



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PARMA

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PARMA

Dottorato di ricerca in Ecologia

Ciclo XXIII (2008-2010)

Interconnessioni trofiche mediate da fattori biotici in aree di transizione

Il Relatore:

Chiar.mo Prof. Giulio De Leo

Il Co-Relatore:

Chiar.mo Prof. Antonio Mazzola

La Dottoranda

Dr. Geraldina Signa

ABSTRACT

Le aree di transizione sono sistemi naturali d'interfaccia di elevato valore ecologico, strettamente connessi agli ambienti adiacenti tramite flussi di materia ed energia. Tuttavia, la conoscenza dei meccanismi e degli effetti innescati dalla connettività tra sistemi adiacenti risulta ancora alquanto limitata, specialmente per quanto concerne il ruolo del biota. La grande eterogeneità e la complessità delle aree di transizione rende, inoltre, impossibile una generalizzazione ed implica pertanto la scelta di oculate ipotesi e adeguate tecniche d'indagine in grado di comprendere le dinamiche che si innescano nelle diverse realtà ecologiche.

Al fine di valutare il ruolo dei fattori biotici come potenziale veicolo di materia organica, nutrienti e contaminanti tra sistemi adiacenti di diverse aree di transizione, nell'ambito di questa tesi di dottorato, sono state scelte due diverse aree di studio, una mediterranea, i laghetti di Marinello (Sicilia, Italia), ed una tropicale, Gazi Bay (Mombasa, Kenya), che rappresentano modelli di aree indipendenti in cui testare le ipotesi ecologiche. Attraverso l'uso congiunto di diversi approcci, quali lo studio del trofismo di acque e sedimenti, dei *marker* trofici e dei contaminanti ambientali, è stato possibile indagare gli obiettivi specifici scelti in relazione alle diverse peculiarità e dinamiche ecologiche delle aree di studio.

Nell'area mediterranea dei laghetti di Marinello (Sicilia, Italia) la struttura ed il funzionamento dei vari laghetti sono risultati profondamente influenzati dalla presenza di una colonia di gabbiani che rappresenta un'importante fonte di *input* alloctoni (guano). Nelle stazioni maggiormente interessate dall'influenza dell'*input* aviario sono stati osservati un incremento della produttività primaria e del carico organico, bassi livelli di diversità delle comunità macrobentoniche con la dominanza di specie opportuniste, una struttura trofica complessivamente orientata verso l'uso del fitoplancton rispetto al fitobenthos ed elevati livelli di contaminazione ambientale.

Nell'area tropicale di Gazi Bay (Mombasa, Kenya) è emersa una notevole importanza degli *habitat* di *back-reef* come aree di alimentazione e nascondiglio per i giovanili di specie ittiche piuttosto che l'*habitat* a mangrovie, più importante, invece, come *feeding ground* per gli adulti. Diverse specie, tra le più importanti economicamente, hanno inoltre dato indicazioni, specialmente nella fase adulta, di effettuare migrazioni alimentari e/o ontogenetiche tra le mangrovie ed il *coral reef* supportando così alti livelli di connettività *inter-habitat*.

Mentre in letteratura è assodato il ruolo delle forzanti abiotiche nell'influenzare le dinamiche ecosistemiche costiere, dalla presente tesi emerge che nelle aree di transizione i fattori biotici giocano un forte ruolo nel connettere i sistemi adiacenti, secondo modalità strettamente legate alle caratteristiche intrinseche dei relativi sistemi, ma le cui conseguenze si ripercuotono comunque sui processi trofici e più in generale ecosistemici.

1. INTRODUZIONE

Le aree di transizione, oltre ad essere tra gli ambienti acquatici più produttivi, presentano un indubbio valore ecologico. Data l'importanza e la peculiarità di tali ambienti, ed il conseguente interesse ecologico, universalmente riconosciuto, la comunità scientifica da sempre ha dedicato alle aree di transizione un notevole spazio. Numerosi studi sono stati, infatti, svolti sia in area mediterranea (es. Sanchez-Piñero e Polis, 2000; Poizat *et al.*, 2004; Pérez-Rusafa *et al.*, 2007), dove gli ambienti di transizione più comuni sono le lagune e gli stagni costieri microtidali con collegamenti più o meno diretti con il mare, che in area tropicale (es. Dorenbosch *et al.*, 2007; Valentine *et al.*, 2007), dove, al contrario, troviamo più comunemente ampi estuari macrotidali caratterizzati dalla tipica zonazione di mangrovie, fanerogame e barriera corallina.

A loro volta, gli ambienti di interfaccia risultano strettamente connessi agli *habitat* adiacenti con un continuo flusso di materia ed energia che si realizza attraverso una serie di *input* e *output* di vario genere, sia biotico che abiotico. Tuttavia, la conoscenza di tali complesse e varie dinamiche, e delle relative conseguenze, risulta ancora piuttosto incompleta anche a causa dell'elevata eterogeneità dei processi che si realizzano nelle diverse tipologie di aree.

In questo scenario, emerge innanzitutto l'impossibilità di trovare un modello comune che possa descrivere la risposta ecosistemica ai diversi flussi cui gli ambienti di transizione sono soggetti, ma anche la necessità di applicare metodologie *ad hoc* in grado di comprendere le dinamiche che si innescano nelle diverse realtà ecologiche.

1.1 Le aree di transizione

E' abitudine comune dividere l'idrobiosfera in un dominio marino ed uno continentale, ognuno con le proprie caratteristiche, popolazioni, processi sedimentari e caratteristiche geochimiche. Tra questi due domini, esistono un gran numero di ambienti molto differenti tra loro per forma, dimensione, organizzazione batimetrica ed importanza delle vie di comunicazione col mare, ambienti che possono genericamente essere definiti come "Aree di transizione". All'interno di questa grande categoria rientrano in realtà una serie di ambienti costieri con differenti caratteristiche (baie, lagune, laghi costieri, stagni salmastri, estuari, delta...), ma che, pur nella loro peculiarità e sito-specificità, presentano degli aspetti che li accomunano. Innanzitutto tali ambienti, che

rivestono un ruolo di primo piano tra gli ecosistemi acquatici, sono aree di interfaccia tra l'ambiente terrestre e quello marino, tra cui operano una vera e propria azione di *buffer*, e sono genericamente ambienti altamente eterogenei e produttivi caratterizzati da una notevole complessità spaziale ed una grande varietà di fonti di materia organica (es. Deegan e Garrit, 1997; Bouillon *et al.*, 2008; Kristensen *et al.*, 2008). Il passaggio dal dominio continentale a quello marino determina, inoltre, un cambiamento repentino delle condizioni sedimentologiche, idrologiche e biologiche, che rende le aree di transizione non un sistema unico di per sé, ma un complesso mosaico di *habitat* (Tagliapietra e Volpi-Ghirardini, 2006).

L'ecoregione Mediterranea è caratterizzata complessivamente da un clima semiarido, con estati poco piovose ed inverni temperati. Come conseguenza di ciò, le acque costiere mediterranee sono in larga misura eurialine (salinità > 30 PSU), con un'escursione tidale molto contenuta (< 1 m), caratterizzate da correnti limitate (< 1 nodo) ed un regime di mescolamento delle acque piuttosto omogeneo (stratificazione stagionale). Pertanto, la maggior parte delle aree di transizione dell'area mediterranea sono lagune costiere salmastre non-tidali (escursione di marea < 0.5 m) o microtidali (escursione di marea compresa tra 0.5 e 1 m), influenzate da ridotti *input* d'acqua dolce provenienti da piogge, fiumi o falde acquifere (Lucena-Moya *et al.*, 2009) e con un diverso grado di collegamento col mare. Alcune di queste aree sono, infatti, separate dal mare da barriere sabbiose, anche temporanee, e vengono definite complessivamente come laghi salmastri o stagni costieri (Mazzola *et al.*, 2010), mentre altre, che presentano bocche di connessione col mare ben definite, vengono considerate genericamente lagune, delta o estuari (Bellan, 1987).

