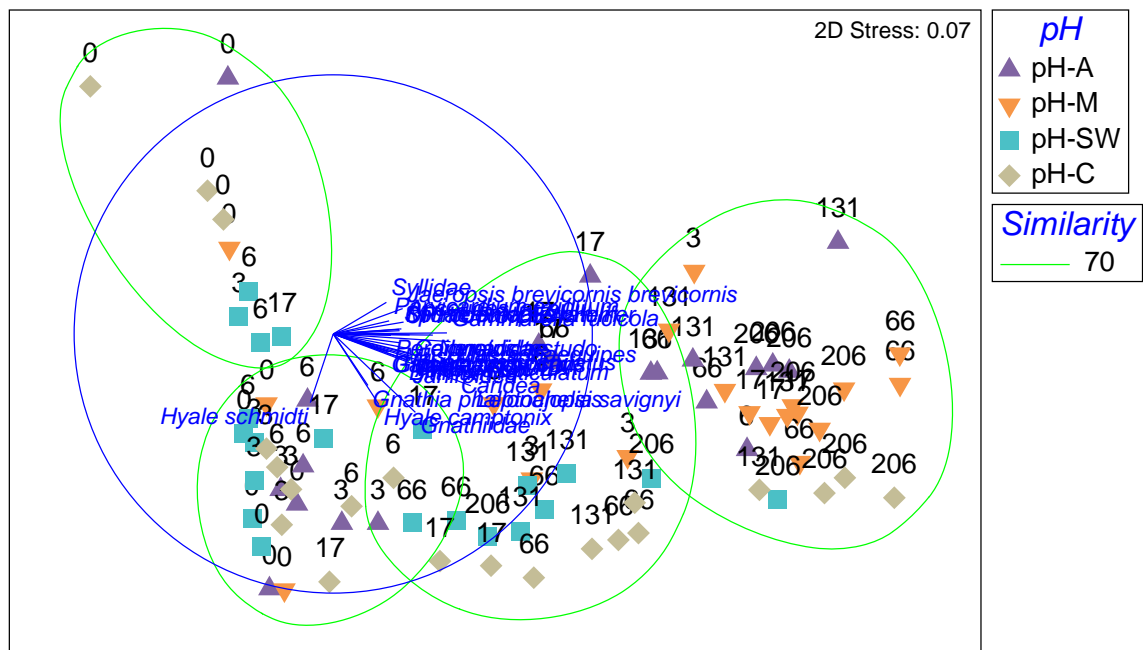


Fig. 37. Ordinamento nMDS, analisi dei cluster (matrice di similarità) e vettori di correlazione di Pearson delle variabili relative alle specie individuate all'interno delle litterbag (App. 1) in base al sito di campionamento, dei punti campione relativi alle quattro classi dimensionali del detrito (2000, 500, 63 e <63 μm) misurate ad ogni tempo di campionamento (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni). I dati sono log-trasformati e standardizzati.

I dati di abbondanza delle singole specie individuate all'interno delle *litterbag* (App. 2) sono stati analizzati utilizzando gli indici di diversità (Fig. 38).

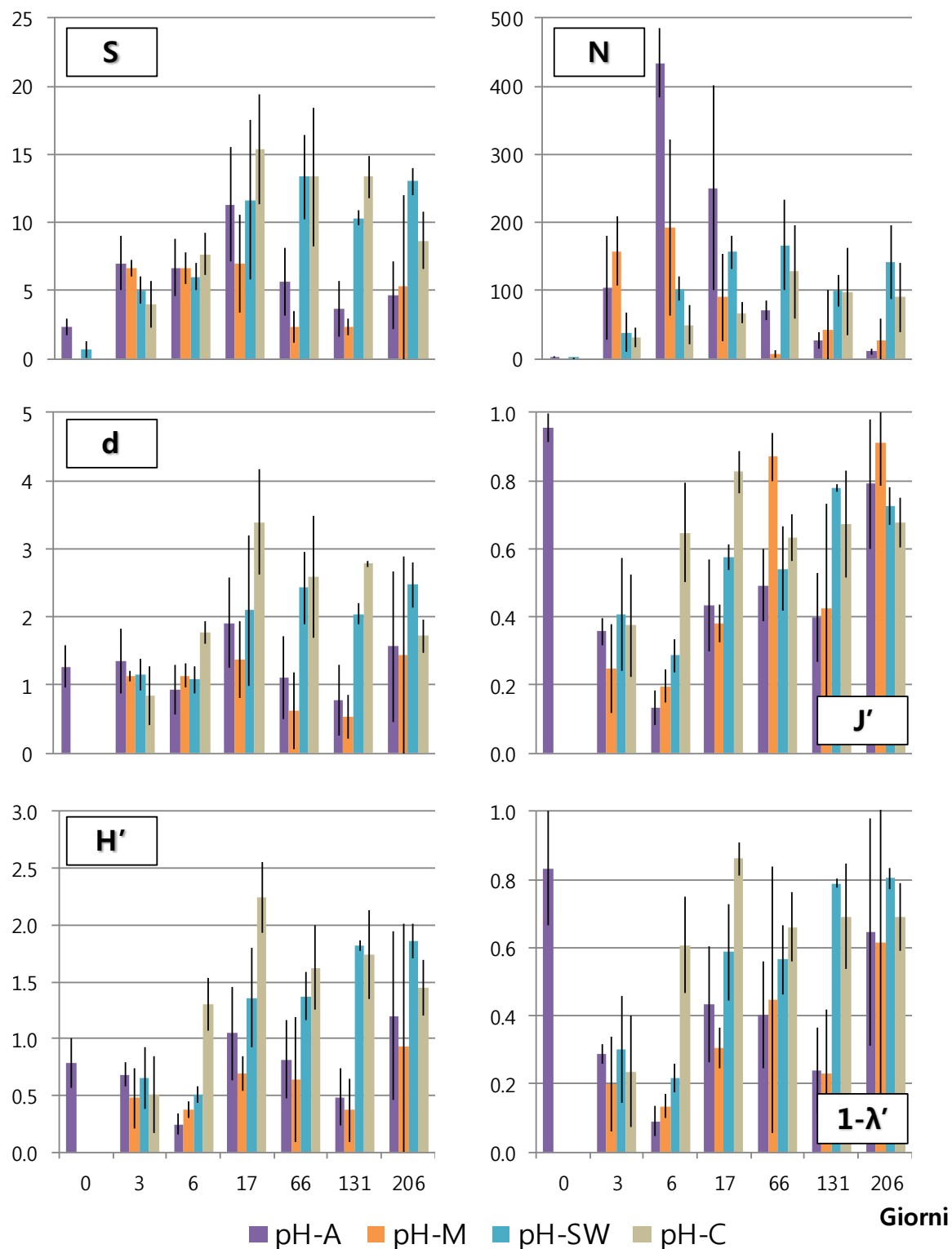


Fig. 38. Valori medi e relative deviazioni standard (d.s.), dei valori degli indici S, N, d, J', H' e $1-\lambda'$ relativi alle specie identificate ad ogni scadenza temporale (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni) nei quattro siti (pH-A, pH-M, pH-SW, pH-C).

Il numero di specie (S) individuate nei quattro siti di campionamento durante l'arco temporale dell'esperimento ha evidenziato un andamento a campana dei dati per i siti "pH-A" e "pH-M" con il numero massimo di specie registrato durante il quarto tempo di campionamento (17 giorni), mentre per i siti "pH-SW" e "pH-C" il numero di specie è risultato essere circa 2 volte superiore rispetto agli altri due siti durante gli ultimi tre tempi di campionamento (Fig. 38). L'ANOVA ha evidenziato differenze significative sia per i fattori principali pH e Tempo, sia per la loro interazione pHXTe; in particolare, i confronti a posteriori (SNK) hanno evidenziato come i dati relativi ai siti "pH-M" e "pH-A" siano risultati significativamente inferiori rispetto ai siti "pH-SW" e "pH-C" (Tab. 47).

Tab. 47. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra pH e Tempo, dei valori del numero di specie (S). [*= p<0.05; **= p<0.01; ***= p <0.001; ns = differenza non significativa (p>0.05); pH-A, pH-M, pH-SW, pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
pH	302.1429	3	100.7143	13.710	***
Tempo=Te	761.2381	6	126.8730	17.270	***
pHXTe	494.8571	18	27.4921	3.740	***
	411.3333	56	7.3452		
SNK					
	pH		pH-M=pH-A<pH-SW**=pH-C		
	Te		0<3**=6=131=206=66<17*		
		pH(Te) 0	pH-M=pH-C=pH-SW=pH-A		
		pH(Te) 3	pH-C=pH-SW=pH-M=pH-A		
		pH(Te) 6	pH-SW=pH-M=pH-A=pH-C		
	pHXTe	pH(Te) 17	Te(pH) pH-A 0=131=206=66=6=3=17		
		pH(Te) 66	Te(pH) pH-M 0=66=131=206=6=3=17		
		pH(Te) 131	Te(pH) pH-SW 0=3=6=131=17=206=66		
		pH(Te) 206	Te(pH) pH-C 0=3=6=206=131=66=17		
Test di Cochran = ns					

Il numero di individui (N) ritrovati nei quattro siti di campionamento durante l'arco temporale dell'esperimento ha evidenziato un andamento simile a quello riscontrato per il numero di specie, ad eccezione del valore massimo che è stato riscontrato durante il terzo tempo di campionamento nel sito "pH-A" (6 giorni) con il numero di individui nettamente superiore nei siti "pH-SW" e "pH-C" rispetto agli altri due siti negli ultimi tre tempi di campionamento (Fig. 38). L'ANOVA effettuata per verificare l'influenza del fattore pH e Tempo, ha evidenziato differenze significative per

entrambi i fattori e per l'interazione tra i due; andando ad analizzare i confronti a posteriori (SNK) non sono state riscontrate differenze significative tra i siti durante i primi quattro tempi di campionamento, invece separatamente per ogni sito sono state riscontrate differenze significative tra il primo e gli altri tempi di campionamento per tutti i siti ad eccezione del sito "pH-A" (Tab. 48).

Tab. 48. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra pH e Tempo, dei valori del numero di individui (N). [*= p<0.05; **= p<0.01; ***= p <0.001; ns = differenza non significativa (p>0.05); pH-A, pH-M, pH-SW, pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
pH	10.1551	3	3.3850	8.190	***
Tempo=Te	158.6584	6	26.4431	63.990	***
pHxTe	48.4576	18	2.6921	6.510	***
	23.1404	56	0.4132		
pH-M < pH-C* = pH-A = pH-SW 0 < 206** = 131 = 66 = 3 < 17* = 6					
SNK	pH				
	Te				
		pH(Te) 0	pH-M = pH-C = pH-SW = pH-A		
		pH(Te) 3	pH-C = pH-SW = pH-A = pH-M		
		pH(Te) 6	pH-C = pH-SW = pH-M = pH-A	Te(pH) pH-A	0 = 206 = 131 = 66 = 3 = 17 = 6
	pHxTe	pH(Te) 17	pH-C = pH-M = pH-SW = pH-A	Te(pH) pH-M	0 < 66** = 206 = 131 < 17* = 3 = 6
		pH(Te) 66	pH-M < pH-A** = pH-C = pH-SW	Te(pH) pH-SW	0 < 3** = 131 = 6 = 206 = 17 = 66
		pH(Te) 131	pH-M = pH-A < pH-C* = pH-SW	Te(pH) pH-C	0 < 3** = 6 = 17 = 206 = 131 = 66
	pH(Te) 206	pH-A = pH-M < pH-C** = pH-SW			
Trasf = Ln(X+1)					

L'indice di ricchezza specifica di Margalef (d) ha mostrato un andamento che rispecchia l'andamento visti in precedenza per il numero di specie, con i valori più elevati registrati per il sito "pH-C" durante il quarto tempo di campionamento (17 giorni) e con valori che si mantengono nettamente più elevati per i siti "pH-SW" e "pH-C" rispetto agli altri due siti durante gli ultimi tempi di campionamento (Fig. 38). L'ANOVA effettuata per valutare l'effetto dei fattori pH e Tempo ha evidenziato differenze significative per i fattori principali e per la loro interazione; i confronti a posteriori (SNK) hanno evidenziato come i valori relativi al sito "pH-M" siano risultati significativamente inferiori rispetto agli altri siti di campionamento (Tab. 49).

Tab. 49. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra pH e Tempo, dei valori dell'indice di Margalef (d). [*= p<0.05; **= p<0.01; ***= p <0.001; ns = differenza non significativa (p>0.05); pH-A, pH-M, pH-SW, pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p	
pH	11.3723	3	3.7908	11.720	***	
Tempo=Te	26.0072	6	4.3345	13.410	***	
pHxTe	20.9478	18	1.1638	3.600	***	
	18.1056	56	0.3233			
<p>pH-M < pH-A* = pH-SW = pH-C 0 < 3** = 6 = 131 = 66 = 206 = 17</p>						
SNK	pH					
	Te					
		pH(Te) 0	pH-M = pH-SW = pH-C < pH-A*			
		pH(Te) 3	pH-C = pH-M = pH-SW = pH-A			
		pH(Te) 6	pH-A = pH-SW = pH-M = pH-C		Te(pH) pH-A 131 = 6 = 66 = 0 = 3 = 206 = 17	
	pHxTe		pH(Te) 17	pH-M = pH-A = pH-SW < pH-C**		Te(pH) pH-M 0 = 131 = 66 = 3 = 6 = 17 = 206
		pH(Te) 66	pH-M = pH-A < pH-SW** = pH-C		Te(pH) pH-SW 0 < 6* = 3 = 131 = 17 = 66 = 206	
	pH(Te) 131	pH-M = pH-A < pH-SW** = pH-C		Te(pH) pH-C 0 = 3 = 206 = 6 = 66 = 131 = 17		
	pH(Te) 206	pH-M = pH-A = pH-C = pH-SW				
Test di Cochran = ns						

I valori dell'indice di equipartizione di Pielou (J') hanno mostrato un andamento comune per i quattro siti, con un progressivo aumento a partire dal secondo tempo fino alla fine dell'esperimento (Fig. 38). L'ANOVA ha evidenziato differenze significative per i fattori principali e per la loro interazione; i confronti a posteriori (SNK) non hanno evidenziato differenze significative tra i siti, mentre in relazione alle interazioni analizzate, in generale è evidenziabile come i valori statisticamente più bassi siano stati riscontrati per il primo tempo di campionamento per tutti i siti ad eccezione del sito "pH-A" (Tab. 50).

Tab. 50. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra pH e Tempo, dei valori dell'indice di equipartizione di Pielou (J'). [*= p<0.05; **= p<0.01; ***= p <0.001; ns = differenza non significativa (p>0.05); pH-A, pH-M, pH-SW, pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
pH	0.0963	3	0.0321	3.370	*
Tempo=Te	2.7962	6	0.4660	48.960	***
pHXTe	3.3788	18	0.1877	19.720	***
	0.5330	56	0.3233		
	pH		pH-M=pH-SW=pH-A=pH-C		
	Te		0=6=3<17**=131=66<206**		
SNK		pH(Te) 0	pH-M=pH-SW=pH-C<pH-A**		
		pH(Te) 3	pH-M=pH-A=pH-C=pH-SW		
		pH(Te) 6	pH-A=pH-M=pH-SW<pH-C**	Te(pH) pH-A	6<3**=131=17=66<206**<0*
	pHXTe	pH(Te) 17	pH-M=pH-A=pH-SW<pH-C**	Te(pH) pH-M	0<6*=3=17<131**<66*=206
		pH(Te) 66	pH-A=pH-SW=pH-C<pH-M**	Te(pH) pH-SW	0<6**=3=66=17=206=131
		pH(Te) 131	pH-A<pH-M**=pH-C=pH-SW	Te(pH) pH-C	0<3**<66**=6=131=206=17
		pH(Te) 206	pH-C=pH-SW=pH-A=pH-M		
Test di Cochran = ns					

I valori dell'indice di diversità specifica di Shannon Weaver (H') hanno mostrato lo stesso andamento riscontrato per il numero di specie, con i valori più elevati registrati al quarto tempo (17 giorni) (Fig. 38). L'ANOVA ha evidenziato differenze significative per i fattori principali e per l'interazione tra i due; i confronti a posteriori (SNK) hanno evidenziato come i valori relativi ai siti "pH-M" e "pH-A" siano risultati significativamente inferiori rispetto agli altri due siti (Tab. 51).