Le aree di transizione mediterranee sono ambienti altamente produttivi (Barnes, 1980; Kjerfve, 1994), grazie alla presenza di diversi produttori primari (Vizzini e Mazzola, 2006) e di elevate concentrazioni di nutrienti derivanti sia dai processi interni che dagli *habitat* adiacenti (Vizzini e Mazzola, 2008). Grazie a tali caratteristiche, i giovanili possono qui trovare protezione e cibo in abbondanza; le aree costiere mediterranee rappresentano, infatti, importanti aree di *nursery* per diverse specie di invertebrati, pesci ed uccelli (Vizzini e Mazzola, 2008).

Escursione tidale, salinità, nutrienti disciolti, profondità media, superficie, tempo di residenza e condizioni del substrato (frazione organica e granulometria) sono tra i fattori ambientali che maggiormente influenzano l'abbondanza e la distribuzione degli

organismi del benthos, dell'ittiofauna e del fitoplancton (es. Mistri *et al.*, 2000, Barron *et al.*, 2002, Rosenberg *et al.*, 2003, Basset *et al.*, 2006).

Nonostante l'elevata produttività ed importanza ecologica delle aree di transizione mediterranee, esse sono aree intrinsecamente instabili a causa della loro localizzazione lungo la linea di costa e la loro conseguente morfodinamica (Viaroli *et al.*, 2008). Le acque poco profonde, la salinità estremamente variabile in relazione alle fluttuazioni stagionali ed al bilancio idrico interno (Kjerfve, 1994), il grado di confinamento, ma anche gli elevati *input* di nutrienti e di materia organica, spesso dirette o indirette conseguenze di attività umane e/o animali (Lardicci *et al.*, 2001), fanno sì che tali aree risultino particolarmente sensibili e soggette, specialmente nel periodo estivo, a crisi distrofiche con conseguente morie di pesci ed invertebrati bentonici (Magni *et al.*, 2008).

In area tropicale, in relazione alla storia geologica e alle condizioni climatiche prevalenti, specialmente le forti escursioni tidali, tende a prevalere un'altra tipologia di ambienti di transizione, gli estuari macrotidali. Questi ambienti sono generalmente caratterizzati da importanti *input* sia d'acqua dolce che salata e da una tipica forma ad imbuto la cui estensione è strettamente collegata all'importanza dell'escursione di marea. All'interno degli estuari macrotidali, la vegetazione prevalente è costituita da alberi di mangrovie e praterie di fanerogame che giocano un importante ruolo nell'intrappolare e stabilizzare il *pool* di sedimenti (Pethyk, 1996). Tali ambienti sono quindi di grande importanza dal punto di vista biologico, ecologico, ma anche sociale ed economico. Numerosi studi hanno anche dimostrato che gli ambienti caratterizzati dalla presenza delle mangrovie (d'ora in poi chiamati "ecosistemi a mangrovie") sono tra gli più produttivi e diffusi sulla terra, occupando il 75% circa della fascia costiera tropicale e sub-tropicale dove si strutturano come lussureggianti foreste situate in corrispondenza delle foci dei fiumi, ma penetrando anche all'interno degli estuari in relazione all'estensione della marea (FAO, 2007).

Il termine "mangrovie" descrive sia quell'insieme di specie di piante arboree superiori che ha evoluto specifici adattamenti per vivere in ambiente marino, che l'ecosistema stesso con le sue complesse reti trofiche e dinamiche (Macnae, 1974; Lugo e Snedaker, 1974; Tomlinson, 1986). In quanto ecosistemi di interfaccia, il loro complesso ruolo funzionale è ampiamente riconosciuto da diversi punti di vista. Innanzitutto i sistemi a mangrovie operano una vera azione di *buffer* proteggendo sia i

sistemi adiacenti, barriera corallina e fanerogame, dall'apporto sedimentario di origine terrestre (Golbuu *et al.*, 2003) che la linea di costa dall'impatto delle onde, dei venti e degli *tsunami* (Dahdouh-Guebas *et al.*, 2005, Danielsen *et al.*, 2005). Inoltre, i sistemi a mangrovie influenzano le dinamiche dei nutrienti, dei contaminanti e delle principali variabili fisico-chimiche della colonna d'acqua dei sistemi adiacenti (Alongi, 2002; FAO, 2007).

Gli *habitat* costieri a mangrovie e a fanerogame, classificabili complessivamente come *habitat* di *back-reef*, sono considerati importanti aree di *nursery* e di riproduzione, fornendo cibo e rifugio a diverse specie di pesci, crostacei e molluschi nelle diverse fasi ontogenetiche (es. Nagelkerken *et al.*, 2000a; Adams *et al.*, 2006) ed influenzando la struttura di comunità e la biomassa dei pesci delle limitrofe barriere coralline (Mumby *et al.*, 2004). Le opinioni della comunità scientifica, a riguardo, sono però contrastanti. Sebbene diversi studi abbiano documentato una maggiore abbondanza di giovanili negli *habitat* di *back-reef* (es. Robertson e Duke, 1990; Nagelkerken e van der Velde, 2002), altri studi hanno messo in discussione l'effettivo ruolo di *nursery* di tali aree (Sheridan e Hays, 2003, Sheaves *et al.*, 2006) lasciando emergere il bisogno di una migliore comprensione della connessione tra *habitat* adiacenti da parte della componente biotica (Meynecke *et al.*, 2007). Anche sul ruolo trofico dei sistemi a mangrovie vi sono teorie discordanti all'interno della comunità scientifica. L'"ipotesi dell'*outwelling*" (Odum e Heald, 1972) che prevede che il carbonio prodotto *inshore* venga esportato *offshore* con movimenti su larga scala è stata negli anni rivista e ridiscussa gettando le basi per analisi a scala più fine (Lee, 1995; Guest e Connolly, 2004). Sebbene molti studi abbiano riconosciuto alle mangrovie un ruolo limitato nel supportare le reti trofiche estuarine attraverso la via del detrito (es. Hemminga *et al.*, 1994; Fry e Ewel, 2003), fondamentale è stato valutato il contributo di tali ambienti nel supportare la dieta di animali sia residenti che transienti attraverso l'uso diretto di fonti alimentari, quali ad es. macroalghe e macroinvertebrati (Lugendo *et al.*, 2007). Nonostante la loro importanza, tuttavia, le foreste a mangrovie ed i sistemi ad esse associati sono molto vulnerabili, in quanto soggetti ad un forte impatto antropico che ha portato ad una riduzione della loro estensione complessiva del 35% negli ultimi cinquant'anni (Alongi, 2002).

1.2 La connettività ecologica

Il concetto di connettività è ampiamente utilizzato in ecologia in diversi contesti, a differenti scale spaziali ed è stato applicato ad una moltitudine di specie e di *habitat* (Sheaves, 2009). Nel senso più classico del termine, il concetto di connettività si riferisce ai movimenti di animali (es. Alerstam *et al.*, 2007; Dorenbosch *et al.*, 2007), ma in realtà i movimenti stessi delle masse d'acqua, dei nutrienti in essa disciolti e del detrito innescano una serie di conseguenze a livello trofico (Polis e Strong, 1996; Vanni e Headworth, 2004) e di dinamiche di nutrienti (Pringle, 2003; Cloern, 2007) che giocano un ruolo centrale nella funzionalità dei sistemi. Gli organismi animali che attivamente si muovono tra gli *habitat*, nello spazio e nel tempo, sono stati denominati "mobile link" (*sensu* Lundberg e Moberg, 2003) e, poichè è stato riconosciuto loro un ruolo essenziale nella struttura e nelle dinamiche ecosistemiche, sono stati paragonati alle "keystone species" (Paine, 1969). Gli organismi possono mediare questi scambi in diversi modi: animali molto diversi come plancton, insetti, pesci, uccelli o grandi mammiferi si muovono e ridistribuiscono risorse tra *habitat* a diverse scale spazio-temporali (es. Loder *et al.*, 1996; Vanni *et al.*, 1997; Bouillon *et al.*, 2000). Gli animali, infatti, consumano genericamente nutrienti particellati e quindi li espellono in forma sia particellata (feci) che disciolta (urine), creando così un flusso di nutrienti tra *habitat*.

I sistemi di interfaccia, laddove gli *habitat* terrestre e acquatico si incontrano, giocano un ruolo funzionale molto importante da questo punto di vista. Universalmente riconosciuto dalla letteratura scientifica, specialmente a livello dei sistemi di interfaccia, è il ruolo dei flussi di materia ed energia tra diversi *habitat*, degli effetti ecotonali e di confine, delle variazioni e delle scale spaziali degli *habitat* stessi come elementi chiave nell'influenzare le dinamiche delle reti trofiche locali (es. Dame e Allen, 1996; Polis *et al.*, 1997; Valentine *et al.*, 2007).

Date le caratteristiche intrinseche delle aree di transizione, i movimenti di nutrienti, detrito ed organismi sono ubiquitari sia tra i comparti acquoso e sedimentario che tra *habitat* contigui, influenzando le dinamiche di popolazioni, comunità e le relazioni trofiche tra gli organismi. Il flusso netto, l'importazione e l'esportazione di materia organica tra *habitat* adiacenti sono a loro volta influenzati da numerosi processi sia fisici che biologici (Dame e Allen, 1996). Le forzanti esterne geomorfologiche, idrologiche, tidali o eoliche sono tra i fattori abiotici che incidono maggiormente sulla produzione e sulla disponibilità dei produttori primari per i consumatori (Deegan e Garritt, 1997), oltre

che sui movimenti della materia organica tra sistemi adiacenti sia in ambiente mediterraneo (Pérez-Rusafa *et al.*, 2007) che tropicale (Lugendo *et al.*, 2007). Così come la stessa presenza e disponibilità di produttori primari, la motilità dei consumatori, le strategie e le migrazioni alimentari e riproduttive, le variazioni ontogenetiche dell'*habitat* e della dieta sono tra i fattori biotici la cui influenza incide maggiormente sulle caratteristiche ecologiche e trofiche dell'ambiente.

Numerose e complesse sono le conseguenze che possono essere innescate dai movimenti di nutrienti ed organismi. Elevati *input* di nutrienti possono destabilizzare le interazioni autotrofi – erbivori, aumentare la produttività e, conseguentemente, innescare "cascate trofiche" tali da influenzare la crescita delle popolazioni animali, anche ai più alti livelli trofici (Anderson e Polis, 2004). Tra le possibili fonti di *input* alloctoni che possono influenzare in maniera importante gli ecosistemi costieri sono da menzionare gli uccelli costieri. Alterazione del trofismo di acque e sedimenti, assorbimento di nutrienti organici ed inorganici con conseguenti picchi di biomassa fitoplanctonica, aumento della biomassa zooplanctonica e zoobentonica sono stati, infatti, associati in diversi ambienti con la deposizione di guano da parte di uccelli (es. Bosman e Hockey, 1986; Loder *et al.*, 1996; Wainright *et al.*, 1998; Keatley *et al.*, 2009). Sebbene il guano sia stato riconosciuto anche come una fonte importante di metalli in tracce per i sedimenti e la flora delle isole Artiche e Pacifiche (es. Liu *et al.*, 2006; Choy *et al.*, 2010), il ruolo dell'avifauna nei movimenti di contaminanti e metalli in tracce tra *habitat* risulta essere ancora poco studiato.

Largamente studiato è il tema della connettività anche in ambiente tropicale. La contiguità di *habitat* differenti, l'elevata produzione primaria, così come l'abbondante e variegata fauna costituiscono importanti presupposti perché si inneschino i processi legati alla connettività ecologica. Le foreste a mangrovie hanno una produzione primaria netta (NPP) in eccesso rispetto al carbonio utilizzato all'interno del sistema, con una NPP esportata stimata intorno al 40% (Duarte e Cebrian, 1996). Odum e Heald (1972) proposero per primi l'ipotesi che la lettiera fogliare proveniente dalle mangrovie potesse rappresentare un importante contributo trofico per le acque costiere adiacenti (ipotesi dell'*outwelling*) attraverso reti trofiche basate sul detrito. La maggior parte degli studi effettuati successivamente hanno però riscontrato che la materia organica delle mangrovie viene esportata ed incorporata nelle reti trofiche *offshore* solo in quantità molto limitate (es. Lee, 1995; Bouillon *et al.*, 2008). Questi risultati hanno portato i ricercatori ad esaminare quali fossero i meccanismi e le vie di esportazione del

carbonio delle mangrovie, includendo la possibile incorporazione dei nutrienti derivanti dalle mangrovie nei sistemi a fanerogame adiacenti (Sheaves e Molony, 2000). Grande influenza sembrano avere le variabili ambientali e la geomorfologia dei sistemi, specialmente nelle aree estuarine piuttosto che lagunari in senso stretto (Pineda, 2003), ma si è cercato di capire anche quale potesse essere il ruolo del comparto biotico in tale meccanismo, data la sua mobilità. Gli studi hanno spaziato così dallo zooplankton (Bouillon *et al.*, 2000) agli invertebrati vagili (France, 1998, Christensen *et al.*, 2001, Schwamborn *et al.*, 2002; Werry e Lee, 2005) ed ai pesci (Sheaves e Molony, 2000; Fry e Ewel, 2003; Nagelkerken e van der Velde, 2004a, b; Benstead *et al.*, 2006). Nonostante si sia compreso che gli organismi mobili possono effettivamente rappresentare una via di esportazione della materia organica prodotta localmente, diversi aspetti risultano ancora poco chiari. L'importanza degli *habitat* di *back-reef* per i giovanili delle specie ittiche della barriera corallina è stata indagata prevalentemente con la tecnica del *visual census*, ma molti aspetti restano ancora oggetto di discussione. Migrazioni nictemerale e ontogenetiche dei pesci tra gli *habitat* a mangrovie e fanerogame e da questi verso la barriera corallina sono state, infatti, osservate e messe in relazione all'escursione di marea e alla conseguente diversa accessibilità a tali sistemi ma, come recentemente sottolineato in diverse *review* sul ruolo delle mangrovie come aree di *nursery* (Sheridan e Hays, 2003; Adams *et al.*, 2006), sono necessari ulteriori studi sperimentali e quantitativi per poter universalmente riconoscere e quantificare tale ruolo.