Tab. 51. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra pH e Tempo, dell'indice di diversità specifica di Shannon e Weaver (H'). [*= p<0.05; **= p<0.01; ***= p <0.001; ns = differenza non significativa (p>0.05); pH-A, pH-M, pH-SW, pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
pH	6.3077	3	2.1026	20.280	***
Tempo=Te	15.4983	6	2.5830	24.920	***
pHXTe	9.2817	18	0.5156	4.970	***
	5.8057	56	0.1037		
	pH		pH-M=pH-A<pH-SW**=pH-C		
	Te		0<3**=6<131**=66=17=206		
SNK		pH(Te) 0	pH-M=pH-SW=pH-C<pH-A*		
		pH(Te) 3	pH-M=pH-C=pH-SW=pH-A		
		pH(Te) 6	pH-A=pH-M=pH-SW<pH-C**	Te(pH) pH-A	6=131=3=0=66=17=206
	pHXTe	pH(Te) 17	pH-M=pH-A=pH-SW<pH-C**	Te(pH) pH-M	0=6=131=3=66=17<206*
		pH(Te) 66	pH-M=pH-A<pH-SW*=pH-C	Te(pH) pH-SW	0=6=3<17*=66=131=206
		pH(Te) 131	pH-M=pH-A<pH-C**=pH-SW	Te(pH) pH-C	0=3<6**=206=66=131=17
		pH(Te) 206	pH-A=pH-M=pH-C=pH-SW		
Test di Cochran = ns					

L'indice di Gini-Simpson ($1-\lambda'$) ha mostrato un andamento dei dati abbastanza eterogeneo, con i valori più elevati registrati al quarto tempo di campionamento (17 giorni) per il sito "pH-C" sebbene in media i valori più elevati siano stati riscontrati durante l'ultimo tempo di campionamento (Fig. 38). L'ANOVA ha evidenziato differenze significative per i fattori principali e per l'interazione tra i due fattori pH e Tempo, i confronti a posteriori (SNK) hanno evidenziato come i valori relativi al sito "pH-M" siano risultati significativamente inferiori rispetto agli altri siti (Tab. 52).

Tab. 52. Risultati dell'Analisi della Varianza (ANOVA) eseguita per verificare le differenze tra pH e Tempo, dell'indice di Gini-Simpson ($1-\lambda'$). [*= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; ns = differenza non significativa ($p > 0.05$); pH-A, pH-M, pH-SW, pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	SS	df	MS	f	p
pH	0.1894	3	0.0631	8.630	***
Tempo=Te	1.6067	6	0.2678	36.610	***
pHxTe	1.6004	18	0.0889	12.160	***
	0.4096	56	0.0073		
<p>SNK</p> <p>pH-M < pH-A* = pH-SW = pH-C 0 = 6 = 3 < 131** = 17 = 66 < 206**</p> <p>pH(Te) 0 pH-M = pH-SW = pH-C < pH-A** pH(Te) 3 pH-M = pH-C = pH-A = pH-SW pH(Te) 6 pH-A = pH-M = pH-SW < pH-C** Te(pH) pH-A 6 = 131 = 3 = 66 = 17 = 206 = 0 pH(Te) 17 pH-M = pH-A = pH-SW < pH-C* Te(pH) pH-M 0 = 6 = 3 = 131 = 17 < 66** < 206* pH(Te) 66 pH-A = pH-SW = pH-C = pH-M Te(pH) pH-SW 0 < 6** = 3 < 66* = 17 = 131 = 206 pH(Te) 131 pH-M = pH-A < pH-C** = pH-SW Te(pH) pH-C 0 < 3** < 6** = 66 = 131 = 206 = 17 pH(Te) 206 pH-A = pH-C = pH-SW = pH-M</p>					
Trasf = $\ln(X+1)$					

I valori relativi a tutti gli indici di diversità calcolati sulla base delle specie individuate all'interno delle *litterbag* durante l'intero arco temporale dell'esperimento sono stati posti all'interno di un'unica matrice e analizzati secondo un approccio multivariato.

L'Analisi Permutazionale della Varianza (PERMANOVA) ha evidenziato differenze significative per i fattori principali pH e Tempo e per la loro interazione (Tab. 53).

In particolare, andando a guardare i singoli confronti a coppie è evidenziabile come in relazione al fattore pH, ad esclusione del confronto tra i siti "pH-A" e "pH-M", tutti i confronti tra i siti siano risultati statisticamente significativi; in relazione al fattore Tempo, tutti i confronti a coppie sono risultati statisticamente significativi. I confronti a coppie relativi all'interazione pHXTe hanno evidenziato come in relazione al sito "pH-M" non siano state riscontrate differenze significative nel confronto tra i tempi.

Tab. 53. Risultati dell'Analisi Permutazionale della Varianza (PERMANOVA) eseguita sui valori degli indici S, N, d, J', H' e 1-λ'. [*= p<0.05; **= p<0.01; ***= p <0.001; ns = differenza non significativa (p>0.05); pH-A, pH-M, pH-SW, pH-C; Tempo (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni)].

Sorgente di Variazione	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
pH	3	969.2	6.3172	***
Tempo=Te	6	2069.7	13.49	***
pHXTe	18	650.26	4.2383	***
Res	56	153.42		
Total	83			

Confronti a coppie	Gruppi	t	P(perm)
pH	pH-A, pH-M	1.5568	n.s.
	pH-A, pH-SW	2.8268	**
	pH-A, pH-C	3.2521	***
	pH-M, pH-SW	2.8724	***
	pH-M, pH-C	2.7174	**
	pH-SW, pH-C	2.2432	**
Tempo	0, 3	9.6845	***
	0, 6	15.525	***
	0, 17	11.87	***
	0, 66	5.5679	***
	0, 131	6.7433	***
	0, 206	4.3061	***
	3, 6	2.4688	**
	3, 17	3.5916	***
	3, 66	1.674	***
	3, 131	1.3968	***
	3, 206	1.947	***
	6, 17	3.1263	***
	6, 66	2.1765	***
	6, 131	2.7019	***
	6, 206	2.6231	***
	17, 66	1.7232	***
	17, 131	2.468	***
	17, 206	1.9474	***
	66, 131	0.53923	***
	66, 206	0.56831	***
131, 206	0.94027	**	

pHXTe	Gruppi	t	P(MC)	t	P(MC)	t	P(MC)	t	P(MC)		
										0 Giorni	3 Giorni
	PH-A, PH-SW	11.5	***	1.4384	n.s.	4.5271	**	0.8918	n.s.		
	PH-A, PH-C	1.7334	n.s.	1.7334	n.s.	5.2975	**	2.6913	*		
	PH-A, PH-M	1.4867	n.s.	1.4867	n.s.	1.8588	n.s.	1.4981	n.s.		
	PH-SW, PH-C	0.5711	n.s.	0.5711	n.s.	3.0801	*	2.2276	n.s.		
	PH-SW, PH-M	2.5207	n.s.	2.5207	*	1.1271	n.s.	1.5303	n.s.		
	PH-C, PH-M	2.3141	n.s.	2.3141	n.s.	2.8576	*	2.5306	*		
	66 Giorni	PH-A, PH-SW	2.6502	*	3.8998	*	2.7797	*			
		PH-A, PH-C	2.251	n.s.	3.7114	*	2.1383	n.s.			
		PH-A, PH-M	1.6525	n.s.	0.44822	n.s.	2.167	n.s.			
		PH-SW, PH-C	0.48033	n.s.	1.6699	n.s.	1.8684	n.s.			
		PH-SW, PH-M	2.1467	n.s.	2.1839	*	1.2865	n.s.			
		PH-C, PH-M	2.0564	n.s.	2.2838	*	0.98031	n.s.			
		131 Giorni	pH-A	6.5689	***	2.7439	n.s.	10.36	***	5.6746	n.s.
			0, 3	11.214	***	1.8878	n.s.	30.948	***	5.598	n.s.
	0, 6		6.8249	***	4.9021	n.s.	14.015	***	6.2106	n.s.	
	0, 17		5.6787	**	5.4422	n.s.	24.081	***	9.0404	n.s.	
	0, 66		3.97	**	4.1016	n.s.	60.375	***	7.2108	n.s.	
	0, 131		1.6989	n.s.	4.1016	n.s.	33.915	***	11.444	n.s.	
	0, 206		3.4274	*	0.57328	n.s.	1.8998	n.s.	1.9583	n.s.	
	3, 6		1.6064	n.s.	1.2064	n.s.	2.6737	*	3.4934	*	
3, 17	0.76994		n.s.	1.987	n.s.	3.3835	*	3.0027	*		
3, 66	2.1597		n.s.	1.7746	n.s.	3.368	*	3.1572	*		
3, 131	2.2916		*	1.2419	n.s.	3.7856	**	2.5431	n.s.		
3, 206	2.593		*	1.2786	n.s.	2.5501	*	2.334	*		
6, 17	3.8071	**	1.9665	n.s.	4.2261	**	1.6852	n.s.			
6, 66	3.922	**	1.775	n.s.	6.308	**	1.8695	n.s.			
6, 131	3.9002	**	1.2379	n.s.	6.0161	**	0.85133	n.s.			
6, 206	1.9378	n.s.	1.6022	n.s.	0.41148	n.s.	1.4134	n.s.			
17, 66	3.2265	*	1.2022	n.s.	1.4002	n.s.	1.245	n.s.			
17, 131	2.7328	*	0.80396	n.s.	1.1602	n.s.	2.2359	*			
17, 206	1.8206	n.s.	0.76425	n.s.	2.254	n.s.	0.63357	n.s.			
66, 131	2.0324	n.s.	0.867	n.s.	1.2182	n.s.	1.0546	n.s.			
66, 206	1.4834	n.s.	0.2787	n.s.	1.5309	n.s.	1.4673	n.s.			

4.5. Analisi complessiva dei risultati ottenuti

Per una valutazione complessiva dei risultati ottenuti sono stati calcolati i tassi di decomposizione (k_x) relativi ad ogni tempo ed a ogni sito di campionamento. La matrice dei dati è stata quindi unificata con i risultati ottenuti dalle singole variabili analizzate durante gli esperimenti e relative alla caratterizzazione ambientale (temperatura, pH, ossigeno disciolto e salinità), alle caratteristiche del detrito ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, carbonio organico, azoto totale e rapporto C/N) e alla comunità associata, sia in relazione ai gruppi tassonomici individuati (Stagnone di Marsala: Acarina, Amphipoda Caprelloidea e Gammaridea, Bivalvia, Chironomidae, Copepoda, Cumacea, Euphausiacea, Gastropoda, Isopoda, Mysida, Nematoda, Ophiuroidea, Ostracoda, Polychaeta, e Tanaidacea; Baia di Levante: Acarina, Amphipoda Caprelloidea e Gammaridea, Bivalvia, Chironomidae, Copepoda, Cumacea, Decapoda, Gastropoda, Isopoda, Mysida, Nematoda, Ophiuroidea, Ostracoda, Polychaeta, e Tanaidacea) che in relazione agli indici di diversità (S, N, d, H', J' e $1-\lambda'$).

4.5.1. Il gradiente di confinamento: lo Stagnone di Marsala

Data la presenza di numerose variabili esplicative si è proceduto con l'analisi dei dati tramite la regressione lineare multipla.

Il modello realizzato prende, quindi, in considerazione tutte le variabili esplicative: temperatura, pH, ossigeno disciolto e salinità, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, carbonio organico, azoto totale e rapporto C/N, Acarina, Amphipoda Caprelloidea e Gammaridea, Bivalvia, Chironomidae, Copepoda, Cumacea, Euphausiacea, Gastropoda, Isopoda, Mysida, Nematoda, Ophiuroidea, Ostracoda, Polychaeta, e Tanaidacea, S, N, d, H', J' e $1-\lambda'$. Tale modello ha mostrato una percentuale di varianza spiegata in relazione alla variabile di risposta k minore del 40% ($R^2=0.386$), e l'analisi dei VIF (fattori di inflazione di varianza) ha evidenziato come le variabili che mostrino dei valori elevati siano state: N%, C/N, pH, S, N, d, J', H' e $1-\lambda'$. Tali variabili sono state quindi escluse dal modello e ne è stato creato uno comprendente le variabili rimaste.

Per stabilire quali variabili risultano importanti all'interno del modello si è proceduto utilizzando l'AIC (Akaike's Information Criterion) in modo da cercare quali variabili esplicative lasciare e quali eliminare dall'analisi. Si è utilizzata la procedura *stepwise* che partendo da un valore di AIC=-719.29, ha selezionato il modello con un AIC=-745.71 che comprende la sola variabile C% come variabile esplicativa (Tab. 54).

Tab. 54. Dati relativi al modello scelto tramite la procedura *stepwise*; coefficienti del modello e risultati relativi analisi della varianza (ANOVA).

Modello:				
	N. Variabili		RSS	AIC
C%	1		0.0021636	-745.71
Coefficienti:				
	Stimati	ES	t	p
Intercetta	0.030	0.017	1.762	0.082
C	-0.001	0.000	-1.563	0.123
$r^2 = 0.034$				
ANOVA:				
		MS	F	P
C		7.55E-05	2.442	0.123
Residui		3.09E-05		

4.5.2. Il gradiente di acidificazione: la Baia di Levante (Isola di Vulcano, Arcipelago delle Isole Eolie)

Data la presenza di numerose variabili esplicative si è proceduto con l'analisi dei dati tramite la regressione lineare multipla.

Il modello realizzato prende, quindi, in considerazione tutte le variabili esplicative: temperatura, pH, ossigeno disciolto e salinità, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, carbonio organico, azoto totale e rapporto C/N, Acarina, Amphipoda Caprelloidea e Gammaridea, Bivalvia, Chironomidae, Copepoda, Cumacea, Decapoda, Gastropoda, Isopoda, Mysida, Nematoda, Ophiuroidea, Ostracoda, Polychaeta, e Tanaidacea, S, N, d, H', J' e $1-\lambda'$. Tale modello ha mostrato una percentuale di varianza spiegata in relazione alla variabile di risposta k pari a circa il 64% ($R^2=0.643$), e l'analisi dei VIF (fattori di inflazione di varianza) ha evidenziato come le variabili che mostrino dei valori elevati siano state: N%, C/N, S, d, J', H' e $1-\lambda'$. Tali variabili sono state quindi escluse dal modello e ne è stato creato uno comprendente le variabili rimaste.

Per stabilire quali variabili risultano importanti all'interno del modello si è proceduto utilizzando l'AIC (Akaike's Information Criterion) in modo da cercare quali variabili esplicative lasciare e quali eliminare dall'analisi. Si è utilizzata la procedura *stepwise* che partendo da un valore di $\text{AIC}=-248.74$, ha selezionato il modello con un $\text{AIC}=-276.8$ che comprende le variabili $\delta^{15}\text{N}$, C%, Amphipoda Gammaridae, Gastropoda e Nematoda come variabili esplicative (Tab. 55).

Tab. 55. Dati relativi al modello scelto tramite la procedura *stepwise*; coefficienti del modello e risultati relativi analisi della varianza (ANOVA).

Modello:				
	N. Variabili		RSS	AIC
$\delta^{15}\text{N} + \text{C}\% + \text{Amphipoda Gammaridae} + \text{Gastropoda} + \text{Nematoda}$	5		2.6999	-276.76
Coefficienti:				
	Stimati	ES	t	p
Intercetta	2.531	0.320	7.910	0.000
$\delta^{15}\text{N}$	-0.199	0.040	-4.975	0.000
C%	-0.046	0.008	-5.740	0.000
Amphipoda Gammaridae	-0.002	0.001	-1.766	0.081
Gastropoda	-0.028	0.014	-1.981	0.051
Nematoda	-0.120	0.082	-1.451	0.151
	$r^2 = 0.467$			
ANOVA:				
		MS	F	P
$\delta^{15}\text{N}$		1.041	30.066	0.000
C%		0.932	26.920	0.000
Amphipoda Gammaridae		0.198	5.724	0.019
Gastropoda		0.126	3.631	0.060
Nematoda		0.073	2.107	0.151
Residui		0.035		

5. DISCUSSIONE

Negli ambienti marino-costieri ed in particolare nei sistemi caratterizzati da praterie di fanerogame marine, il *pathway* del detrito svolge un ruolo rilevante nelle reti trofiche (Pergent e Pergent-Martini, 1991; Alongi, 1998), infatti, circa il 90% della produzione primaria fanerogamica non viene direttamente utilizzato dagli erbivori, ma rifornisce il *pathway* del detrito, rientrando sotto forma di materia organica detritale all'interno delle catene trofiche (Pergent *et al.*, 1994; Cebrián *et al.*, 1996; Pergent *et al.*, 1997).

La decomposizione del detrito fanerogamico, nello specifico, è dipendente dall'azione integrata di microrganismi eterotrofici e di macroinvertebrati detritivori (Varga, 2003) che rappresentano i maggiori consumatori di questa componente (Robertson e Mann, 1980; Wittmann *et al.*, 1981; Gallmetzer *et al.*, 2005) e per i quali gli accumuli di detrito fanerogamico forniscono un *habitat* e una importante fonte di alimento (Romero *et al.*, 1994). Nel processo di decomposizione, però, non intervengono soltanto fattori biotici, ma anche molteplici fattori abiotici come la stagionalità, la profondità, l'idrodinamismo e i processi di sedimentazione che, come è noto, agiscono rallentando o accelerando i processi di decomposizione del detrito (Gambi *et al.*, 1989; Mateo e Romero, 1996; Pusceddu *et al.*, 1999). Anche le variazioni a carico del pH possono causare effetti sui processi decompositivi come già visto in studi effettuati in mesocosmi o in ambienti di acque dolci e laghi dove gli scarichi urbani possono alterare il pH naturale (Batty e Younger, 2007; Dangles e Guérol, 2001; Dangles *et al.*, 2004; Lohr *et al.*, 2006).

Negli ambienti naturali, spesso la valutazione dell'influenza di singoli fattori risulta di difficile attuazione ma in alcuni casi la presenza di particolari gradienti ambientali, rende possibile la valutazione dell'effetto di alcune singole variabili o di alcuni gruppi di variabili sulla dinamica di decomposizione del detrito fogliare fanerogamico. In questo studio sono stati presi in considerazione due tipologie di gradienti ambientali: un gradiente di confinamento tipico di aree lagunari (*sensu*

Guelorget e Perthuisot, 1983), ed un gradiente di acidificazione naturale delle acque generato da sorgenti di CO₂ sottomarine superficiali. In particolare, gli obiettivi sono stati quelli di valutare l'effetto di questi due gradienti, confinamento e acidificazione, sulla velocità di decomposizione, sulle caratteristiche nutrizionali e sulla struttura della comunità macroinvertebrata associata al detrito stesso.

In entrambi i gradienti in cui sono stati effettuati gli esperimenti, il processo di decomposizione del detrito fanerogamico è stato analizzato tramite l'utilizzo dei pacchi di detrito o *litterbag*. Questa tecnica permette una buona valutazione della dinamica di decomposizione del detrito (Mancinelli *et al.*, 2005; Machás *et al.*, 2006; Pabst *et al.*, 2008; Costantini *et al.*, 2009), pur non essendo esente da critiche, in quanto può portare ad una sovrastima o ad una sottostima della velocità di decomposizione degli accumuli naturali di detrito (Walker *et al.*, 2003).

La velocità del processo di decomposizione è stata valutata sulla base della stima del tasso di decomposizione del detrito ottenuto utilizzando il modello di decadimento esponenziale negativo (Olson, 1963).

5.1. La dinamica di decomposizione del detrito fogliare fanerogamico e l'evoluzione delle sue caratteristiche nutrizionali

La decomposizione del detrito negli ambienti acquatici è un processo costituito da tre fasi: la prima fase di lisciviazione dei composti solubili è seguita dall'attività di decomposizione biologica svolta primariamente dai colonizzatori del detrito come batteri e funghi, i quali, grazie alla loro attività, permettono la colonizzazione e la frammentazione del detrito stesso da parte dei macroinvertebrati detritivori (terza fase) ed una più veloce fase di lisciviazione dei composti idrolizzati (Ruble e Roman, 1982; Valiela *et al.*, 1984, Benfield, 1996). Queste fasi sono, quindi, strettamente correlate tra loro e interdipendenti.

Durante gli esperimenti, in termini di peso secco di detrito fogliare (componente $>2000\mu\text{m}$) presente all'interno delle *litterbag* la prima data di campionamento ha mostrato in entrambe le aree una diminuzione di circa il 23% del peso secco iniziale. Questa riduzione è probabilmente causata dal veloce passaggio in soluzione dei composti più labili del detrito fogliare, processo caratteristico della prima fase di decomposizione, *leaching* (Banta *et al.*, 2004). Procedendo lungo l'arco temporale dell'esperimento si è assistito ad una stabilizzazione dei valori ed un ulteriore decremento nelle fasi finali degli esperimenti, rispecchiando in questo modo le tappe che si susseguono durante il processo di decomposizione del detrito e che sono state illustrate in precedenza.

Il detrito fogliare di *P. oceanica* presente all'interno delle *litterbag* è stato analizzato per stimare il contenuto in carbonio organico, azoto totale, il rapporto C/N e gli isotopi stabili di carbonio e azoto ($\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$). Queste analisi sono state utilizzate per valutare l'influenza dei due gradienti ambientali (acidificazione e confinamento) sulle caratteristiche nutrizionali del detrito durante l'arco temporale dell'esperimento.

In particolare, in relazione al gradiente di confinamento individuato all'interno dello Stagnone di Marsala, la velocità di decomposizione del detrito fogliare fanerogamico è risultata essere significativamente influenzata dal fattore Confinamento, con il sito più confinato "Laguna" che ha mostrato la percentuale più alta di detrito indecomposto $\approx 78.0\%$, mentre gli altri due siti hanno mostrato percentuali nettamente inferiori: $\approx 52.0\%$ per il sito "Bocca" e $\approx 37.7\%$ per il sito "Mare".

I tassi medi di decomposizione che sono stati calcolati lungo il gradiente di confinamento relativamente all'ultima data di campionamento (221 giorni) (Mare, $k_{221}=0.0044$ giorni $^{-1}$; Bocca, $k_{221}=0.0030$ giorni $^{-1}$; Laguna, $k_{221}=0.0011$ giorni $^{-1}$) sono risultati in media più elevati rispetto ad alcuni recenti studi effettuati in aree costiere lagunari (media $k_t=0.0012$ giorni $^{-1}$, Acquatina, Lecce, Costantini *et al.*, 2009), sebbene siano risultati in media inferiori rispetto a quelli calcolati in aree mediterranee ($k_t=0.006$ giorni $^{-1}$, Lacco Ameno, Ischia, Romero *et al.*, 1992, Pergent *et al.*, 1994; $k_t=0.005$ giorni $^{-1}$, Isole Medes, Spagna, Mateo e Romero, 1996; $k_t=0.003$ giorni $^{-1}$, Mar

Egeo, Grecia, Apostolaki *et al.*, 2009). In particolare, la località "Mare" è stata quella ad aver mostrato il tasso di decomposizione più elevato e quindi una maggiore perdita in termini di peso secco all'interno dei pacchi di foglie, seguita dalla località "Bocca" ed infine dalla località "Laguna" secondo un effetto di marinizzazione decrescente. Alla luce, quindi, di caratteristiche simili nei tre siti di campionamento (profondità ≈ 1 m, sedimento sabbioso e vegetazione dominata da *Cymodocea nodosa* con *patch* di *Posidonia oceanica*), le differenze riscontrate nella velocità del processo di decomposizione potrebbero essere ascrivibili al gradiente di confinamento individuato all'interno dello Stagnone di Marsala.

In generale, il contenuto sia di carbonio organico che di azoto totale del detrito è risultato superiore rispetto a quello registrato in altre aree del Mediterraneo (Lacco Ameno, Ischia, Romero *et al.*, 1992; Mar Egeo, Grecia, Apostolaki *et al.*, 2009), sebbene comparabile ai *range* riportati in letteratura per *P. oceanica* (Duarte, 1990). Durante l'esperimento, il C% e l'N% hanno mostrato una diminuzione significativa sebbene il *range* di variazione sia stato sempre molto ridotto. Il rilascio di carbonio organico dal detrito è stato maggiore nel sito "Mare" seguito dal sito "Bocca" e infine dal sito "Laguna" (rispettivamente, 4.9, 3.0 e 1.4%), mentre per l'azoto totale il rilascio è stato di minore entità: "Mare" 0.11% e "Laguna" 0.10% e "Bocca" 0.02%.

A differenza delle altre piante vascolari, dove il sequestro dei nutrienti durante la decomposizione è stato riscontrato per diverse specie (es. Harrison, 1989; Gallardo e Merino, 1992), i nutrienti presenti nei tessuti fogliari delle fanerogame marine vengono gradualmente rilasciati nell'ambiente come già stato riportato in letteratura (Machás *et al.*, 2006). Il rilascio di carbonio organico, nel caso del detrito fogliare, avviene sia a livello della colonna d'acqua che del sedimento dove l'aumento di questo nutriente comporta una stimolazione dell'attività batterica (Marbà *et al.*, 2006). L'aumento di tale componente rende più facilmente accessibile la fonte di carbonio, rappresentata dal detrito fanerogamico, anche per i consumatori dei livelli trofici più elevati (Robertson *et al.*, 1982), stimolando, quindi, la colonizzazione delle *patch* di detrito da parte dei macroinvertebrati bentonici e in sintesi l'intero processo di decomposizione.

Il contenuto in azoto delle fanerogame marine sembra invece essere dipendente da diversi fattori come i livelli di nutrienti dell'ambiente circostante, l'età delle foglie ma anche la quantità di luce che raggiunge la *canopy* fogliare (Pérez-Lloréns *et al.*, 1991; Peralta *et al.*, 2002).

Per quanto riguarda il rapporto C/N, esso è risultato in media maggiore nella località "Laguna" (39.15) rispetto alle altre due località "Mare" e "Bocca" (rispettivamente 34.41 e 33.79) e tali valori sono risultati al di sopra del *range* riportato da Cebrián e Duarte (1998) per i tessuti vivi di *P. oceanica* (15-30).

Il rapporto C/N è un indice delle qualità nutrizionali del substrato analizzato, e può influenzare l'abbondanza relativa della componente batterica e fungina, infatti, un substrato con un alto C/N (>30:1) favorisce la colonizzazione da parte dei funghi, mentre un substrato più labile con un basso rapporto C/N (>30:1) favorisce i batteri. Di conseguenza, i cambiamenti nei contenuti nutrizionali del substrato stesso possono provocare uno *shift* nell'abbondanza, non solo nella componente batterica o fungina, ma anche dei loro consumatori (Hendrix *et al.*, 1986; Moore e Hunt, 1988). In generale, nell'ambiente marino, una crescita batterica bilanciata richiede substrati con un rapporto C/N di circa 10.3 (Goldman *et al.*, 1987), ma i batteri hanno la capacità di utilizzare detrito vegetale con livelli di N anche più bassi, alterando quindi le loro richieste nutrizionali (Enríquez *et al.*, 1993). In generale, sono stati riportati valori di 21.4 per le macrofite marine (Atkinson e Smith, 1984) e di 20.4 per le fanerogame (Duarte, 1990).

Gli alti livelli registrati in media durante l'esperimento lungo il gradiente di confinamento per il rapporto C/N rappresentano un indice dell'elevata refrattarietà del detrito fanerogamico. In particolare, il dato più elevato registrato proprio nel sito più confinato (eg. "Laguna") permette di ipotizzare come in tale area l'utilizzo della fonte di materia organica, rappresentata dal detrito fogliare fanerogamico durante l'esperimento, risulti sfavorito.

I valori dei rapporti degli isotopi stabili dell'azoto e del carbonio ($\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$) relativi al detrito di *P. oceanica*, malgrado le differenze significative riscontrate durante

lo studio per il $\delta^{15}\text{N}$, non hanno presentato in generale delle elevate variazioni essendo compresi in un *range* abbastanza ridotto di valori ($\delta^{15}\text{N}$ minimo e massimo, rispettivamente 1.79 ± 0.03 e $2.68\pm 0.13\text{‰}$ e $\delta^{13}\text{C}$ minimo e massimo, rispettivamente -13.89 ± 0.33 e $-12.69\pm 1.16\text{‰}$). Questi risultati trovano un parziale riscontro nei dati riportati da Vizzini *et al.* (2003) ($\delta^{15}\text{N}$: $3.8\pm 2.1\text{‰}$ e $\delta^{13}\text{C}$: $-10.6\pm 1.1\text{‰}$) a seguito di uno studio condotto nella stessa area di studio, mentre il *range* che si registra per i tessuti vivi di *P. oceanica* è normalmente molto più ampio (Hemminga e Mateo, 1996; Vizzini *et al.*, 2002; Fourqurean *et al.*, 2007).

Il comportamento dei livelli degli isotopi stabili di carbonio e di azoto durante il processo di decomposizione è variabile nelle piante vascolari (Zieman *et al.*, 1984; Benner *et al.*, 1987; Currin *et al.*, 1995). Nelle mangrovie, ad esempio, sono state riportate piccole variazioni di $\delta^{13}\text{C}$ e diminuzioni molto più marcate di $\delta^{15}\text{N}$ (Zieman *et al.*, 1984), in *Spartina alterniflora* sono state registrate riduzioni sia nei valori di $\delta^{13}\text{C}$ (Benner *et al.*, 1987) che di $\delta^{15}\text{N}$ (Currin *et al.*, 1995), nelle fanerogame, invece, a seguito dei processi decompositivi sono state riportate solo piccole variazioni nei valori degli isotopi stabili di carbonio e azoto (Zieman *et al.*, 1984; Enríquez *et al.*, 1993).

Le differenze riscontrate in relazione alla specie analizzata possono essere spiegate dalla diversa strutturazione tissutale dei tessuti fanerogamici e anche da una diversa utilizzazione del detrito da parte della componente microbica. Infatti, poiché normalmente la biomassa batterica ha una firma isotopica $\delta^{13}\text{C}$ simile a quella del substrato assimilato (Coffin *et al.*, 1990; Hullar *et al.*, 1996), i cambiamenti nei valori del $\delta^{13}\text{C}$ durante la decomposizione dei tessuti vegetali possono essere determinati dal differente decadimento dei polisaccaridi e della lignina del materiale originale. Ma dato che la lignina ha un basso $\delta^{13}\text{C}$ (Benner *et al.*, 1987) e si decompone molto lentamente, la sua abbondanza relativa aumenta durante la decomposizione forzando quindi la diminuzione dei valori del $\delta^{13}\text{C}$ nei tessuti vegetali con alti livelli di lignina. La presenza di lignina nei tessuti delle fanerogame marine è stata abbondantemente dimostrata (Opsahl e Benner, 1993; Klap *et al.*, 2000) sebbene il quantitativo sia specie-specifico (Klap *et al.*, 2000), e dipendente dalla velocità di crescita delle foglie: specie che presentano foglie a crescita rapida hanno più basse concentrazioni rispetto alle

specie con foglie a crescita lenta (Klumpp *et al.*, 1989). A causa delle differenze nei contenuti di lignina nei tessuti tra le diverse specie (Klap *et al.*, 2000), ci si aspetta, quindi, che solo quelle che presentano foglie a crescita lenta mostrino differenze significative nei valori del $\delta^{13}\text{C}$ durante la decomposizione. Malgrado le differenze riscontrate durante gli esperimenti siano non significative, i nostri risultati sono in accordo con quanto riportato in letteratura, infatti, il $\delta^{13}\text{C}$ del detrito di *P. oceanica*, specie con un lento *turnover* (Cebrián e Duarte, 1998), ha mostrato una leggera diminuzione dei valori, probabilmente di minima entità a causa della durata degli esperimenti stessi.

In letteratura, nei tessuti delle piante vascolari sono stati registrate delle variazioni nei valori del $\delta^{15}\text{N}$ durante la decomposizione in risposta al sequestro dell'azoto ambientale da parte della comunità microbica (Zieman *et al.*, 1984; Wilson *et al.*, 1986; Fourqurean e Schrlau, 2003). Inoltre, è stato riportato come lo *shift* isotopico del $\delta^{15}\text{N}$ sia dipendente non solo dalla sorgente ambientale di N, ma anche dal contenuto iniziale di N del detrito (Zieman *et al.*, 1984), dalla natura della comunità microbica (Lehmann *et al.*, 2002) e dalla composizione del DIN assimilato dalla comunità microbica stessa (Caraco *et al.*, 1998). Ad esempio, nei tessuti delle mangrovie e di *Spartina spp.*, il livello di $\delta^{15}\text{N}$ durante la decomposizione viene alterato dalla crescita microbica (Zieman *et al.*, 1984; Wilson *et al.*, 1986). Per le fanerogame marine, il metabolismo microbico durante la decomposizione dovrebbe essere largamente dipendente dall'azoto endogeno presente nei tessuti (Zieman *et al.*, 1984) comportando quindi variazioni nel $\delta^{15}\text{N}$. Nel nostro esperimento, il $\delta^{15}\text{N}$ del detrito di *P. oceanica* lungo il gradiente di confinamento ha mostrato una leggera diminuzione nei siti "Laguna" e "Mare" (rispettivamente, 0.6 e 0.3‰) e un andamento opposto nel sito "Bocca" (0.4‰). Malgrado la significatività dei risultati, la bassa variabilità riscontrata potrebbe essere legata ad un equilibrio tra l'utilizzo dell'N endogeno e del sequestro dell'N esogeno da parte della componente microbica.