1.3 La complessità ecosistemica

Negli ecosistemi marini, diversi fattori, biotici ed abiotici, interagiscono influenzando la struttura ed i processi che ne regolano il funzionamento, sia in condizioni naturali che alterate. Sebbene elevate siano, ad oggi, le conoscenze relative ai maggiori *pathway* del flusso di energia in ambiente marino, la grande diversità e la complessità degli ecosistemi rende impossibile una generalizzazione ed implica pertanto la scelta di oculate ipotesi e adeguate tecniche d'indagine. Questo scenario ha fatto sì che nel tempo diversi approcci siano stati utilizzati nella comprensione degli ecosistemi marini e delle conseguenze innescate dalle possibili alterazioni. Alla luce dell'ulteriore complessità che risulta dalle interazioni che avvengono tra ecosistemi adiacenti, diversi approcci sono stati utilizzati indipendentemente o in maniera congiunta: lo studio del trofismo di acque e sedimenti, delle interazioni trofiche e della contaminazione nei vari livelli trofici.

1.3.1 Trofismo di acque e sedimenti

Lo stato trofico esprime la condizione di un corpo idrico in funzione della quantità dei nutrienti disciolti e della sua capacità produttiva. L'arricchimento in nutrienti dei sistemi acquatici ed il conseguente aumento della loro produttività sono fenomeni generalmente riconducibili al processo di eutrofizzazione dei sistemi naturali (Wetzel, 1983). La presa di coscienza del forte legame tra nutrienti e produttività acquatica è sorta con gli studi pionieristici di Weber (1907) e Johnstone (1908). Un successivo ed importante passo ha visto la nascita del primo sistema di classificazione del trofismo di sistemi di acqua dolce sulla base della produzione di materia organica e delle concentrazioni di nutrienti a livello ecosistemico (Rodhe, 1969). Nei successivi cinquant'anni, alla luce del crescente impatto antropico sull'ecosistema Terra nel suo complesso, il mondo scientifico ha concentrato l'attenzione sui processi fisici, chimici e ecologici che conducono all'eutrofizzazione e sul relativo ruolo, ampiamente dibattuto, dei diversi macronutrienti, prevalentemente carbonio (C), azoto (N) e fosforo (P). L'interesse da parte della comunità scientifica si è focalizzato prevalentemente sulle acque dolci, infatti il fenomeno dell'eutrofizzazione delle aree costiere è stato riconosciuto solo recentemente (Nixon, 1995) e successivamente ampiamente studiato e ben documentato (es. Micheli, 1999; Worm *et al.*, 2000; Bokn *et al.*, 2003; Hillebrand, 2003; Burkholder *et al.*, 2007). Al contempo, le ricerche sul fenomeno dell'eutrofizzazione si sono concentrate principalmente sul fitoplancton (es. Cloern, 1987; Egge e Aksnes, 1992; Escaravage *et al.*, 1999), mentre in realtà l'impatto dell'eutrofizzazione si ripercuote su tutte le componenti dei sistemi costieri (Duarte, 2009). Infine, poca attenzione è stata posta sulla complessità spaziale degli ambienti ed sui processi di trasporto di nutrienti e materia organica come meccanismi che influenzano le dinamiche di popolazioni e comunità (Reiners e Riese 2001), mentre, al contrario, la connettività degli *habitat* può amplificare la rigenerazione dei nutrienti e la produzione sia primaria che secondaria (Cloern, 2007).

In ambiente marino costiero, le concentrazioni di nutrienti e di materia organica dipendono da diversi *input*. Si parla di carico esterno quando nutrienti e materia organica sono di origine alloctona derivando da acque sotterranee, fiumi, piogge (Smith *et al.*, 1999) ma anche da organismi tra cui gli uccelli marini (es. Sanchez-Pinero e Polis, 2000; Hahn *et al.*, 2007). Invece, per carico interno si intende quello dei nutrienti prodotti dalla degradazione della materia organica che vengono riutilizzati nella zona fotica innescando nuova produzione primaria (Dugdale e Goering, 1967; Rowe *et al.*,

1975). Un primo effetto diretto dell'aumento dei nutrienti è pertanto un aumento della produzione primaria e della biomassa di fitoplancton, microalghe e successivamente di macrofite (Viaroli *et al.*, 2008). Questi processi sono fortemente controllati da variabili ambientali come la stratificazione, la turbolenza ed il tempo di residenza delle masse d'acqua, che determinano la risospensione dei sedimenti, l'accoppiamento bento-pelagico e l'aumento della torbidità delle acque (Claussen *et al.*, 2009). Effetti indiretti sono poi l'eccesso di produzione di materia organica e la conseguente diminuzione della concentrazione di ossigeno (ipossia o anossia) (Viaroli *et al.*, 2008) e dell'abbondanza e della diversità degli organismi presenti (Cloern, 2001; Rabalais e Turner, 2001).

Diverse variabili sono state usate come indicatori dello stato trofico dei sistemi acquatici e per lo sviluppo di appositi indici. Le concentrazioni di azoto e fosforo disciolto (DIN e DIP) che derivano sia dal carico esterno che interno sono tra le variabili più utilizzate nella valutazione dello stato trofico delle acque costiere (Claussen *et al.*, 2009; Giordani *et al.*, 2009). Anche la misura dei pigmenti fotosintetici, specialmente della clorofilla-*a* (Chl-*a*), risulta una variabile importante in quanto rappresenta una misura della biomassa fitoplanctonica attiva. Una stretta relazione è stata inoltre riportata in ambiente costiero ed estuarino tra la Chl-*a* ed i nutrienti disciolti (Cloern, 2001; Nielsen *et al.*, 2002; Smith, 2006; Li *et al.*, 2010). Anche l'ossigeno disciolto (DO) è considerato una variabile fisico-chimica determinante in quanto l'accumulo di biomassa fitoplanctonica o macroalgale determina una sovra-saturazione dei sistemi (Giordani *et al.*, 2009). Infine anche gli isotopi stabili del carbonio e dell'azoto sono stati utilizzati come indicatori di eutrofizzazione in ecosistemi acquatici. Ad esempio il $\delta^{15}\text{N}$ è apparso essere un indicatore sensibile all'arricchimento di nutrienti nei produttori primari (McClelland e Valiela, 1998; Cole *et al.*, 2004), e negli organismi depositivori (Lake *et al.*, 2001; McKinney *et al.*, 2002), mentre il $\delta^{13}\text{C}$ ha evidenziato una risposta all'eutrofizzazione specialmente a carico del comparto sedimentario (Voss e Stuck, 1997; Voss *et al.*, 2000).

La valutazione dello stato trofico dei sistemi acquatici mediante l'uso esclusivo di indicatori legati alla colonna d'acqua è un approccio certamente utile ma limitato, in quanto non tiene conto dello stato trofico del comparto sedimentario, ossia l'*input* di materia organica che interessa il benthos (Jørgensen e Richardson, 1996; Pusceddu *et al.*, 2009). Cambiamenti dello stato trofico bentonico possono essere valutati attraverso l'analisi del carbonio organico dei sedimenti superficiali. Diversi studi hanno, infatti,

dimostrato che l'eutrofizzazione è associata anche all'accumulo netto di carbonio organico (Cornwell *et al.*, 1996; Emeis *et al.*, 2000; Farías, 2003), così come alla diminuzione del rapporto C/N nei sedimenti (Sampou e Oviatt, 1991). Un approccio congiunto che preveda l'analisi del trofismo di acque e sedimenti è pertanto la scelta più completa ai fini della comprensione delle dinamiche trofiche degli ecosistemi acquatici.