I risultati delle correlazioni di Pearson effettuate sui dati di decomposizione con le variabili relative al detrito (C%, N%, C/N, $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) hanno mostrato come il C% sia risultato fortemente correlato con il processo di decomposizione.

In conclusione, quindi, sembra che i tassi di decomposizione registrati lungo il gradiente di confinamento abbiano risposto al diverso grado di rilascio del carbonio organico da parte del detrito. Infatti, il più basso tasso di decomposizione è stato registrato per i campioni posizionati nel sito più confinato (eg. "Laguna") in cui è stato registrato anche il minore rilascio di carbonio organico da parte del detrito. Inoltre, anche l'elevata refrattarietà del detrito, indicata dall'alto rapporto C/N, riscontrata nello stesso sito, rappresenta un'ulteriore prova della difficoltà di utilizzo di questa componente da parte dei macroinvertebrati bentonici. Nel sito "Mare", invece, il maggiore rilascio di carbonio organico ed anche i livelli più bassi di refrattarietà del detrito rappresentano delle condizioni che avvantaggiano la colonizzazione e quindi comportano una maggiore possibilità di utilizzo di questa fonte di materia organica.

In relazione al gradiente di acidificazione individuato all'interno della Baia di Levante nell'Isola di Vulcano, il processo di decomposizione del detrito fogliare di *P. oceanica* non è risultato essere significativamente influenzato dall'interazione dei due fattori presi in considerazione pH e Tempo. In particolare, i tassi medi di decomposizione calcolati alla fine dell'esperimento (206 giorni) per i quattro siti di campionamento (pH-A, $k_{206}=0.0028$ giorni⁻¹; pH-M, $k_{206}=0.0042$ giorni⁻¹; pH-SW, $k_{206}=0.0025$ giorni⁻¹; pH-C, $k_{206}=0.0023$ giorni⁻¹) non hanno mostrato un chiaro andamento in relazione al gradiente individuato sebbene i tassi calcolati a circa metà esperimento (66 giorni) abbiano mostrato un andamento corrispondente al gradiente di pH individuato nell'area di studio (pH-A, $k_{66}=0.0022$ giorni⁻¹; pH-M, $k_{66}=0.0033$ giorni⁻¹; pH-SW, $k_{66}=0.0047$ giorni⁻¹; pH-C, $k_{66}=0.0061$ giorni⁻¹), con un incremento del tasso all'aumentare dei valori di pH.

Paragonando i nostri risultati con lavori che hanno utilizzato *P. oceanica* in aree mediterranee non influenzate dalla presenza di sorgenti di CO₂, la media dei tassi calcolati alla fine dell'esperimento nei quattro siti oggetto dello studio ($k_{206}=0.0030$ giorni⁻¹) è risultata inferiore, ed in alcuni casi paragonabile, a quella indicata in altri studi ($k_t=0.006$ giorni⁻¹, Lacco Ameno, Ischia, Romero *et al.*, 1992, Pergent *et al.*, 1994;

$k_t=0.005$ giorni⁻¹, Isole Medes, Spagna, Mateo e Romero, 1996; $k_t=0.003$ giorni⁻¹, Mar Egeo, Grecia, Apostolaki *et al.*, 2009).

In letteratura non sono presenti studi che hanno analizzato l'effetto di un gradiente di acidificazione naturale sulla decomposizione del detrito fogliare fanerogamico, quindi i risultati ottenuti sono stati confrontati con ambienti di acque dolci (e.g. fiumi) dove tali studi sono stati svolti per valutare gli effetti di acque reflue (es. Batty e Younger, 2007) o di sorgenti di acque dolci naturalmente acide (es. Löhr *et al.*, 2006).

In generale, dai nostri risultati sembra che la presenza di un gradiente di pH non comporti un'accelerazione o un rallentamento del processo di decomposizione del detrito fogliare fanerogamico, sebbene sia stato riportato che la decomposizione del detrito risulti inibita e quindi rallentata dalla presenza di condizioni acide (Chamier, 1987; Kittle *et al.*, 1995; Löhr *et al.*, 2006). Tale inibizione a basso pH dovrebbe essere correlata alla tossicità dello ione H⁺ che ad elevate concentrazioni determina una diminuzione della diversità della comunità microbica e dei macroinvertebrati (Gerhardt, 1993; Rothschild e Mancinelli, 2001). In effetti, sembra che in condizioni di acidificazione (almeno in ambienti di acque dolci), si registri uno *shift* da un processo di decomposizione dominato dalla componente batterica ad uno dominato dalla componente fungina (Hall *et al.*, 1989) ed inoltre sembra che diverse specie di funghi e batteri acido-tolleranti possano essere coinvolti nel processo in ambienti a basso pH (Gross e Robbins, 2000; Reith *et al.*, 2002). Batty e Younger (2007) hanno però riportato risultati differenti, evidenziando proprio come la velocità di decomposizione espressa come percentuale di peso secco perso dalle *litterbag* non risulti essere significativamente influenzata da differenti condizioni di pH. Gli autori, inoltre, mettono in evidenza come i tassi di decomposizione siano strettamente specie-dipendenti, spiegando quindi le differenze trovate (Kittle *et al.*, 1995).

In generale, i contenuti sia di carbonio organico che di azoto totale del detrito di *P. oceanica* sono risultati superiori rispetto a quelli registrati in altre aree del Mediterraneo (Lacco Ameno, Ischia, Romero *et al.*, 1992; Mar Egeo, Grecia, Apostolaki *et al.*, 2009), sebbene comparabili ai *range* riportati in letteratura (Duarte, 1990).

Durante l'esperimento, solo il C% ha mostrato una variazione significativa in relazione ai fattori considerati, mentre l'azoto totale ha mantenuto dei valori compresi in uno stretto *range*. In particolare il C% ha mostrato un iniziale incremento dei valori, seguito poi da una più lenta diminuzione, comportando un rilascio di carbonio organico alla fine dell'esperimento di 0.8, 4.6, 5.0 e 1.4% (rispettivamente, "pH-A", "pH-M", "pH-SW" e "pH-C"), mentre il rilascio di N% da parte del detrito è stato di minore entità per i siti "pH-M", "pH-SW" e "pH-C" (rispettivamente, 0.03, 0.91 e 0.14%) o assente per il sito "pH-A" che ha invece evidenziato un sequestro di azoto al termine dell'esperimento (0.05%).

Per quanto riguarda il rapporto C/N, è risultato in media maggiore nel sito "pH-C" (28.21) seguito da "pH-SW", "pH-M" e "pH-A" (25.45, 22.92 e 22.29) e tali valori sono risultati compresi nel *range* riportato da Cebrián e Duarte (1998) per i tessuti vivi di *P. oceanica* (15-30).

I valori dei rapporti degli isotopi stabili dell'azoto e del carbonio ($\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$) relativi al detrito di *P. oceanica*, non hanno evidenziato variazioni significative durante l'esperimento sebbene il $\delta^{15}\text{N}$ abbia evidenziato un progressivo impoverimento dei valori di circa 1.7‰ comune ai quattro siti di campionamento. Tali differenze sono risultate simili a quelle riportate da Fourqurean e Schrlau (2003) per i tessuti di fanerogame marine e sono probabilmente correlabili al sequestro di N ambientale da parte della componente microbica durante il processo di decomposizione.

I risultati delle correlazioni di Pearson effettuate sui dati di decomposizione con le variabili relative al detrito (C%, N%, C/N, $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) hanno mostrato come il C% ma anche i valori del $\delta^{15}\text{N}$ siano risultati fortemente correlati con il processo di decomposizione.

In conclusione, quindi, nei quattro siti di campionamento lungo il gradiente di acidificazione i tassi di decomposizione simili potrebbero essere legati agli andamenti coerenti registrati nel rilascio di carbonio organico ed azoto totale, e nei livelli del $\delta^{15}\text{N}$. Questi dati indicano, quindi, come la componente microbica non venga

differentemente influenzata, in relazione al gradiente di pH, da un diverso rilascio di nutrienti da parte del detrito fogliare fanerogamico.

L'analisi della dinamica del detrito fogliare fanerogamico e dell'evoluzione delle caratteristiche nutrizionali del detrito durante il processo decompositivo non risulta sufficiente a spiegare le diverse dinamiche riscontrate lungo i due gradienti ambientali. In effetti, come indicato in letteratura, i fattori abiotici e biotici concorrono nell'accelerare o nel rallentare i processi di decomposizione del detrito fogliare di *P. oceanica*.

5.2. L'influenza dei fattori abiotici

L'influenza delle caratteristiche abiotiche sui processi di decomposizione del detrito è stata ampiamente documentata in letteratura. Diversi studi hanno valutato come la profondità del sito di decomposizione (Mateo e Romero, 1996) o la temperatura della colonna d'acqua (Godshalk e Wetzel, 1978) possano essere dei fattori che accelerano o rallentano il processo decompositivo.

Pertanto, i due gradienti ambientali sono stati caratterizzati, analizzando alcune variabili della colonna d'acqua (temperatura, ossigeno disciolto, salinità e pH), ma anche la granulometria del sedimento. Le variabili ambientali analizzate hanno mostrato differenze significative per le interazioni corrispondenti al gradiente di appartenenza (Confinamento e Tempo, pH e Tempo) durante l'arco temporale dell'esperimento.

In relazione al gradiente di confinamento, i dati di temperatura, salinità e pH hanno mostrato lo stesso andamento generale, con i siti "Mare" e "Laguna" che hanno presentato le condizioni più estreme con valori rispettivamente, minori e maggiori rispetto al sito "Bocca".

In particolare, i valori di temperatura della colonna d'acqua misurati durante l'esperimento hanno mostrato un classico andamento stagionale con valori che sono risultati più elevati d'estate (in corrispondenza delle prime date di campionamento) e più bassi in inverno (in corrispondenza delle ultime date di campionamento). I valori di salinità all'interno dello Stagnone sono risultati generalmente superiori rispetto a quelli rilevati nel sito "Mare" durante l'intero esperimento come già evidenziato precedentemente in letteratura (Pusceddu *et al.*, 1997). I valori di pH sono risultati essere costantemente più basici all'interno dello Stagnone rispetto alle acque tipicamente marine presentando valori medi di 8.6 unità (sito "Laguna") con una maggiore omogeneità tra i siti di campionamento "Bocca" e "Mare" (rispettivamente 8.3 e 8.1 unità). Infine, la concentrazione di ossigeno disciolto della colonna d'acqua ha presentato concentrazioni medie di circa 7 mg l⁻¹ con valori massimi riscontrati durante il primo tempo di campionamento corrispondente alla primavera/estate quindi in concomitanza del periodo di maggiore produzione primaria (Mazzola e Vizzini, 2005). L'analisi della granulometria del sedimento suggerisce che la frazione tissutale predominante sia costituita dalla componente sabbiosa con una generale tendenza all'assottigliamento della matrice in corrispondenza della stazione più confinata, proprio in relazione alla tendenza della matrice sedimentaria a seguire un modello ad aree concentriche con le particelle più fini presenti nella zona centrale del bacino (Vizzini, 2000).

I risultati delle correlazioni di Pearson effettuate sui dati di decomposizione del detrito con le variabili ambientali analizzate hanno mostrato come il pH, la temperatura e la concentrazione di ossigeno disciolto siano risultati fortemente correlati con il processo di decomposizione.

In conclusione i tre siti di campionamento all'interno dello Stagnone di Marsala hanno mostrato differenze in relazione ai siti solo per gli ultimi tempi di campionamento, quindi è possibile mettere in relazione l'intero processo decompositivo con l'andamento generale delle variabili ambientali che risultano essere fortemente correlate con la decomposizione.

In relazione al gradiente di acidificazione delle acque i quattro siti di campionamento individuati all'interno della Baia di Levante dell'Isola di Vulcano (Isole Eolie) ricadono all'interno di un gradiente di pH parallelo alla costa generato dalla presenza di emissioni di CO₂ sottomarine superficiali. Questa zona negli ultimi anni sta cominciando ad essere oggetto di numerosi studi volti alla comprensione dei possibili effetti causati dall'aumento della concentrazione di CO₂ sull'ambiente marino (es. Johnson *et al.*, 2011). Le caratteristiche di temperatura, salinità e ossigeno disciolto della colonna d'acqua hanno presentato valori paragonabili ai valori medi delle acque superficiali del Mar Mediterraneo. In particolare, i valori di temperatura hanno evidenziato un classico andamento stagionale e un'elevata omogeneità tra i siti di campionamento. Anche i valori di salinità e di ossigeno disciolto sono risultati quasi sovrapponibili lungo il gradiente di acidificazione, non evidenziando particolari differenze tra i siti di campionamento. Infine, i valori di pH durante l'intero arco temporale dell'esperimento sono risultati concordi con il gradiente individuato, infatti, in media il sito più *acidificato* è risultato essere il sito "pH-A" seguito dai siti "pH-M", "pH-SW" e "pH-C" (rispettivamente 7.6, 7.9, 8.1 e 8.1).

I risultati delle correlazioni di Pearson effettuate sui dati di decomposizione del detrito con le variabili ambientali analizzate hanno mostrato come la salinità, il pH e la temperatura della colonna d'acqua siano risultati fortemente correlati con il processo di decomposizione.

In conclusione, i quattro siti di campionamento all'interno della Baia di Levante in generale hanno mostrato differenze in relazione ai siti soltanto per i valori di pH, e in effetti proprio questa variabile è risultata essere tra quelle maggiormente correlate con il processo di decomposizione del detrito fanerogamico. Malgrado l'elevata correlazione registrata, l'analisi delle sole variabili ambientali non permette di spiegare l'intero processo decompositivo del detrito fogliare di *P. oceanica* che non ha mostrato particolari differenze in relazione al gradiente di acidificazione individuato nella Baia di Levante.

5.3. L'influenza dei fattori biotici

Gli organismi che colonizzano il detrito in decomposizione ed in particolar modo i macroinvertebrati bentonici, svolgono una funzione importante durante il processo di decomposizione, infatti, contribuiscono alla frammentazione e al riciclo della materia organica che in tal modo può entrare all'interno della catena del detrito e venir riutilizzata e canalizzata verso i livelli trofici superiori (Coull, 1990). Infatti, proprio i macroinvertebrati bentonici e i microorganismi sono stati descritti come gli unici consumatori dei tessuti fogliari delle fanerogame marine in decomposizione (Fenchel, 1970, 1977; Robertson e Mann, 1980; Wittman *et al.*, 1981). Oltre ad essere una fonte importante di materia organica, il detrito rappresenta anche un *habitat* e una fonte di rifugio per tutti quegli organismi erbivori che si cibano della componente epifitica adesa al detrito stesso (Mulholland *et al.*, 2000).

In relazione all'esperimento svolto lungo il gradiente di confinamento all'interno dello Stagnone di Marsala, il numero di organismi che hanno colonizzato le *litterbag* è risultato maggiore nel sito "Bocca", seguito dai siti "Laguna" e "Mare". Il *taxon* che è stato maggiormente presente durante tutto l'esperimento è stato quello dei Crustacea con un andamento a campana in relazione al numero totale di individui presenti all'interno delle *litterbag*. Proprio alcune specie di Amphipoda Gammaridea e Tanaidacea sono risultate essere fortemente correlate con il processo di decomposizione, come indicato dai coefficienti delle correlazioni di Pearson.

Inoltre, i risultati degli indici di diversità hanno evidenziato come la comunità che ha progressivamente colonizzato il detrito presente all'interno delle *litterbag*, malgrado non mostri variazioni in relazione al numero di specie, sembra essere influenzata dal gradiente individuato all'interno dello Stagnone di Marsala in termini di numero di individui. I risultati dell'indice di diversità specifica, che hanno mostrato valori (H') non molto elevati, hanno evidenziato come la struttura della comunità non abbia mostrato differenze né durante l'esperimento e neanche in relazione al gradiente individuato, con un'elevata ripartizione del numero di individui tra le specie (J' sempre compreso tra 0.8 e 1 nei tre siti di campionamento).