1.3.2 Studio delle interazioni trofiche mediante l'uso di *marker* trofici

Nell'ambito dello studio delle reti trofiche sono stati usati nel tempo diversi approcci, tra cui l'osservazione diretta delle abitudini alimentari dei vari organismi e quello classico basato sull'analisi dei contenuti stomacali, ovvero l'analisi qualitativa e quantitativa delle prede contenute nell'apparato digerente. Un grande passo in avanti nello studio delle relazioni trofiche è stato compiuto con l'avvento della tecnica basata sull'analisi degli isotopi stabili che garantisce, infatti, la possibilità di valutare le strategie alimentari e di individuare le principali fonti energetiche, superando alcuni inconvenienti tipici dei metodi classici. Mentre l'identificazione ed il conteggio delle prede riscontrate negli stomaci permette l'individuazione della dieta ingerita nelle ultime ore, che risulta comunque una operazione alquanto complessa, l'analisi isotopica effettuata sul tessuto muscolare del consumatore garantisce la caratterizzazione della dieta effettivamente assimilata con una risoluzione temporale maggiore (Peterson *et al.*, 1985; Lorrain *et al.*, 2002). In questo senso il tessuto muscolare risulta essere il migliore indicatore della dieta animale poiché, grazie ai suoi lunghi tempi di *turnover*, riflette la dieta di un periodo abbastanza lungo della vita dell'organismo (Lorrain *et al.*, 2002; Schmidt *et al.*, 2004).

A partire dalla metà del secolo scorso, è stato osservato che anche gli acidi grassi rappresentano delle molecole potenzialmente utili nel delineare la struttura delle reti trofiche (Ackman e Eaton, 1966), oltre che nel valutare qualitativamente e quantitativamente la dieta dei predatori (Dalsgaard *et al.*, 2003; Iverson *et al.*, 2004). Mentre gli approcci degli isotopi stabili e degli acidi grassi come *marker* trofici, singolarmente, possono presentare delle limitazioni, l'uso congiunto di tali tecniche può permettere la differenziazione di un maggior numero di fonti alimentari per i consumatori e può fornire informazioni più dettagliate relativamente alla dieta e degli organismi e alla struttura delle reti trofiche (Kharlamenko *et al.*, 2001; Alfaro *et al.*, 2006; Guest *et al.*,

2008). L'approccio integrato risulta pertanto particolarmente utile in caso di ecosistemi in cui *habitat* con caratteristiche diverse si interfacciano.

1.3.2.1 Isotopi stabili del Carbonio e dell'Azoto ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$)

Lo studio delle variazioni del rapporto tra gli isotopi stabili del carbonio ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$; $\delta^{13}\text{C}$) e dell'azoto ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$; $\delta^{15}\text{N}$), usati come traccianti dei percorsi di materia organica nelle reti trofiche, ha fornito negli ultimi decenni un contributo importante all'ecologia trofica degli ecosistemi acquatici (es. Peterson e Fry, 1987; Peterson, 1999; Connolly *et al.*, 2004; Vizzini e Mazzola, 2008; Yokoyama *et al.*, 2005, Yokoyama e Ishishi, 2007). Il metodo isotopico ha permesso di effettuare approfondite indagini sulle dinamiche trofiche di ecosistemi adiacenti riflettendo la reale assimilazione della materia organica *habitat*-specifico (es. Marguillier *et al.*, 1997; Deegan e Garritt, 1997; Bouillon *et al.*, 2004a) e dimostrando l'esistenza di differenze spaziali nelle preferenze alimentari dei consumatori (es. Deegan e Garritt, 1997; Vizzini e Mazzola, 2006; Garcia *et al.*, 2007). Studi recenti ne hanno poi sottolineato le enormi potenzialità nello studio dei *pattern* dei movimenti animali (Hansson *et al.*, 1997; Gannes *et al.*, 1997; Rubenstein e Hobson, 2004), dell'uso di risorse multiple da parte dei consumatori (Bouillon *et al.*, 2004b) e delle variazioni ontogenetiche della dieta di specie ittiche (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2003; Nakamura *et al.*, 2008).

In generale, i valori dei rapporti degli isotopi stabili del carbonio e dell'azoto negli animali riflettono quelli della loro dieta, in quanto nei tessuti dei consumatori si verifica un incremento, rispetto a quelli delle prede, che viene quantificato in media 0-1‰ nel caso del carbonio, e 3-4‰ nel caso dell'azoto (Vanderkliff e Ponsard, 2003; McCutchan *et al.*, 2003). Tale prevedibilità dello *shift* isotopico tra livelli trofici adiacenti viene applicata in vari modi nelle indagini ecologiche. Il rapporto isotopico del carbonio nei tessuti di un consumatore permette l'individuazione delle fonti di produzione primaria: il leggero arricchimento del rapporto isotopico del carbonio di un organismo rispetto alla fonte alimentare è dovuto al frazionamento che avviene durante l'assimilazione e la respirazione, ovvero all'assimilazione preferenziale di composti ricchi in ^{13}C e alla perdita maggiore di ^{12}C (più mobile) durante la respirazione. Il rapporto isotopico dell'azoto, il cui incremento tra un livello trofico e il successivo è più elevato a causa della rimozione metabolica ed escrezione di gruppi amminici contenenti ^{14}N (Steele e Daniel, 1978), può essere invece usato per individuare il livello trofico di appartenenza dei consumatori (Vander Zanden *et al.*, 2000; Post 2002 b).

Il frazionamento isotopico risulta essere un valore comunque suscettibile di variazioni non trascurabili, dipendendo da numerosi processi metabolici degli organismi stessi. Le variazioni nei rapporti isotopici tra un passaggio all'altro della catena alimentare risultano essere, infatti, specie-specifiche, nonché strettamente correlate alla tipologia di dieta del consumatore, alle modalità di escrezione adottate, all'abbondanza o scarsità dell'alimento, così come alla stessa qualità nutrizionale di quest'ultimo (Vanderkliff e Ponsard, 2003; McCutchan *et al.*, 2003). Inoltre, variazioni consistenti sono state riscontrate in funzione del tessuto dell'organismo analizzato: si osserva ad esempio che il tessuto muscolare manifesta *shift* isotopici solitamente più ampi rispetto a quelli ottenuti analizzando altri tessuti o l'intero organismo (Gannes *et al.*, 1997; Yokoyama *et al.*, 2005). Infine bisogna tenere presente che i *pattern* in $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, tessuto-specifici, sono solitamente anche influenzati dalla loro composizione biochimica. La composizione lipidica ed aminoacidica di un tessuto ne influenza il rapporto isotopico e quindi anche la variazione manifestata rispetto alla dieta assunta. Così, un tessuto ricco di lipidi avrà un valore più basso di $\delta^{13}\text{C}$ rispetto ad un tessuto ricco di proteine poiché i lipidi risultano sempre più impoveriti rispetto alle proteine (Hobson e Clark, 1992; Kurle, 2002; Sotiropoulos *et al.*, 2004).

L'indagine isotopica permette inoltre di osservare con un notevole livello di risoluzione le differenze spaziali e temporali, anche se di piccola entità, nei percorsi della materia organica e nelle strategie alimentari dei consumatori. Le caratteristiche ambientali possono variare anche in *range* spaziali relativamente ristretti, e questo si traduce in variazioni nella composizione isotopica della componente autotrofa, che possono riflettersi sui livelli trofici superiori. Nei consumatori, inoltre, si possono osservare variazioni della composizione isotopica derivanti dall'adozione di strategie alimentari sito-specifiche. Thomas e Cahoon (1993) e Jennings *et al.* (2002) hanno rilevato variazioni consistenti nella composizione isotopica di specie ittiche in aree distanti anche pochi km. Tali variazioni possono essere attribuibili alla sito-specificità delle abitudini alimentari delle specie ittiche in relazione alle risorse disponibili e alle condizioni locali, denotando una notevole plasticità trofica (Deegan e Garritt, 1997; Jennings *et al.*, 2002). Variazioni temporali, per quanto riguarda la composizione isotopica delle fonti di materia organica, sono state messe in evidenza da numerosi lavori in diverse aree geografiche (Goering *et al.*, 1990; Boon e Bunn, 1994; Vizzini e Mazzola, 2003). Le cause della variabilità temporale nei valori di $\delta^{13}\text{C}$ possono essere attribuite a una grande varietà di fattori ambientali, tra i quali l'idrodinamismo che può far aumentare la diffusione del

carbonio inorganico (France, 1995) e la temperatura, entrambi fattori che influenzano il frazionamento isotopico del carbonio (Degens *et al.*, 1968). Altre possibili cause di variazione del rapporto isotopico del carbonio possono essere gli apporti terrigeni e di acque dolci (Hemminga e Mateo, 1996), e la specie chimica assimilata [es. lo ione bicarbonato (HCO_3^-) che presenta un valore di $\delta^{13}\text{C}$ di circa 0‰ o la CO_2 disciolta che presenta un valore considerevolmente più basso (-9‰)] (Kroopnick, 1985). In letteratura viene soprattutto evidenziato lo stretto rapporto tra l'irradiazione luminosa e la composizione isotopica dei vegetali marini (Cooper e De Niro, 1989; Durako e Hall, 1992). Infatti all'aumentare dell'irradiazione corrisponde una più alta richiesta di carbonio da assimilare e quindi una maggiore influenza dei processi diffusione-dipendenti nell'acquisizione del carbonio inorganico, e tutto ciò si traduce in una minore discriminazione nei confronti del ^{13}C . Per quanto concerne le variazioni di $\delta^{15}\text{N}$, è stato evidenziato che i vegetali marini sono in grado di utilizzare l'azoto, così come precedentemente sottolineato per il carbonio, sotto diverse forme chimiche (NO_3^- o NH_4^+), le quali risultano isotopicamente distinte (Michener e Schell, 1994). L'uso differenziale di queste forme chimiche nel processo di assimilazione, che risulta legato a fenomeni stagionali, ne influenza i rapporti isotopici.

1.3.2.2 Acidi grassi

Gli acidi grassi (FA) rappresentano un gruppo eterogeneo di molecole e comprendono la maggior parte dei lipidi di tutti gli organismi, di cui costituiscono lo scheletro carbonioso. La grande diversità, le caratteristiche biochimiche ed, in alcuni casi, la presenza esclusiva di alcuni acidi grassi all'interno di piante ed animali hanno dato origine nel tempo ad una serie di linee di ricerca, a partire dalla valutazione delle caratteristiche nutrizionali e del metabolismo animale, fino all'indagine sulle interazioni trofiche e sulla struttura degli ecosistemi marini (Bergé e Barnathan, 2005). Dalla metà degli anni '30, numerosi studi hanno dimostrato che gli acidi grassi vengono trasferiti dalle prede ai predatori (es. Dalsgaard *et al.*, 2003; Iverson *et al.*, 2004; Budge *et al.*, 2006). La loro specificità biologica ed il trasferimento conservativo dai produttori primari ai più alti livelli trofici, fa sì che gli acidi grassi siano considerati degli ottimi *marker* trofici (Alfaro, 2008), a tal punto da venire sempre più spesso utilizzati in studi che mirano alla comprensione della struttura trofica dei sistemi marini.

Diverse caratteristiche fanno degli acidi grassi degli utili traccianti della struttura delle reti trofiche. Innanzitutto, a differenza di altri nutrienti alimentari (es. proteine e carboidrati), che vengono completamente demoliti durante i processi digestivi, gli acidi grassi si staccano dalle molecole dei lipidi ingeriti, non subiscono processi degradativi e vengono trasportati ed assimilati, pressoché integri, nei tessuti *target*. In tal modo, possono essere identificati nei tessuti, somatici e di riserva, dei consumatori primari, e possono fornire informazioni sulla dieta di giorni, settimane o mesi (St John e Lund, 1996; Auel *et al.*, 2002), a seconda della specie oggetto di indagine e del tipo di tessuto scelto (Iverson, 2009).

Le forti limitazioni cui sono soggetti gli organismi animali nell'apportare modifiche alla struttura molecolare degli acidi grassi, sia di origine endogena che esogena, dipendono principalmente al gruppo filogenetico di appartenenza (Cook, 1996; Iverson, 2009); limitazioni tanto maggiori si riscontrano all'aumentare dell'ordine filogenetico, culminando nei vertebrati (Cook, 1996). Alcuni consumatori primari, tra cui i copepodi zooplantonicici sono in grado, infatti, di biosintetizzare acidi grassi *de novo* (Dalsgaard *et al.*, 2003), ma anche di apportare modifiche alla catena di atomi di carbonio sia allungandola che introducendo dei doppi legami nella struttura (desaturazione) (Iverson, 2009). Pesci, uccelli e mammiferi presentano invece le più importanti restrizioni nella biosintesi *de novo* e nella modifica della struttura degli acidi grassi (Iverson, 2009).

In base a tali caratteristiche, i lipidi e gli acidi grassi sono risultati complessivamente un utile strumento a supporto degli studi sulle reti trofiche marine sia pelagiche (Dalsgaard *et al.*, 2003; Stowasser *et al.*, 2009) che bentoniche (Jaschinski, *et al.*, 2008; Hanson *et al.*, 2010), sia polari (es. Stevens *et al.*, 2004; Budge *et al.*, 2008; Ju *et al.*, 2009) che tropicali (es. Meziane e Tsuchiya, 2000; Bouillon *et al.*, 2004b; Alfaro *et al.*, 2006).

Pur presentando una serie di vantaggi, è necessaria comunque una notevole cautela nell'analisi ed interpretazione dei dati, specialmente relativi ai più alti livelli trofici, laddove diventa difficile distinguere tra consumo diretto o indiretto delle prede (Iverson, 2009). Molti studi sulle relazioni trofiche in ambiente marino implicano inoltre diversi *range* di scale spaziali, considerando ad esempio i movimenti del carbonio lungo transetti terra-mare (Odum *et al.*, 1979), o il diverso apporto di carbonio di origine terrestre vs. marina nelle aree costiere (Andrews *et al.*, 1998; Dittmar *et al.*, 2001). L'alta variabilità dei dati che ne risulta può quindi rendere complessa l'interpretazione delle

relazioni trofiche specialmente laddove le scale di variazione spaziale non sono ben chiare (Guest *et al.*, 2010). Guest *et al.* (2010) hanno inoltre osservato che gli acidi grassi possono essere influenzati anche da diversi fattori comportamentali o metabolici dei consumatori, quali l'età, la taglia ed il sesso, ma anche alcune microalghe presentano una diversa composizione degli acidi grassi a seconda della fase di sviluppo. La misura in cui i profili degli acidi grassi possono essere modificati in relazione ai fattori metabolici dipende inoltre dal ruolo che essi stessi svolgono nel metabolismo dell'organismo stesso (Cherapavan *et al.*, 2009). Lo studio dell'impatto di questi fattori sui profili degli acidi grassi è però limitato solo a esperimenti svolti in laboratorio o in cattività ed è risultato comunque variabile a seconda della specie (Dalsgaard *et al.*, 2003). Turner e Rooker (2006), nel Golfo del Messico, hanno rilevato che gli acidi grassi polinsaturi (PUFA) possono essere influenzati anche da diversi fattori ambientali, quali l'intensità della luce, la salinità, la temperatura ed i nutrienti disponibili, come già era già stato precedentemente ipotizzato (Thompson *et al.*, 1990, 1992; Elenkov *et al.*, 1996; Graeve *et al.*, 2002).