Infatti, il detrito di *P. oceanica* ospita in genere una abbondante comunità animale e microbica, ma sebbene la diversità sia alta, questa non raggiunge i livelli riscontrati nello strato fogliare (Gambi *et al.*, 1992; Gallmetzer *et al.*, 2005). La fauna dello strato fogliare è rappresentata da erbivori e depositivori (Gambi *et al.*, 1992), sebbene alcune specie utilizzino il detrito come fonte secondaria di materia organica (Mazzella *et al.*, 1992). Al contrario, i Crustacea prettamente detritivori (come ad esempio, gli Amphipoda Gammaridea) rappresentano i gruppi tassonomici dominanti all'interno della comunità del detrito fanerogamico (Gallmetzer *et al.*, 2005). Wittman *et al.* (1981) hanno mostrato come in esperimenti svolti in mesocosmo, gli Amphipoda Gammaridea che si cibano di detrito fogliare di *P. oceanica* provochino un'accelerazione nella frammentazione del detrito aumentando quindi il tasso di degradazione del detrito stesso. Mateo e Romero (1996) hanno inoltre dimostrato come anche in ambiente naturale, la frammentazione meccanica del detrito fogliare sia causata da fattori fisici, ma anche da fattori biologici. La fauna quindi contribuisce alla degradazione del detrito assimilando direttamente il materiale fanerogamico e canalizzando tale fonte di materia organica all'interno delle praterie stesse, quindi mantenendo la produzione primaria fanerogamica all'interno della prateria stessa o in ecosistemi adiacenti.

L'utilizzo diretto del detrito fogliare fanerogamico da parte di alcune specie di Amphipoda Gammaridea è stato dimostrato da Lepoint *et al.* (2006), che hanno evidenziato come nei contenuti stomacali di *Gammarus aequicauda* e *Gammarella fucicola* siano risultati essere presenti significative quantità di detrito di *P. oceanica*, e che dai risultati dell'analisi degli isotopi stabili, il detrito oltre che essere ingerito venga anche assimilato o direttamente o attraverso dei meccanismi di assimilazione indiretta che coinvolgono la componente batterica. Inoltre, proprio l'analisi degli isotopi stabili (Gambi *et al.*, 1992; Gallmetzer *et al.*, 2005) ha permesso di distinguere due diverse comunità di Amphipoda Gammaridea che risultano essere dipendenti o dallo strato fogliare (con un utilizzo della componente epifitica come fonte di materia organica) o dal detrito fogliare (con un diretto utilizzo del detrito). Malgrado queste informazioni, il problema relativo alla digeribilità della componente rappresentata dal detrito fogliare non è stato ancora perfettamente chiarito. Il detrito fanerogamico viene, infatti,

definito come altamente refrattario proprio a causa dell'elevato rapporto C/N e dell'elevato quantitativo di carboidrati strutturali. In particolar modo il detrito di *P. oceanica* ha un elevato contenuto di lignina che è altamente refrattario anche per la digestione batterica (Klap *et al.*, 2000).

In conclusione, il diverso grado di colonizzazione del detrito di *P. oceanica* registrato lungo il gradiente di confinamento ed evidenziabile dal numero di organismi rinvenuto all'interno delle *litterbag* potrebbe essere spiegato andando ad analizzare il diverso rilascio di carbonio organico da parte del detrito stesso. I nostri risultati hanno, infatti, messo in evidenza come il C% sia stato più lentamente rilasciato proprio nella zona più confinata dello Stagnone, ed in tale area è quindi possibile ipotizzare che la colonizzazione microbica sia di minore entità comportando quindi anche una riduzione in numero della comunità a macroinvertebrati che si cibano di questa componente.

Inoltre, anche il fattore idrodinamismo potrebbe svolgere un ruolo importante nella frammentazione e nell'esportazione dei frammenti di detrito nei siti più esposti (siti "Mare" e "Bocca"). In questi siti, proprio l'idrodinamismo potrebbe agire aumentando la perdita di materiale detritale e comportando quindi un aumento dei tassi di decomposizione. Allo stesso tempo, il ridotto idrodinamismo e la stabilità nei siti meno esposti all'influenza marina, potrebbe creare, negli strati compattati di detrito all'interno delle *litterbag*, condizioni simili a quelle che si verificano negli strati più interni degli accumuli di detrito sommerso (*Submerged Detritus Accumulations*, SDA, Gallmetzer *et al.*, 2005) in presenza di condizioni idrodinamiche confrontabili. Secondo quanto riportato da Gallmetzer *et al.* (2005) gli strati interni degli SDA in sistemi stabili, potrebbero essere sottoposti a condizioni ipossiche in grado di ostacolare la colonizzazione da parte dei macroinvertebrati, riducendoli in numero e diminuendone la sopravvivenza; questa osservazione ci permette pertanto di ipotizzare che anche all'interno dei campioni della località meno esposta al mare nella nostra area di studio (siti "Laguna") si sia potuta verificare una condizione simile che insieme al lento rilascio di carbonio organico spiegherebbe il basso grado di colonizzazione del detrito registrato.

In relazione all'esperimento svolto lungo il gradiente di acidificazione all'interno della Baia di Levante, il numero di organismi rinvenuto all'interno delle *litterbag* è risultato essere maggiore nel sito "pH-A" e "pH-SW", rispetto ai siti "pH-M" e "pH-C". Anche in questo caso il processo di decomposizione è stato dominato dal *taxon* dei Crustacea.

Inoltre, i risultati degli indici di diversità hanno evidenziato come la comunità rinvenuta all'interno delle *litterbag* durante l'esperimento sembri essere influenzata dal gradiente di pH individuato all'interno della Baia di Levante. Sia il numero di specie (S) che il numero di individui (N) sono risultati essere significativamente influenzati sia durante l'esperimento che in relazione al gradiente di acidificazione con in media valori più bassi per i siti "pH-A" e "pH-M" rispetto ai siti "pH-SW" e "pH-C". Inoltre, sia l'indice di ricchezza specifica che l'indice di diversità specifica hanno mostrato differenze significative in relazione al tempo di campionamento e al gradiente individuato. La comunità è risultata essere meno equiripartita rispetto all'esperimento condotto all'interno dello Stagnone di Marsala.

La diversa struttura della comunità registrata nei quattro siti di campionamento risulta sicuramente correlata al gradiente di acidificazione, infatti sia il numero di specie che il numero di individui è risultato inferiore nei siti influenzati dal basso pH rispetto ai due siti che presentano un pH controllo. La diminuzione della complessità strutturale in termini di diminuzione della diversità della comunità microbica e dei macroinvertebrati in relazione ad un basso pH è già stata evidenziata da altri studi (Gerhardt, 1993; Rothschild e Mancinelli, 2001), probabilmente in risposta alla nota tossicità riportata per lo ione H⁺. Malgrado la diversa complessità della comunità bentonica registrata nei quattro siti di campionamento, i tassi di decomposizione del detrito di *P. oceanica* non hanno fatto registrare differenze in relazione al gradiente. Questi dati probabilmente potrebbero essere correlati all'assenza di evidenti differenze riscontrate nell'analisi del rilascio di carbonio organico e azoto totale dal detrito, ed inoltre, malgrado in condizioni di acidificazione dovrebbe registrarsi uno *shift* da un processo di decomposizione dominato dalla componente batterica ad uno dominato dalla componente fungina (Hall *et al.*, 1989), non sono presenti studi che valutino

specificatamente come il tasso di decomposizione possa variare in risposta a questi cambiamenti.

6. CONCLUSIONI

Questo studio ha esaminato come il processo di decomposizione del detrito fogliare di *P. oceanica* possa essere influenzato in risposta a due diversi gradienti naturali, un gradiente di confinamento individuato all'interno di un ambiente a caratteristiche lagunari (lo Stagnone di Marsala) e un gradiente di acidificazione individuato all'interno della Baia di Levante (Isola di Vulcano).

Lungo il gradiente di confinamento, i nostri risultati hanno messo in evidenza come il C% sia risultato essere l'unica variabile esplicativa (sebbene con una varianza spiegata molto bassa) che spieghi le variazioni riscontrate nei tassi di decomposizione durante l'esperimento; analizzando più in dettaglio i nostri siti, in particolare, sembra che nel sito "Mare" l'idrodinamismo agisca come fattore preponderante sulla frammentazione e sulla perdita di detrito all'interno delle *litterbag*, determinando il maggiore tasso di decomposizione accoppiato al più basso numero di organismi in grado di colonizzare tale componente; una diminuzione nel movimento delle masse d'acqua non sufficiente a creare condizioni sfavorevoli all'interno dei pacchi di foglie nella sito "Bocca" potrebbe permettere una decomposizione a livelli intermedi ma con un'elevata colonizzazione, mentre nel sito "Laguna" le condizioni stabili di ridotto idrodinamismo associate ad un più lento rilascio di carbonio organico potrebbero sfavorire il processo di colonizzazione e di conseguenza diminuire il tasso di decomposizione del detrito stesso.

Lungo il gradiente di acidificazione, invece, la dinamica decompositiva del detrito fogliare fanerogamico sembra rispondere a numerose variabili esplicative sebbene la velocità del processo di decomposizione, come anche le caratteristiche nutrizionali del detrito stesso, non sembrano essere fortemente influenzate dal pH. Soltanto la comunità a macroinvertebrati ha mostrato una diversa complessità strutturale in termini di specie in relazione al gradiente individuato. In effetti proprio il gruppo tassonomico rappresentato dagli Amphipoda Gammaridae (Crustacea) è risultato essere una delle variabili esplicative, insieme al $\delta^{15}\text{N}$ e il C%, e ai gruppi

tassonomici Gastropoda e Nematoda, che meglio spiegano le variazioni riscontrate nei tassi di decomposizione durante l'esperimento.

In conclusione, quindi, malgrado il contenuto in carbonio organico del detrito sia risultato una variabile importante nel governare la velocità di decomposizione in entrambi i gradienti, tale studio ha rivelato come non sia possibile generalizzare circa le variabili che influenzano i processi decompositivi in relazione a differenti gradienti ambientali. In effetti, sia i fattori abiotici che i fattori biotici sono risultati essere fortemente influenzanti nel determinare la dinamica di decomposizione e ulteriori studi potrebbero essere indirizzati proprio alla valutazione puntuale di come singole variabili possano condizionare la decomposizione in ambiente controllato (eg. microcosmi). In effetti, l'uso di microcosmi potrebbe essere accoppiato agli esperimenti in campo, aumentando quindi la precisione dei risultati ottenuti e permettendo di scindere e chiarire meglio gli effetti sinergici che si riscontrano nell'ambiente naturale.

7. BIBLIOGRAFIA

ACE–Antarctic climate e Ecosystems, 2008. CO₂ emissions and climate change. Ocean impacts and adaptation issues

Agostini S, Desjobert J-M, Pergent G, 1998. Distribution of phenolic compounds in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Phytochemistry* 48:611-617

Aliani S, Amici L, Dando PR, Meloni R, 1998. Time series and bottom temperature in a marine shallow water hydrothermal vent off Milos Island (Aegean Volcanic Arc): preliminary results. *Rapports et Procès Verbaux Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Mediterranee* 35:46–47

Alongi DM, 1998. *Coastal Ecosystem Processes*. New York, USA, CRC Press 419 pp

Amend JP, Rogers KL, Shock EL, Gurrieri S, Inguaggiato S, 2003. Energetics of chemolithoautotrophy in the hydrothermal system of Vulcano Island, southern Italy. *Geobiology* 1:37-58

Anderson MJ, Willis, TJ 2003. Canonical analysis of principal coordinates: A useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology* 84:511-525

Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR, 2008 PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods.

Apostolaki ET, Marbà N, Holmer M, Karakassis I, 2009. Fish farming impact on decomposition of *Posidonia oceanica* litter. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 369:58-64

Arias AM, Drake P, 1994. Structure and production of the benthic macroinvertebrate community in a shallow lagoon in the Bay of Cadiz. *Marine Ecology Progress Series* 115:151–167

Arnold TM, Targett NM, 2002. Marine tannins: the importance of a mechanistic framework for predicting ecological roles. *Journal of chemical ecology* 28:1919–1934

Arnold TM, Mealey C, Leahey H, Miller AW, Hall-Spencer JM, Milazzo M, Maers K, 2012. Ocean Acidification and the Loss of Phenolic Substances in Marine Plants. *PLoS ONE* 7(4):e35107

Atkinson MJ, Smith SV, 1984. C:N:P ratios of benthic marine plants. *Limnological Oceanography* 28:568-574

Banta GT, Pedersen MF, Nielsen SL, 2004. Decomposition of marine primary producers: consequences for nutrient recycling and retention in coastal ecosystems. In Nielsen SL, Banta GT, Pedersen MF, (eds) *Estuarine nutrient cycling: the influence of primary producers*, pp. 187-216

Barcelos e Ramos J, Biswas H, Schulz KG, LaRoche J, Riebesell U, 2007. Effect of rising atmospheric carbon dioxide on the marine nitrogen fixer *Trichodesmium*. *Global Biogeochemical Cycles* 21(2):GB2028.1-GB2028.6

Bärlocher F, 1981. Fungi on the food and in the feces of *Gammarus pulex*. *Transactions of the British Mycological Society* 76:160–165

Battle J, Mihuc T, 2000. Decomposition dynamics of aquatic macrophytes in the lower Atchafalaya, a large floodplain river. *Hydrobiologia* 418:123-136

- Batty LC, Younger PL, 2007. The effect of pH on plant litter decomposition and metal cycling in wetland mesocosms supplied with mine drainage. *Chemosphere* 66(1):158-164
- Benfield EF, 1996. Leaf breakdown in stream ecosystems. In: Hauer FR, Lamberti GA, (eds), *Methods in stream ecology*. Academic press, san Diego, CA pp. 579–589
- Benner R, Fogel ML, Sprague EK, Hodson RE, 1987. Depletion of ^{13}C in lignin and its implication for stable carbon isotope studies. *Nature* 329(6141):708-710
- Blair JM, Parmelee, RW, Beare, MH, 1990. Decay rates, nitrogen fluxes and decomposer communities of single and mixed species foliar litter. *Ecology* 71:1976–1985
- Bocock KL, Gilbert OJW, 1957. The disappearance of leaf litter under different wood land conditions. *Plant Soil* 9:179–185
- Bocock, K, Gilbert O, Capstick C, Twinn D, Waid J, Woodman M, 1960. Changes in leaf litter when placed on the surface of soils with contrasting humus types. *Journal of Soil Science* 11:1–9
- Boudouresque CF, Fresi E, 1976. Modelli di zonazione del benthos fitale in Mediterraneo. *Bollettino di Pesca Piscicoltura e Idrobiologia* 31(1-2):129-143
- Bressan E, 2006. Monitoraggio della biodiversità della Regione Friuli Venezia Giulia (Fanerogame, Avifauna e Mammalofauna). XVIII Ciclo del Dottorato di Ricerca in: Metodologie di Biomonitoraggio dell'Alterazione Ambientale. Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Trieste 354
- Burd BJ, Nemec A, Brinkhurst RO, 1990. The development and Application of Analytical Methods in Benthic Marine Infaunal Studies. *Advances in Marine Biology* 26:169-247
- Calvo S, Fradà-Orestano C, 1984. L'herbier à *Posidonia oceanica* des côtes siciliennes: les formations récifales du Stagnone. International Workshop on *Posidonia oceanica* beds, Marseille 29–37
- Canet C, Prol-Ledesma RM, 2007. Mineralizing processes at shallow submarine hydrothermal vents: examples from México in *Geology of Mexico. Celebrating the Centenary of the Geological Society of México* edited by Alaniz-Alvarez S A and Nieto-Samaniego AF, 359-376
- Capaccioni B, Tassi F, Vaselli O, Tedesco D, Rossi PL, 2005. The November 2002 degassing event at Panarea Island (Italy): five months of geochemical monitoring. *Annals of Geophysics*
- Caraco NF, Lapman G, Cole JJ, Limburg KE, Pace ML, Fischer D, 1998. Microbial assimilation of DIN in nitrogen rich estuary: implications for food quality and isotope studies. *Marine Ecology Progress Series* 167:59-71
- Carrada C, Fresi E, 1988. Le lagune salmastre costiere. Alcune riflessioni sui metodi e sui problemi. In: *Le Lagune costiere. Ricerca e gestione*. Carda GC, Cicogna F, Fresi E (Editors). CLEM, Massa Lubrense (Napoli): 35-56
- Cebrián J, Duarte CM, 1998. Patterns in leaf herbivory on seagrasses. *Aquatic Botany* 60:67–82
- Cebrián J, Duarte CM, Marbà N, Enriquez S, Gallegos M, Olesen B, 1996. Herbivory on *Posidonia oceanica*: magnitude and variability in the Spanish Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 130:147-155
- Chamier AC, 1987. Effect of pH on microbial degradation of leaf litter in seven streams of the English Lake District. *Oecologia* 71(4):491-500

Clarke KR, Warwick RM, 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory.

Coffin RB, Velinsky DJ, Devereux R, Price WA, Cifuentes LA, 1990. Stable carbon isotope analysis of nucleic acids to trace sources of dissolved substrates used by estuarine bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* 56:2012-2020

Coley PD, Bryant JP, Chapin FS, 1985. Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science* 230:895-899

Como S, Magni P, Baroli M, Casu D, De Falco G, Floris A, 2008. Comparative analysis of macrofaunal species richness and composition in *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa* and leaf litter beds. *Marine Biology* 153:1087-1101

Costantini ML, Rossi L, Fazi S, Rossi D, 2009. Detritus accumulation and decomposition in a coastal lake (Acquatina–southern Italy). *Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems* 19:566-574

Coull BC, 1990. Are members of the meiofauna food for higher trophic levels? *Transactions of the American Microscopical Society* 233–246

Currin CA, Newell SY, Paerl HW, 1995. The role of standing dead *Spartina alterniflora* and benthic microalgae in salt marsh food webs: considerations based in multiple stable isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series* 121:99-116

Dando PR, Stuben D, Varnavas SP, 1999. Hydrothermalism in the Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography* 44:333-367

Dangles O, Guérol F, 2001. Linking Shredders and Leaf Litter Processing: Insights from an Acidic Stream Study. *International Review of Hydrobiology* 86(4-5):395-406

Dangles O, Gessner MO, Guérol F, Chauvet E, 2004. Impacts of stream acidification on litter breakdown: implications for assessing ecosystem functioning. *Journal of Applied Ecology* 41(2):365-378

Danovaro R, Pusceddu A, 2007. Biodiversity and ecosystem functioning in coastal lagoons: Does microbial diversity play any role?. *Estuarine coastal and shelf science* 75:4-12

Den Hartog C, 1970. *The Seagrasses of the world*, Amsterdam: North Holland.

Diaz G, 2001. *Appunti di statistica. Dispense di Statistica. Facoltà di Medicina e Chirurgia, Università degli Studi di Cagliari.*

Duarte CM, 1990. Seagrass nutrient content. *Marine ecology progress series* 67:201–207

Duarte CM, 1992. Nutrient concentrations of aquatic plants: patterns across species. *Limnology and Oceanography* 37:882–889

Duarte CM, Chiscano CL, 1999. Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquatic Botany* 65:159-174

Enriquez S, Duarte CM, Sand-Jensen K, 1993. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. *Oecologia* 94:457-471

Esposito A, Giordano G, Anzidei M, 2006. The 2002-2003 submarine gas eruption at Panarea volcano (Aeolian Islands, Italy): Volcanology of the seafloor and implications for the hazard scenario. *Marine geology* 227:119-134

- Fabry VJ, Seibel BA, Feely RA, Orr JC, 2008. Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES Journal of Marine Science* 65:414–432
- Falconer JG, Wright J, Beall H, 1933. The decomposition of certain types of forest litter under field conditions. *American Journal of Botany* 196–203
- Fazi S, Rossi L, 2000. Effects of macro-detritivores density on leaf detritus processing rate: a macrocosm experiment. *Hydrobiologia* 435: 127-134
- Fenchel T, 1970. Studies on the decomposition of organic detritus derived from the turtle grass *Thalassia testudinum*. *Limnology and Oceanography* 15:14–20
- Fenchel T, McRoy CP, Helfferich C, 1977. Aspects of the decomposition of seagrasses. In McRoy CP, Helfferich C, 1977. *Seagrass ecosystems: a scientific perspective*. Marcel Dekker, New York 123–146
- Fegli E, Ganis P, 2005. Introduzione all'ecologia quantitativa. Dispensa per gli insegnamenti di Ecologia ed Ecologia Quantitativa per i Corsi di Laurea in Scienze Naturali, Biologiche e Ambientali. Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Trieste
- Fourqurean JW, Schrlau JE, 2003. Changes in nutrient content and stable isotope ratios of C and N during decomposition of seagrasses and mangrove leaves along a nutrient availability gradient in Florida Bay, USA. *Chemistry and Ecology* 19:373–390
- Fourqurean JW, Marbà N, Duarte CM, Diaz-Almela E, Ruiz-Halpern S, Marba N, 2007. Spatial and temporal variation in the elemental and stable isotopic content of the seagrasses *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* from the Illes Balears, Spain. *Marine Biology* 151:219–232
- Francour P, 1990. Dynamique de l'écosystème à *Posidonia oceanica* dans le parc national de Port-Cros. Analyse des compartiments matrice, litière, faune vagile, échinodermes et poissons. Doct Univ, Univ PM Curie, Paris VI:1-373
- Fry B, Sherr EB, 1984. $\delta^{13}\text{C}$ measurement as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystem. *Contribution on Marine Science* 27:13-47
- Gallardo A, Merino J, 1992. Nitrogen immobilization in leaf litter at two Mediterranean ecosystem of SW Spain. *Biogeochemistry* 15(3):213-228
- Gallmetzer I, Pflugfelder B, Zekely J, Ott JA, 2005. Macrofauna diversity in *Posidonia oceanica* detritus: distribution and diversity of mobile macrofauna in shallow sublittoral accumulations of *Posidonia oceanica* detritus. *Marine Biology* 147:517-523
- Gambi MC, Buia MC, Casola E, Scardi M, 1989. Estimates of water movement in *Posidonia oceanica* beds: a first approach. In: Boudouresque CF, Meinesz A, Fresi E, Gravez V (eds) *International workshop on Posidonia beds*. GIS Posidonie, Marseille 101-112
- Gambi MC, Lorenti M, Russo GF, Scipione MB, Zupo V, 1992. Depth and Seasonal Distribution of Some Groups of the Vagile Fauna of the *Posidonia oceanica* Leaf Stratum: Structural and Trophic Analyses. *Marine Ecology* 13:17–39
- Gannes LZ, O'Brien DM, Martinez del Rio C, 1997. Stable isotopes in animal ecology: assumptions, caveats and a call for more laboratory experiment. *Ecology* 78:1271-1276
- Gerhardt A, 1993. Review of impact of heavy metals on stream invertebrates with special emphasis on acid conditions. *Water, Air & Soil Pollution* 66(3-4):289-314

- Giaccone G, 1969. Associazioni algali e fenomeni secondari di vulcanismo nelle acque marine di Vulcano (Mar Tirreno). *Giornale Botanico Italiano*, 68, 353–366
- Giangrande A, Gravina MF, Gambi MC, Fresi E, Ardizzone G, 1984. Policheti di fondo mobile di aree costiere semichiuso: fattori di selezione in ambiente salmastro. *Nova Thalassia* 6:155-163
- Gianguzza P, Chemello R, Riggio S, 1997. Segnalazione di *Brachidontes pharaonis* (P. Fischer, 1870) (Bivalvia, Mytilidae) nella salina di Marsala e considerazioni sulla distribuzione della specie in Mediterraneo. *Bollettino malacologico* 33:169-172
- Godshalk GL, Wetzel RG, 1978. Decomposition of aquatic angiosperms. III. *Zostera marina* L. and a conceptual model of decomposition. *Aquatic Botany* 5:329–354
- Goldman JC, McCarthy JJ, Peavey DG, 1979. Growth rate influence on the chemical composition of phytoplankton in oceanic waters. *Nature* 279:210–215
- Goldman JC, Caron DA, Dennett MR, 1987. Regulation of gross growth efficiency and ammonium regeneration in bacteria by substrate C: N ratio. *Limnology and Oceanography* 1239–1252
- Gross S, Robbins EL, 2000. Acidophilic and acid-tolerant fungi and yeast. *Hydrobiologia* 433:91-109
- Guelorget O, Perthuisot JP, 1983. Le domaine paralique. Expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement. *Travaux du laboratoire de géologie* 16:1–136
- Guelorget O, Perthuisot JP, 1992. Paralic ecosystems. Biological organization and functioning. *Vie Milieu* 42(2):215-251
- Guinotte JM, Fabry VJ, 2008. Ocean acidification and its potential effects on marine ecosystems. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134:320–42
- Gustafson FG, 1943. Decomposition of the leaves of some forest trees under field conditions. *Plant Physiology* 18:704
- Hairston NG, Smith FE, Slobodkin LB, 1960. Community structure, population control, and competition. *The American Naturalist* 94:421–425
- Hairston Jr NG, Hairston Sr NG, 1993. Cause-Effect relationships in energy flow, trophic structure, and interspecific interactions. *The American Naturalist* 142:379-411
- Hall RJ, Likens GE, Fiance SB, Hendrey GR, 1989. Experimental Acidification of a Stream in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Ecology* 61(4): 976-989
- Hall-Spencer J, Rodolfo-Metalpa R, Martin S, Ransome E, Fine M, Turner S, Rowley S, Tedesco D, Buia M, 2008. Volcanic carbon dioxide vents show ecosystem effects of ocean acidification. *Nature* 454:96-99
- Harmon M, Franklin J, Swanson F, Sollins P, Gregory S, Lattin J, Anderson N, Cline S, Aumen N, Sedell J, 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research* 15:133-302
- Harrison PG, 1989. Detrital processing in seagrass systems: A review of factors affecting decay rates, remineralization and detritivory. *Aquatic Botany* 35:263-288

- Heck KL, Carruthers TJB, Duarte CM, Hughes AR, Kendrick G, Orth RJ, Williams SW, 2008. Trophic transfers from seagrass meadows subsidize diverse marine and terrestrial consumers. *Ecosystems* 11:1198-1210
- Hemminga MA, Mateo M, 1996. Stable carbon isotopes in seagrasses: variability in ratios and use in ecological studies. *Marine Ecology Progress Series* 140:285–298
- Hendrix PF, Parmelee RW, Crossley Jr. DA, Coleman DC, Odum EP, Groffman PM, 1986. Detritus Food Webs in Conventional and No-Tillage Agroecosystems. *BioScience* 36(6):374-380
- Holland AF, Shaughnessy AT, Hiegel MH, 1987. Long-Term Variation in Mesohaline Chesapeake Bay Macrobenthos: Spatial and Temporal Patterns. *Estuaries* 10(3):227-245
- Hullar M, Fry B, Peterson BJ, Wright RT, 1996. Microbial utilization of estuarine dissolved organic carbon: a stable isotope tracer approach tested by mass balance. *Applied and Environmental Microbiology* 62(7):2489-2493
- Hutchins DA, Fu FX, Warner ME, Fenh Y, Portune K, Bernhardt PW, Mulholland MR, 2007. CO₂ control of *Trichodesmium* N₂ fixation, photosynthesis, growth rates and elemental ratios: implications for past, present and future ocean biogeochemistry. *Limnology and Oceanography* 52:1293-1304
- Jenny H, Gessel SP, 1949. Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. *Soil Science* 68:419-432
- Johnson VR, Brownlee C, Rickaby R, Graziano M, Milazzo M, Hall-spencer JM, 2011. Responses of marine benthic microalgae to elevated CO₂. *Marine Biology* DOI 10.1007/s00227-011-1840-2
- Kittle DL, McGraw JB, Garbutt K, 1995. Plant litter decomposition in wetlands receiving acid mine drainage. *Journal of Environmental quality* 24(2):301-306
- Klap VA, Hemminga MA, Boon JJ, Vincent A, 2000. Retention of lignin in seagrasses: angiosperms that returned to the sea. *Marine Ecology Progress Series* 194:1–11
- Klumpp DW, Howard RK, Pollard PC, 1989. Trophodynamics and nutritional ecology of seagrass communities. In: Larkum AWD, McComb AJ, Shepherd SA (Eds.), *Biology of Seagrasses*. Elsevier, Amsterdam, pp. 394-457
- Kruskal WH, Wallis WA, 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47(260):583-621
- Kuo J, Den Hartog C, 2001. Seagrass taxonomy and identification key. In Short, Coles, Short (eds), *Global seagrass research methods*. Elsevier pub., Amsterdam, pp 31-58
- La Loggia G, Calvo S, Ciraolo G, Mazzola A, Pirrotta M, Sarà G, Tomasello A, Vizzini S, 2004. Influence of hydrodynamic conditions on the production and fate of *Posidonia oceanica* in a semi-enclosed shallow basin (Stagnone di Marsala, western Sicily). *Chemistry and Ecology* 20(3):183-201
- Larkum A, Den Hartog C, 1989. Evolution and biogeography of seagrasses, in: AWD L, McComb AJ, Shepherd SA, (Eds.) *Biology of Seagrasses*. Elsevier, New York, pp. 112-156
- Lepoint G, Cox ASS, Dauby P, Poulicek M, Gobert S, 2006. Food sources of two detritivore amphipods associated with the seagrass *Posidonia oceanica* leaf litter. *Marine Biology Research* 2:355–365

- Levitan O, Rosenberg G, Setlik I, Setlikova E, Grigel J, Klepetar J, Prasil O, Bermanfrank I, 2007. Elevated CO₂ enhances nitrogen fixation and growth in the marine cyanobacterium *Trichodesmium*. *Global Change Biology* 13(2):531-538
- Lohr AJ, Noordijk J, Lrianto K, Van Gestel CAM, Van Straalen NM, 2006. Leaf decomposition in an extremely acidic river of volcanic origin in Indonesia. *Hydrobiologia* 560:51-61
- Lopez NI, Duarte CM, Vallespinos F, Romero J, Alcoverro T, 1998. The effects of nutrient additions on bacterial activity in seagrass (*Posidonia oceanica*) sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 224:155-166
- Lousier J, Parkinson D, 1976. Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest. *Canadian Journal of Botany* 54:419-436
- Lunt HA, 1933. Effect of weathering upon composition of hardwood leaves. *Journal of Forestry*, 31:943-945
- Machás R, Santos R, Peterson B, 2006. Elemental and stable isotope composition of *Zostera noltii* (Horneman) leaves during the early phases of decay in a temperate mesotidal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66:21-29
- Mancinelli G, Sabetta L, Basset A, 2005. Short term patch dynamics of macroinvertebrate colonization on decaying reed detritus in a Mediterranean lagoon (Lake Alimini Grande, Apulia, SE Italy). *Marine Biology* 148:271-283
- 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
- Marbà N, Santiago R, Díaz-Almela E, Álvarez E, Duarte CM, 2006. Seagrass (*Posidonia oceanica*) vertical growth as an early indicator of fish farm-derived stress. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67:475-483
- Margalef R, 1958. Information theory in ecology. *International Journal of General Systems* 3:36-71
- Mateo MA, Romero J, 1996. Evaluating seagrass leaf litter decomposition: an experimental comparison between litter-bag and oxygen-uptake methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 202:97-106
- Mazzella L, Buia MC, Gambi MC, Lorenti M, Russo GF, Scipione MB, Zupo V, 1992. Plant-animal trophic relationships in the *Posidonia oceanica* ecosystem of the Mediterranean Sea: a review. In: John DM, Hawkins SJ, Price JH, (Eds.) *Plant-animal interactions in the marine benthos*. Clarendon Press, Oxford 165-187
- Mazzola A, Vizzini S, 2005. Caratteristiche ecologiche, fattori di pressione antropica e sviluppo sostenibile di un ambiente costiero mediterraneo (Stagnone di Marsala, Sicilia occidentale). *Naturalista siciliano* S.IV,XXIX(1-2):37-65
- McCutchan JH, Lewis Jr WM, Kendall C, McGrath CC, 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos* 102:378-390
- Michener RH, Schell DM, 1994. Stable isotope ratios and tracers in marine aquatic food webs, in Lajtha K, Michener RH, (eds.) *Stable Isotopes in Ecology*. Blackwell Scientific, Oxford pp. 138-157