Infine, per studiare la dieta di organismi mediante gli acidi grassi possono essere usati diversi approcci: qualitativi (es. Horgan e Barrett 1985; Smith *et al.* 1996; Raclot *et al.* 1998; Dahl *et al.* 2000, 2003; Falk-Petersen *et al.* 2004), semi-quantitativi (Kirsch *et al.* 2000; Iverson *et al.* 2001; Iverson e Springer 2002) o, di più recente sviluppo, metodi quantitativi (Iverson *et al.*, 2004; Iverson, 2009; Tucker *et al.*, 2009). Mentre l'approccio qualitativo allo studio della variazione spaziale o temporale nella dieta dei predatori, consiste nel semplice confronto del profilo degli acidi grassi presenti nei tessuti dei consumatori stessi, l'approccio semi-quantitativo implica l'identificazione di specifici acidi grassi, considerati *biomarker* trofici, che possono essere attribuiti a una o più prede e quindi indicare la loro verosimile importanza nella dieta (Iverson, 2009). Infine attraverso l'analisi quantitativa della firma degli acidi grassi (QFASA) è possibile determinare quantitativamente, attraverso specifici strumenti statistici, la miscela degli acidi grassi presenti nelle prede che più assomigliano ai depositi lipidici del predatore, in modo da dedurre la loro dieta.

1.3.3 Valutazione della contaminazione da metalli in tracce

Il grande sviluppo dell'industria chimica ha comportato l'incremento di un ampio numero di molecole in grado di provocare danni ai sistemi viventi: tra queste vanno

citati i pesticidi, gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), i policlorobifenili (PCB), i solventi clorurati ed i metalli pesanti (Hg, Cu, Cd, Zn, As, Pb, ecc.), sostanze che vengono rilasciate in vario modo nell'ambiente, e sul destino delle quali occorre avere una buona conoscenza, al fine di salvaguardare la salute dell'ambiente e dell'uomo.

Studi condotti sia sulla qualità delle acque che su alcune specie bioindicatrici presenti nel Mediterraneo hanno fatto notare come, negli ultimi anni, elevate concentrazioni di xenobiotici ed, in particolare, di metalli pesanti, stiano pericolosamente minacciando l'integrità del Mediterraneo, situazione ulteriormente aggravata dalla lenta velocità di rimozione di tali composti, tipica dei bacini semichiusi (El-Sikaly *et al.*, 2003). Ciò appare particolarmente evidente nelle aree costiere, dove sono presenti i maggiori centri urbani e le industrie.

Con il termine di metalli pesanti si fa riferimento ad elementi tra loro eterogenei che vanno dai metalli di transizione ai non metalli. Data la loro concentrazione generalmente limitata, vengono anche chiamati metalli in tracce. I metalli sono costituenti naturali dei suoli e delle rocce ed entrano nell'ambiente marino come conseguenza di degradazioni ed erosioni causate da agenti atmosferici (Forstner, 1990); i metalli possono anche avere origine antropica, fenomeno che determina un ulteriore arricchimento di questi elementi attraverso scarichi derivanti da attività agricole e industriali. In determinate condizioni ambientali, i metalli pesanti possono essere accumulati nei sistemi naturali fino a raggiungere concentrazioni pericolose e causare danni ecologici (Freedman, 1989).

E' ormai ben nota la tossicità di alcuni elementi come mercurio (Hg), cadmio (Cd) e piombo (Pb), che non svolgono alcun ruolo fisiologico negli organismi e possono essere accumulati fino a raggiungere concentrazioni molto superiori rispetto a quelle presenti nell'ambiente abiotico (Presley, 1997). L'effetto tossico si esplica per legame spesso stabile (covalente), con i gruppi funzionali reattivi delle molecole organiche: ossidrili (-OH), carbossili (COO-), fosforili (OPO₃H-), carbonili (=CO), sulfidrili (SH), amminici (NH₂) ed imminici (=NH), andando ad alterare il metabolismo per un'azione diretta sugli enzimi (Grandini, 1993). Diverse molecole organiche, essenziali per le normali attività biochimiche cellulari, vengono inattivate dal legame con il metallo: ciò comporta danni cellulari permanenti a carico potenzialmente di più organi e apparati.

Il processo di assorbimento di tali elementi è strettamente legato alla biodisponibilità del metallo, a sua volta dipendente dalle caratteristiche dell'*habitat*

acquatico in cui gli organismi vivono, come il pH, la salinità, il contenuto in Ca-fosfato e la temperatura (Grandini, 1993). La temperatura dell'acqua, ad esempio, condiziona direttamente la velocità di assunzione intestinale e la tossicità dei metalli nei teleostei. Le branchie, oltre ad essere il principale organo deputato agli scambi gassosi, rappresentano un importante punto di assorbimento dei metalli presenti nell'acqua. Da queste i metalli, dopo essere stati assorbiti, sono veicolati, tramite il circolo sanguigno, in tutto il corpo ed accumulati in specifici organi. Il passaggio attraverso le branchie rappresenta, quindi, un'importante via di entrata della frazione solubile dei metalli pesanti. Attraverso il canale alimentare vengono assorbiti metalli in sospensione, metalli presenti nei sedimenti, metalli contenuti nel cibo e anche una parte di quelli in soluzione (Liang *et al.*, 1999). Infatti, i pesci, soprattutto quelli di acqua salata, ingeriscono giornalmente considerevoli quantità di acqua (dal 4 al 13% del peso corporeo) per i processi di osmoregolazione e questo, ovviamente, contribuisce all'assorbimento dei metalli disciolti in essa.

Il grado di assorbimento dei metalli pesanti da parte degli organismi è fortemente influenzato dalla "speciazione" del metallo stesso: in generale la forma ionica semplice è assorbita più rapidamente di quella complessata. Numerosi esperimenti condotti su batteri, diatomee e organismi superiori mostrano, specialmente per elementi come Cu, Cd e Zn, la preferenza per la forma ionica e la evidente dipendenza dell'assunzione dalla concentrazione di questa specie piuttosto che dalla concentrazione totale (Mayer, 2002).

Mentre il concetto di "biodisponibilità", definita come la frazione della concentrazione totale di elemento in ciascuna delle matrici abiotiche assunta dagli organismi (Mayer, 2002), spiega come avvenga l'interazione di tali elementi con gli organismi stessi, il termine di "bioaccumulo", invece, indica il processo secondo cui gli organismi assorbono prodotti chimici, presentando nei loro tessuti una concentrazione di queste sostanze maggiore di quella che inizialmente si trova nell'ambiente o nell'alimento (Reinfelder *et al.*, 1998; Watras *et al.*, 1998).

In molti casi, il fenomeno del bioaccumulo si amplifica nella catena alimentare con la "biomagnificazione", che si riferisce all'accumulo progressivo dei prodotti chimici lungo la catena alimentare (Vighi *et al.*, 1996). Le modalità con cui si realizza il processo di biomagnificazione sono ancora per molti aspetti sconosciute, e tali conoscenze

risultano fondamentali nella valutazione del rischio ambientale e nello studio della biodisponibilità di questi elementi.