- Minagawa M, Wada E, 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and relation between ^{15}N and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 66:85-99
- Minderman G, 1968. Addition, decomposition and accumulation of organic matter in forests. *The Journal of Ecology* 355–362
- Mirto S, La Rosa T, Mocciaro G, Costa K, Sara G, Mazzola A, 2004. Meiofauna and benthic microbial biomass in a semi-enclosed Mediterranean marine system (Stagnone of Marsala, Italy). *Chemistry and ecology* 20:387-396
- Mistri M, Rossi R, Fano EA, 2001. Structure and Secondary Production of a Soft Bottom Macro-benthic Community in a Brackish Lagoon (Sacca di Goro, north-eastern Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52:605-616
- Moore JC, Hunt HW, 1988. Resource compartmentation and the stability of real ecosystem. *Nature* 333:261-263
- Moore JC, Berlow EL, Coleman DC, Ruitter PC, Dong Q, Hastings A, Johnson NC, McCann KS, Melville K, Morin PJ, 2004. Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecology Letters* 7:584-600
- Mulholland PJ, Tank JL, Sanzone DM, Wollheim WM, Peterson BJ, Webster JR, Meyer JL, 2000. Food resources of stream macroinvertebrates determined by natural-abundance stable C and N isotopes and a N tracer addition. *Journal of the North American Benthological Society* 19(1):145-157
- Newell RC, 1982. The energetics of detritus utilisation in coastal lagoons and nearshore waters. *Oceanologica acta, Proceeding International Symposium on Coastal lagoons* 347-355
- Odum HT, 1973. Energy, ecology, and economics. *Ambio* 2(6):220:227
- Odum EP, Barrett GW, 2005. *Fundamentals of Ecology*, 5th edn. Thomson Brooks/Cole, Belmont
- Olson JS, 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44:322-331
- Opsahl S, Benner R, 1993. Decomposition of senescent blades of the seagrass *Halodule wrightii* in a subtropical lagoon. *Marine Ecology Progress Series* 94:191–205
- Ott JA, 1980. Growth and Production in *Posidonia Oceanica* (L.) Delile. *Marine Ecology* 1:47-64
- Ott JA, Maurer L, 1977. Strategies of energy transfer from marine macrophytes to consumer levels: *Posidonia oceanica* example. In: Keegan BF, Ceidigh PO, Boaden PJS, (eds.) *Biology of benthic organisms*. Pergamon Press, Oxford pp. 493-502
- Pabst S, Scheiffhacken N, Hesselschwerdt J, Wantzen KM, 2008. Leaf litter degradation in the wave impact zone of a pre-alpine lake. *Hydrobiologia*, 613:117-131
- Pasqualini V, Pergent-Martini C, Clabaut P, Pergent G, 1998. Mapping of *Posidonia oceanica* using aerial photographs and side scan sonar: application off the island of Corsica (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 47:359-367
- Pergent G, 1990. Lepidochronological analysis of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: a standardized approach. *Aquatic Botany* 37:39-54
- Pergent G, Pergent-Martini C, 1991. Leaf renewal cycle and primary production of *Posidonia oceanica* in the bay of Lacco Ameno (Ischia, Italy) using lepidochronological analysis. *Aquatic Botany* 42:49–66

Pergent G, 1993. L'herbier à *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Approche structurale, fonctionnelle et appliquée. Diplôme d'Habilitation à Diriger des Recherches, Univ Corse, Fr 141

Pergent G, Rico-Raimondino V, Pergent-Martini C, 1997. Fate of primary production in *Posidonia oceanica* meadows of the Mediterranean. *Aquatic Botany* 59:307-321

Pergent G, Romero J, Pergent-Martini C, Mateo MA, Boudouresque CF, 1994. Primary production, stocks and fluxes in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology Progress Series* 106:139-139

Pergent-Martini C, Pergent G, Romero J, 1990. Standard procedure for the study of *Posidonia oceanica* leaf litter. *Rapp PV Reun Comm Int Explor Sci Medit*, Monaco 32

Pergent-Martini C, Rico-Raimondino V, Pergent G, 1994. Primary production of *Posidonia oceanica* in the Mediterranean Basin. *Marine Biology* 120:9-15

Peralta G, Pérez-Lloréns JL, Hernandez I, Brun F, Vergara 2002. Effects of light availability on growth, architecture and nutrient content of the seagrass *Zostera noltii* Hornem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 269:9-26

Pérez-Lloréns JL, Muchtar M, Niell FX, Nienhuis PH, 1991. Particulate organic carbon, nitrogen and phosphorus content in roots, rhizomes and differently aged leaves of *Zostera noltii* Hornem. in Oosterschelde Estuary (Southwestern Netherlands). *Botanica Marina* 34:319-322

Petersen RC, Cummins KW, 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater biology* 4:343-368

Pielou EC, 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* 13:131-144

Porzio L, Buia MC, Hall-Spencer JM, 2011. Effects of ocean acidification on macroalgal communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 400:278-287

Pusceddu A, Sarà G, Mazzola A, Fabiano M, 1997. Relationships between suspended and sedimentary organic matter in a semi-enclosed marine system: the Stagnone di Marsala poud (western Sicily). *Water, Air and Soil Pollution* 99:343-352

Pusceddu A, Sarà G, Armeni M, Fabiano M, Mazzola A, 1999. Seasonal and spatial changes in the sediment organic matter of a semi-enclosed marine system (W-Mediterranean Sea). *Hydrobiologia* 397:59-70

Pusceddu A, Dell'Anno A, Danovaro R, Manini E, Sarà G, Fabiano M, 2003. Enzymatically hydrolyzable protein and carbohydrate sedimentary pools as indicators of the trophic state of detritus sink systems: A case study in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuaries* 26:641-650

Reith F, Drake HL, Küsel K, 2002. Anaerobic activities of bacteria and fungi in moderately acidic conifer and deciduous leaf litter. *FEMS Microbiology Ecology* 41:27-35

Robertson ML, Mills AL, Zieman JC, 1982. Microbial synthesis of detritus-like particulates from dissolved organic carbon released by tropical seagrasses. *Marine Ecology Progress Series* 7:279-285

Robertson AI, Mann KH, 1980. The role of isopods and amphipods in the initial fragmentation of eelgrass detritus in Nova Scotia, Canada. *Marine Biology* 59:63-69

Rodolfo-Metalpa R, Lombardi C, Cocito S, Hall-Spencer JM, Gambi MC, 2010. Effects of ocean acidification and high temperatures on the bryozoan *Myriapora truncata* at natural CO₂ vents. *Marine Ecology* 31:447-456

Romero J, Pergent G, Pergent-Martini C, Mateo MA, Regnier C, 1992. The Detritic Compartment in a *Posidonia oceanica* Meadow: Litter Features, Decomposition Rates, and Mineral Stocks. *Marine Ecology* 13:69-83

Romero J, Perez M, Mateo M, Sala E, 1994. The belowground organs of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* as a biogeochemical sink. *Aquatic Botany* 47:13-19

Rothschild LJ, Mancinelli RL, 2001. Life in extreme environments. *Nature* 409:1092-1101

Ruble PA, Roman MR, 1982. Decomposition of turtle-grass (*Thalassia testudinum* Konig) in flowing sea-water tanks and litterbags: compositional changes and comparison with natural particulate matter. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 58:47-58

Sarà G, Leonardi M, Mazzola A, 1999. Spatial and temporal changes of suspended organic matter in relation to wind and vegetation in a Mediterranean shallow coastal environment. *Chemistry and Ecology* 16:151-173

Shannon CE, Weaver W, 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana.

Shanks RE, Olson JS, 1961. First-year breakdown of leaf litter in southern Appalachian forests. *Science* 134:194

Sievert SM, Brinkhoff T, Muyzer G, Ziebis W, Kuever J, 1999. Spatial heterogeneity of bacterial populations along an environmental gradient at a shallow submarine hydrothermal vent near Milos Island (Greece). *Applied and Environmental Microbiology* 65:3834-3842

Sommerfield P, Clarke KR, 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

Swift MJ, Heal OW, Anderson JM, 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. 5, University of California Pr

Tarasov VG, Gebruk AV, Mironov AN, Moskalev LI, 2005. Deep sea and shallow-water hydrothermal vent communities: two different phenomena. *Chemical Geology* 224:5-39

Tassi F, Capaccioni B, Caramanna G, Cinti D, Montegrossi G, Pizzino L, Quattrocchi F, Vaselli O, 2009. Low-pH waters discharging from submarine vents at Panarea Island (Aeolian Islands, southern Italy) after the 2002 gas blast: Origin of hydrothermal fluids and implications for volcanic surveillance. *Applied Geochemistry* 24:246-254

Tezuka Y, 1990. Bacterial regeneration of ammonium and phosphate as affected by the carbon:nitrogen:phosphorus ratio of organic substrates. *Microbial Ecology* 19:228-238

Vadstein O, Olsen Y, 1989. Chemical Composition and Phosphate Uptake Kinetics of Limnetic Bacterial Communities Cultured in Chemostats Under Phosphorus Limitation. *Limnology and Oceanography* 34(5):939-946

- Valiela L, Wilson J, Buchsbaum R, Rietsma C, Bryant D, Foreman K, Teal J, 1984. Importance of chemical composition of salt marsh litter on decay rates and feeding by detritivores. *Bulletin of Marine Science* 35:261-269
- Vanderklift MA, Ponsard S, 2003. Sources of variation in consumer-diet ^{15}N enrichment: a meta-analysis. *Oecologia* 136:169-182
- Varga I, 2003. Structure and changes of macroinvertebrate community colonizing decomposing rhizome litter of common reed at Lake Fertő/Neusiedler See (Hungary). *Hydrobiologia* 506-509(1-3):413-420
- Vizzini S, 2000. Caratteristiche dei sedimenti in un'area costiera della Sicilia occidentale. *Biologia Marina Mediterranea* 7:778-781
- Vizzini S, Sarà G, Michener RH, Mazzola A, 2002. The role and contribution of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile organic matter for secondary consumers as revealed by carbon and nitrogen stable isotope analysis. *Acta Oecologica* 23:277-285
- Vizzini S, Sarà G, Mateo M, Mazzola A, 2003. $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ variability in *Posidonia oceanica* associated with seasonality and plant fraction. *Aquatic botany* 76:195-202
- Walker DI, Pergent G, Fazi S, 2003. Seagrass decomposition. *Global Seagrass Research Methods* (ed. by F.T. Short and R.G. Coles), pp. 313-324. Elsevier.
- Webster J, 1983. The role of benthic macroinvertebrates in detritus dynamics of streams: a computer simulation. *Ecological Monographs* 53(4):383-404
- Wieder RK, Lang GE, 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology* 63:1636-1642
- Wilson JO, Valiela I, Swain T, 1986. Carbohydrate dynamics during decay of litter of *Spartina alterniflora*. *Marine Biology* 92(2):277-284
- Wittmann K, Mazzella L, Fresi E, 1981. Age specific patterns of leaf growth: their determination and importance for epiphytic colonization in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Rapport Proces-Verbaux Réunion Commission Internationale de l'Exploration Scientifique de la Méditerranée* 27:189-191
- Zaprometov, M 1993. Phenolic Compounds: Their Distribution, Metabolism, and Functions in Plants. *Russian Journal of Plant Physiology* 40:712-713
- Zeppilli D, Danovaro R, 2009. Meiofaunal diversity and assemblage structure in a shallow-water hydrothermal vent in the Pacific Ocean. *Aquatic Biology* 5:75-84
- Zieman J, 1984. Role of seagrasses and mangroves in estuarine food webs: temporal and spatial changes in stable isotope composition and amino acid content during decomposition. *Bulletin of Marine Science* 35:380-392

8. APPENDICE

- A1.** Valori medi e relative deviazioni standard (ind. litterbag⁻¹; d.s.) del numero di individui per *litterbag* per ciascun gruppo tassonomico ad ogni scadenza temporale (0, 3, 7, 14, 47, 101, 152, 221 giorni) nei tre siti di studio (Laguna, Bocca e Mare).
- A2.** Valori medi e relative deviazioni standard (ind. litterbag⁻¹; d.s.) del numero di individui per *litterbag* per ciascun gruppo tassonomico ad ogni scadenza temporale (0, 3, 6, 17, 66, 131, 206 giorni) nei quattro siti di studio (pH-A, pH-M, pH-SW e pH-C).

A1

	SITO TEMPO	LAGUNA									BOCCA						MARE								
		0	3	7	14	47	101	152	221	0	3	7	14	47	101	152	221	0	3	7	14	47	101	152	221
Anellida POLYCHAETA																									
Fam. Nereididae	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	3.33	4.00	2.00	2.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	2.08	1.73	0.00	2.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00
Fam. Terebellidae	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.67	
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	1.15	
non identificati	Media	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	8.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.67	1.67	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	4.58	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.89	2.89	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.61	0.00	0.00
Arthropoda Chelicerata Arachnida ACARINA																									
Fam. Halacaridae	Media	0.00	3.33	14.33	11.67	13.00	9.33	1.67	0.00	0.00	1.00	7.00	6.33	3.33	4.00	2.67	0.00	0.00	0.33	0.33	1.00	0.33	4.00	0.00	0.33
	ds	0.00	2.31	0.58	4.93	13.45	3.79	1.53	0.00	0.00	1.73	3.61	4.04	2.08	2.65	1.15	0.00	0.00	0.58	0.58	1.00	0.58	2.65	0.00	0.58
Fam. Pontarachnidae	Media	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Arthropoda Crustacea Malacostraca AMPHIPODA																									
CAPRELLOIDEA																									
<i>Caprella acanthifera</i>	Media	0.00	0.67	1.67	2.33	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	4.00	1.00	0.00	3.00	0.33	0.33	0.00	0.67	2.00	9.33	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.58	1.53	4.04	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00	1.00	0.00	5.20	0.58	0.58	0.00	1.15	0.00	4.73	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Pseudoprotella phasma</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Arthropoda Crustacea Malacostraca AMPHIPODA																									
GAMMARIDEA																									
Fam. Gammaridae	Media	0.00	1.33	10.67	7.67	2.00	2.33	3.00	3.67	0.00	3.33	7.00	10.33	9.67	8.00	17.67	11.00	0.00	1.33	7.67	6.00	2.00	5.67	9.00	14.33
	ds	0.00	1.53	6.11	4.51	1.00	1.15	3.61	2.52	0.00	1.53	3.61	5.77	6.35	7.00	6.81	2.65	0.00	2.31	3.06	3.46	2.65	2.89	1.00	6.51
Fam. Pardaliscidae	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Amphilocheus sp.</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	25.33	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.03	0.00
<i>Aora gracilis</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Aora spinicornis</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00
<i>Aora sp.</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Autonoe rubromaculatus</i>	Media	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Autonoe viduarum</i>	Media	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Elasmopus brasiliensis</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.33	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.58	0.00
<i>Elasmopus pecteniscus</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.53	0.00	0.00
<i>Elasmopus pocillimanus</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.33	0.33	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.67	0.00	0.33
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.58	0.58	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.53	0.00	0.58

Continua...

SITO	TEMPO	LAGUNA							BOCCA							MARE								
		0	3	7	14	47	101	152	221	0	3	7	14	47	101	152	221	0	3	7	14	47	101	152
Arthropoda Crustacea Malacostraca AMPHIPODA																								
GAMMARIDEA																								
<i>Elasmopus rapax</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.67	0.33	0.33	0.67
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.58	0.58	0.58	1.15
<i>Elasmopus sp.</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.33	0.33	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	1.67	0.00	0.67
	ds	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.58	0.58	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.58	0.00	1.15
<i>Ericthonius punctatus</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Gammarella fucicola</i>	Media	0.00	0.00	0.67	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	2.67	1.00	0.33	0.00	0.00	0.00	1.33	0.33	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	1.15	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	2.08	1.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	2.31	0.58	0.00	0.00	0.00
<i>Gammarus sp.</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.33	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.77	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Idunella pirata</i>	Media	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Lembos websteri</i>	Media	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.33	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	1.73	0.00	0.58	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Lembos sp.</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	1.67	0.33	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	1.53	0.58	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.73	0.00	0.00
<i>Leptocheirus bispinosus</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.33	0.33	0.67	0.33	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	5.67
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.58	0.58	0.58	0.58	1.73	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	3.06
<i>Leptocheirus mariae</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	3.33	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.73	0.00	1.53	0.00
<i>Lysianassa caesarea</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.33	0.67	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	3.67	2.00	7.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	0.58	0.58	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	2.52	2.00	8.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Lysianassa costae</i>	Media	0.00	0.00	0.33	1.00	1.00	0.67	1.00	0.33	0.00	0.00	0.33	4.00	7.33	0.00	1.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.58	1.73	1.00	0.58	1.00	0.58	0.00	0.00	0.58	4.58	6.66	0.00	1.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Lysianassa sp.</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	2.33	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	4.04	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Maera grossimana</i>	Media	0.00	0.00	0.00	1.67	0.33	2.00	0.00	5.67	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	5.67	0.00	0.00	0.00	0.33	0.33	2.67	4.67	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	2.08	0.58	3.46	0.00	8.14	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	4.93	0.00	0.00	0.00	0.58	0.58	2.89	1.53	0.00
<i>Maera hironellei</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	4.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.67
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	6.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.62
<i>Maera inaequipipes</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.33	2.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.33	2.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	2.00	0.00	10.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.58	1.73	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.58	1.53	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	3.46	0.00	7.21
<i>Maera pachytelson</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.67	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.53	0.00
<i>Maera sodalis</i>	Media	0.00	0.00	1.00	2.67	2.67	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.33	0.00
	ds	0.00	0.00	1.00	3.79	0.58	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	1.73	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.58	0.00
<i>Maera sp.</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	2.00	1.33	0.00	0.00	0.00	0.33	0.67	1.33	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	1.33	1.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	1.73	0.00	3.46	1.15	0.00	0.00	0.58	1.15	2.31	1.73	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.58	1.00	0.00
<i>Melita bulla</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Melita hergensis</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.31	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Melita palmata</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Continua...

SITO	TEMPO	LAGUNA							BOCCA							MARE									
		0	3	7	14	47	101	152	221	0	3	7	14	47	101	152	221	0	3	7	14	47	101	152	221
Arthropoda Crustacea Malacostraca AMPHIPODA																									
GAMMARIDEA																									
<i>Melita</i> sp.	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.53	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	
<i>Microdeutopus bifidus</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Microdeutopus chelifera</i>	Media	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.53	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Microdeutopus similis</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Microdeutopus stationis</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.67	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	2.00	0.33	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	1.15	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	2.65	0.58	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Microdeutopus</i> sp.	Media	0.00	0.00	0.00	2.00	0.67	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	2.00	0.58	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Orchomene grimaldii</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Arthropoda Crustacea Malacostraca CUMACEA																									
	Media	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	3.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	2.65	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Arthropoda Crustacea Malacostraca EUPHAUSIACEA																									
	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00
Arthropoda Crustacea Malacostraca ISOPODA																									
Fam. Anthuridae	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.67	1.00	0.33	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.58	1.00	0.58	0.00	0.00
Fam. Gnathiidae	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	6.67	60.00	1.00	3.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	8.33	73.02	1.00	3.51	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.73	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Cymodoce truncata</i>	Media	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.33	0.00	0.33	1.33	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.33	0.00	0.33
	ds	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.58	0.00	0.58	1.53	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	1.00	0.33	0.00	0.58
<i>Joeropsis brevicornis</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	6.33	15.00	16.00	3.00	0.00	0.00	1.00	0.33	0.33	3.00	0.33	1.33	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	7.57	14.80	12.53	3.61	0.00	0.00	1.00	0.58	0.58	1.73	0.58	1.15	0.00
non identificati	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Arthropoda Crustacea Malacostraca MYSIDA																									
	Media	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Arthropoda Crustacea Malacostraca TANAIDACEA																									
<i>Apeudopsis latreillii</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	12.33	0.33	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	20.50	0.58	0.00	0.00
<i>Leptochelia savignyi</i>	Media	0.00	0.67	0.33	1.00	1.00	15.00	6.33	5.33	0.00	0.33	0.67	0.00	1.67	9.67	25.00	2.33	0.00	0.33	0.67	0.00	5.67	30.67	4.33	25.33
	ds	0.00	0.58	0.58	1.00	1.73	7.00	6.66	7.57	0.00	0.58	0.58	0.00	0.58	11.72	11.27	4.04	0.00	0.58	0.58	0.00	5.69	17.01	7.51	12.22

Continua...

SITO	TEMPO	LAGUNA									BOCCA						MARE								
		0	3	7	14	47	101	152	221	0	3	7	14	47	101	152	221	0	3	7	14	47	101	152	221
Arthropoda Crustacea Malacostraca TANAIACEA																									
non identificati	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	12.67	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.73	2.52	0.00
Arthropoda Crustacea Maxillopoda COPEPODA																									
Ordine Calanoida	Media	0.00	5.67	14.00	2.33	18.33	8.67	0.00	0.00	0.00	0.33	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.67	6.00	0.33
	ds	0.00	5.13	13.45	1.53	15.95	8.08	0.00	0.00	0.00	0.58	1.73	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.53	4.36	0.58
Ordine Harpacticoida	Media	0.00	10.00	33.00	28.67	95.33	138.33	51.00	1.00	0.00	5.33	6.67	32.33	39.67	434.00	51.33	1.33	0.00	0.33	5.67	12.67	43.33	61.67	1.00	2.67
	ds	0.00	7.81	18.52	14.01	56.45	121.54	29.51	1.00	0.00	5.13	6.03	17.79	22.30	145.26	36.95	2.31	0.00	0.58	4.04	12.58	10.69	39.70	1.00	2.52
Arthropoda Crustacea OSTRACODA																									
Ord. Myodocopida	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.67	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.08	0.00	0.00	0.00	0.00
Ord. Podocopida	Media	0.00	0.00	0.00	6.00	2.67	3.33	1.67	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	1.00	13.00	2.67	0.00	0.00	0.00	0.67	0.67	0.00	1.33	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	5.57	2.31	3.06	1.53	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	1.00	5.29	1.15	0.00	0.00	0.00	1.15	0.58	0.00	2.31	0.00	0.00
Fam. Cytheridae	Media	0.00	0.33	0.00	1.33	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.58	0.00	2.31	0.00	0.00	1.73	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Cyprideis lengae</i>	Media	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Cypridina mediterranea</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	2.67	1.33	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	1.00	0.67	0.33	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	2.08	1.15	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	1.00	0.58	0.58	0.00
<i>Philomedes globosus</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
non identificati	Media	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	1.73	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Arthropoda Insecta DIPTERA																									
Fam. Chironomidae	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.67	0.00	0.00	0.00	0.00	3.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.62	0.00	0.00	0.00	0.00	5.20	0.00	0.00	1.73	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Echinodermata Asterozoa OPHIUROIDEA																									
	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.67	0.00	0.33	0.00	0.33	1.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.58	0.00	0.58	0.00	0.58	1.73	0.00	1.73	0.00	0.00	0.00	0.00
Mollusca BIVALVIA																									
<i>Cerastoderma glaucum</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	3.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.33	0.33
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	4.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.58	0.58	0.58
Mollusca GASTROPODA																									
<i>Cerithium sp.</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.67	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.33	1.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33	3.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.08	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.58	2.31	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.31	1.73	0.00	0.00
<i>Eucithara sp.</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Gibbula sp.</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00

Continua...

SITO	TEMPO	LAGUNA									BOCCA						MARE									
		0	3	7	14	47	101	152	221	0	3	7	14	47	101	152	221	0	3	7	14	47	101	152	221	
Mollusca GASTROPODA																										
<i>Haminoea hydatis</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	1.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58
<i>Melarhaphe neritoides</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Rissoa</i> sp.	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	3.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	5.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Tricolia pullus</i>	Media	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.67	0.00	0.00	0.00
	ds	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	1.15	0.00	0.00	0.00
NEMATODA																										
	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	44.00	4.67	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	31.19	5.03	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.36	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

A2

	SITO TEMPO	pH-A							pH-C							pH-M							pH-SW							
		0	3	6	17	66	131	206	0	3	6	17	66	131	206	0	3	6	17	66	131	206	0	3	6	17	66	131	206	
Anellida POLYCHAETA																														
Fam. Eunicidae	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33		
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58		
Fam. Nereididae	Media	0.33	0.00	0.67	5.00	0.67	0.67	2.00	0.00	0.00	0.00	0.33	1.00	1.67	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	3.00	0.67	1.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.67	2.00	1.00	
	d.s.	0.58	0.00	1.15	1.73	1.15	0.58	2.00	0.00	0.00	0.00	0.58	1.00	2.08	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	2.65	0.58	1.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.58	0.00	1.73	
Fam. Syllidae	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
Arthropoda Chelicerata Arachnida ACARINA																														
Fam. Halacaridae	Media	0.33	2.00	0.67	3.33	0.33	0.67	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	3.33	0.00	0.00	0.00	0.33	1.67	0.33	0.00	0.33	0.00	0.00	0.33	0.67	0.67	0.00	0.33	0.00	
	d.s.	0.58	2.00	1.15	1.53	0.58	0.58	0.00	0.00	0.00	1.73	0.00	3.06	0.00	0.00	0.00	0.58	1.53	0.58	0.00	0.58	0.00	0.00	0.58	1.15	1.15	0.00	0.58	0.00	
Arthropoda Crustacea Malacostraca AMPHIPODA																														
CAPRELOIDEA																														
<i>Caprella acanthifera</i>	Media	0.00	1.67	11.33	21.00	6.00	0.00	0.67	0.00	1.33	2.67	2.00	0.33	0.00	0.00	0.00	2.33	2.67	9.00	0.00	0.00	1.33	0.00	1.00	5.67	29.33	1.67	0.00	0.00	
	d.s.	0.00	1.53	10.21	11.14	7.81	0.00	0.58	0.00	1.53	2.08	2.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.58	2.08	5.29	0.00	0.00	2.31	0.00	1.73	2.52	5.77	1.53	0.00	0.00	
Arthropoda Crustacea Malacostraca AMPHIPODA																														
GAMMARIDEA																														
Fam. Ampeliscidae	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
Fam. Aoridae	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	
Fam. Gammaridae	Media	0.00	1.67	0.33	12.67	6.33	0.00	0.00	0.00	0.00	3.67	18.67	18.67	5.00	0.00	0.00	0.33	2.00	6.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	8.33	8.33	4.67	0.00	
	d.s.	0.00	2.08	0.58	8.33	7.77	0.00	0.00	0.00	0.00	4.04	1.53	11.02	6.93	0.00	0.00	0.58	2.65	6.93	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	4.62	4.51	5.03	0.00	
Fam. Lysianassidae	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	
Fam. Stenothoidae	Media	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	d.s.	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Amphilocheus neapolitanus</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Ampithoe helleri</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Ampithoe sp.</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	
<i>Aora gracilis</i>	Media	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	d.s.	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Aora spinicornis</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.67	0.67	0.00	0.00
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	3.46	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.73	0.58	1.15	0.00	0.00
<i>Apherusa alacris</i>	Media	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	d.s.	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Apherusa chiereghinii</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Cheirocratus monodontis</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	

Continua...

	SITO TEMPO	pH-A							pH-C							pH-M							pH-SW									
		0	3	6	17	66	131	206	0	3	6	17	66	131	206	0	3	6	17	66	131	206	0	3	6	17	66	131	206			
Arthropoda Crustacea Malacostraca CUMACEA																																
	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00				
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00	0.00	0.00		
Arthropoda Crustacea Malacostraca DECAPODA																																
Infraordine Caridea	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.00	9.00	1.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	6.00	16.33	4.00		
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.00	7.00	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00	9.02	1.00		
Superfam. Paguroidea	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33	19.67			
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.73	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.53	28.04			
Fam. Thalassinidae	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00			
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00			
<i>Galathea</i> sp.	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.67	0.33			
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.53	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.21	0.58			
Arthropoda Crustacea Malacostraca ISOPODA																																
Fam. Gnathiidae	Media	0.00	0.33	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	2.67	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.33	2.67	6.67	9.00	11.33
	d.s.	0.00	0.58	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	2.08	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.58	3.79	6.56	11.68	
Fam. Janiroidea	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.33		
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15		
Fam. Munnidae	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.36	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
Fam. Sphaeromatidae	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00		
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	0.00	0.00		
<i>Anthura</i> sp.	Media	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00	2.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.67	0.00	0.00		
	d.s.	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00	2.65	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.58	0.00	0.00		
<i>Cymodoce</i> sp.	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33		
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58		
<i>Dynamene bidentata</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
<i>Gnathia phallonajopsis</i>	Media	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	4.00	0.67			
	d.s.	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	4.00	1.15			
<i>Jaeropsis brevicornis brevicornis</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33	2.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.53	2.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
<i>Sphaeroma serratum</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.67	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00		
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00		
non identificati	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
Arthropoda Crustacea Malacostraca MYSIDA																																
	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	1.67	1.67	1.33	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.67	0.67	0.00	0.00	
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.58	1.53	2.31	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.58	1.15	0.00	0.00	
Arthropoda Crustacea Malacostraca TANAIDACEA																																
<i>Apseudes latreillii</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.33	6.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.58	8.72	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
<i>Leptochelia savignyi</i>	Media	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	1.67	1.00	0.00	0.00	0.00	2.33	7.00	5.33	9.00	0.00	1.33	0.33	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.33	18.33	14.67	37.33			
	d.s.	0.00	1.15	0.00	0.00	0.00	1.53	1.00	0.00	0.00	0.00	0.58	5.29	2.89	12.17	0.00	0.58	0.58	0.00	0.00	0.00	1.73	0.00	0.00	0.00	0.58	10.26	4.73	14.57			

Continua...

SITO	TEMPO	pH-A							pH-C							pH-M							pH-SW						
		0	3	6	17	66	131	206	0	3	6	17	66	131	206	0	3	6	17	66	131	206	0	3	6	17	66	131	206
Arthropoda Crustacea Maxillopoda																													
COPEPODA																													
Ordine Harpacticoida	Media	1.67	88.33	414.00	190.67	52.67	23.33	5.33	0.00	27.67	31.67	9.67	70.00	51.33	39.33	0.00	141.67	180.33	101.33	3.33	41.00	5.00	0.67	33.67	91.00	89.33	110.00	36.33	34.33
	d.s.	0.58	65.76	50.27	136.68	12.50	9.29	3.06	0.00	13.20	22.03	3.79	35.00	45.21	16.77	0.00	53.98	122.46	8.50	3.51	58.92	8.66	0.58	26.84	18.52	5.77	58.13	15.50	15.14
Ordine Cyclopoida	Media	0.33	6.00	1.33	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.33	0.33	0.33	0.00	0.00	0.00	7.33	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00
	d.s.	0.58	8.72	1.53	1.73	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.58	0.58	0.58	0.00	0.00	0.00	8.08	1.73	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00
Arthropoda Crustacea OSTRACODA																													
Ordine Podocopida	Media	0.00	1.33	2.33	4.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.33	0.00	1.33	1.67	0.00	0.00	0.33	0.33	0.33	0.00	0.33	0.67	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00
	d.s.	0.00	1.15	0.58	5.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.58	0.00	2.31	2.89	0.00	0.00	0.58	0.58	0.58	0.00	0.58	1.15	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00
<i>Cypridina mediterranea</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	6.66	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Arthropoda Insecta DIPTERA																													
Fam. Chironomidae	Media	0.00	0.00	0.00	0.33	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33	1.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.33	0.33	0.00	0.33
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.58	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.58	0.00	0.58
Echinodermata Asterozoa OPHIUROIDEA																													
non identificati	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.73	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15
Mollusca BIVALVIA																													
<i>Loripes lucinalis</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Musculus costulatus</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.67	0.67	0.33
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	1.15	1.15	0.58
<i>Musculus sp.</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00	0.00	0.00
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.21	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.73	0.00	0.00
<i>Parvicardium exiguum</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.67	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.79	1.73	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Tellina sp.</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Mollusca GASTROPODA																													
Fam. Rissooidea	Media	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	d.s.	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Alvania aeolica</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.73	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00
<i>Alvania discors</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Bittinum reticulatum</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.00
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00
<i>Cerithiopsis nofronii</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	1.00	0.00
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	1.73	0.00
<i>Columbella sp.</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Gibbula guttaurari</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15
<i>Gibbula umbilicaris</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.65

Continua...

	SITO TEMPO	pH-A							pH-C							pH-M							pH-SW							
		0	3	6	17	66	131	206	0	3	6	17	66	131	206	0	3	6	17	66	131	206	0	3	6	17	66	131	206	
<i>Gibbula</i> sp.	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Jujubinus</i> sp.	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Nassirius</i> sp.	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Obtusella macilenta</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Turboella pulchella</i>	Media	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00
	d.s.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00
NEMATODA																														
	Media	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	d.s.	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

RINGRAZIAMENTI

Quest'ultima pagina è dedicata a tutte le persone che in questi anni mi hanno affiancata e sostenuta durante lo svolgimento di questo lavoro di tesi.

Desidero innanzitutto ringraziare la Dott.ssa Titti Vizzini e il Prof. Antonio Mazzola per i preziosi insegnamenti, per la pazienza, per il sostegno, per la fiducia e per il tempo che mi hanno dedicato durante questi anni.

Al Dott. Marco Bartoli vanno i miei più sentiti ringraziamenti per la disponibilità dimostratami.

Desidero ringraziare anche il Dott. Andrea Savona per il prezioso aiuto durante le fasi di campionamento, e Elisa A. Aleo e Cecilia Tramati per la loro collaborazione in campo analitico.

Ringraziamenti particolari vanno anche alle Dott.sse Francesca Colombo, Geraldina Signa e Rossella Di Leonardo e ai tesisti, tirocinanti e collaboratori che mi hanno affiancato in questi anni Cristina, Alessandra, Marco, Lorenzo, Giusy, Paolo, ...

Infine, ho desiderio di ringraziare con affetto i miei genitori e mia sorella per il loro sostegno ed il grande aiuto che mi hanno fornito.