L'utilizzo di organismi nella valutazione della qualità dell'ambiente marino consente di valutare i livelli biologicamente disponibili di contaminanti negli ecosistemi, nonché l'effetto di tali contaminanti sugli organismi viventi. L'analisi delle matrici ambientali quali acqua e sedimenti fornisce, invece, un'immagine del carico totale dei contaminanti, ma non dà indicazioni precise sulla frazione di diretta rilevanza ecotossicologica.

2. OBIETTIVI DELLA RICERCA

Alla luce della notevole complessità ecologica che emerge dal quadro fin qui illustrato, l'obiettivo generale di questa tesi di dottorato è stato quello di studiare e comprendere i diversi meccanismi di funzionamento ecosistemico che si realizzano in aree di transizione interessate da dinamiche ecologiche differenti. Per fare questo si è scelto quindi di voler studiare le interconnessioni trofiche, mediate da fattori biotici, che si realizzano in due differenti aree di transizione.

In particolare, è stato valutato il ruolo dei fattori biotici come potenziale veicolo di materia organica, nutrienti e contaminanti tra ecosistemi adiacenti e, alla luce della diversità ecosistemica caratteristica delle aree di transizione a livello globale, i seguenti obiettivi specifici sono stati indagati:

- ✓ Studiare gli effetti di *input* alloctoni di origine aviaria sul trofismo di un'area di transizione mediterranea;
- ✓ Studiare gli effetti di *input* alloctoni di origine aviaria sulla struttura delle comunità macrozoobentoniche e sulle reti trofiche di un'area di transizione mediterranea;
- ✓ Studiare la contaminazione ambientale e i fenomeni di bioaccumulo in un'area di transizione mediterranea interessata da *input* alloctoni di origine aviaria.
- ✓ Studiare i movimenti del carbonio lungo un *continuum* terra-mare di un ecosistema a mangrovie;
- ✓ Valutare il ruolo di *nursery*, rifugio e *feeding ground* degli *habitat* di *back-reef* per giovanili e adulti di specie ittiche;
- ✓ Valutare il ruolo dell'ittiofauna nei movimenti della materia organica in un ecosistema a mangrovie.

3. MATERIALI E METODI

3.1 Aree di Studio

Al fine di rispondere agli obiettivi scelti nel presente studio, sono state scelte due diverse aree di studio, una mediterranea ed una tropicale, selezionate sulla base delle loro caratteristiche ecologiche e del loro interesse scientifico e naturalistico. Tali aree, accomunate dall'essere entrambe aree di interfaccia tra l'ambiente marino e terrestre, presentano diverse caratteristiche ecologiche, biotiche e strutturali, rappresentando dei modelli di aree indipendenti l'una dall'altra, in cui testare specifiche ipotesi ecologiche.

3.1.1 Laghetti di Marinello (Sicilia, Italia)

Il piccolo sistema degli stagni costieri di Marinello, chiamati comunemente laghetti, si trova sul litorale tirrenico della provincia di Messina, nel Golfo di Patti (Sicilia nord-orientale) (Fig. 1). Il sistema di stagni costieri, formatosi in epoche diverse nell'arco dell'ultimo secolo (Abbruzzese e Aricò, 1955), è caratterizzato da un'elevata complessità strutturale ed un forte dinamismo geomorfologico (Leonardi e Giacobbe, 2001), che ha determinato negli ultimi anni continue modificazioni sia nell'estensione sia nel numero di bacini. Attualmente i laghetti sono cinque: Marinello, Mergolo della Tonnara, Verde, Fondo Porto e Porto Vecchio (Fig. 1).

L'eterogeneità di *input* alloctoni (Azzaro, 1995) associata al reciproco isolamento ed al progressivo confinamento dei bacini ha determinato un elevato differenziamento idrologico, sedimentario e trofico tra i bacini stessi. Per quanto riguarda il grado di confinamento, ad esempio, i laghetti Verde, Mergolo della Tonnara e Marinello, risultano più nettamente condizionati dagli apporti di acque continentali rispetto agli occasionali apporti marini, legati soprattutto ad eccezionali mareggiate. Invece Fondo Porto e Porto Vecchio risentono di una maggiore influenza del mare antistante (Leonardi *et al.*, 2000), pur non presentando collegamenti diretti. Tra gli altri, il lago Verde risulta particolarmente interessante in quanto è caratterizzato da un elevato carico di nutrienti trasportati dalle acque meteoriche e continentali arricchite dalle deiezioni degli uccelli marini (prevalentemente gabbiano reale, *Larus cachinnans*) che nidificano in gran numero sulla falesia cui è ridossato. Questo carico, associato a particolari condizioni climatiche come le alte temperature durante il periodo estivo, ha occasionalmente causato crisi distrofiche con fenomeni di anossia (Leonardi *et al.*, 2005).

Pertanto nel sistema dei laghetti di Marinello è risultato molto interessante valutare gli effetti di *input* alloctoni di origine aviaria sul trofismo, sulla struttura delle comunità macrozoobentoniche, sulle reti trofiche e sui livelli di contaminazione ambientale.



Figura 1. Foto satellitare dell'area dei laghetti di Marinello, Sicilia, Italia.

3.1.2 Gazi Bay (Mombasa, Kenya)

Gazi Bay (Fig. 2) è situata a sud di Mombasa lungo la costa meridionale del Kenya. La baia è una tipica area di transizione tropicale delimitata a nord da un'estesa foresta a mangrovie, a sud dalla barriera corallina e caratterizzata, al suo interno, dalla presenza di estese praterie di fanerogame miste a macroalghe. L'intero sistema è un ambiente poco profondo (profondità media 5 m) macrotidale con regime tidale semidiurno la cui escursione varia da 3.9 m in fase di marea sigiziale e 0.7 m in fase di marea di quadratura (Hemminga *et al.*, 1994). L'area totale della baia, esclusa la foresta a mangrovie, è di 10 km². Due sono i maggiori *input* d'acqua dolce dell'intero sistema, i canali di marea, Kidogoweni e Kinondo, che sfociano nella parte settentrionale della baia, mentre nella parte sud-orientale della baia è presente un ulteriore *input* d'acqua dolce, rappresentato dal fiume Mkurumuji. La foresta a mangrovie è estesa circa 7 km² ed è costituita dalle seguenti specie: *Sonneratia alba*, *Rhizophora mucronata*, *Ceriops tagal*, *Bruguiera gymnorrhiza*, *Avicennia marina*,

Xylocarpus granatum e *Lumnitzera racemosa*, tra le quali *S. alba* e *R. mucronata* risultano essere le specie dominanti (Kimani *et al.*, 1996). L'area è influenzata dal regime di due monsoni: il monzone di Nord-Est da Novembre a Marzo ed il monzone di Sud-Est da Maggio a Settembre. La contiguità degli *habitat* a mangrovie, fanerogame e barriera corallina offre un ottimo spunto per lo studio della connettività tra sistemi adiacenti, rappresentando l'intero ecosistema di Gazi Bay un *continuum* terra-mare.

Pertanto nell'area di Gazi Bay è risultato molto interessante studiare i movimenti del carbonio lungo il *continuum* terra-mare, valutare il ruolo di *nursery*, rifugio e *feeding ground* degli *habitat* di *back-reef* per giovanili e adulti di specie ittiche e valutare il ruolo dell'ittiofauna nei movimenti della materia organica.

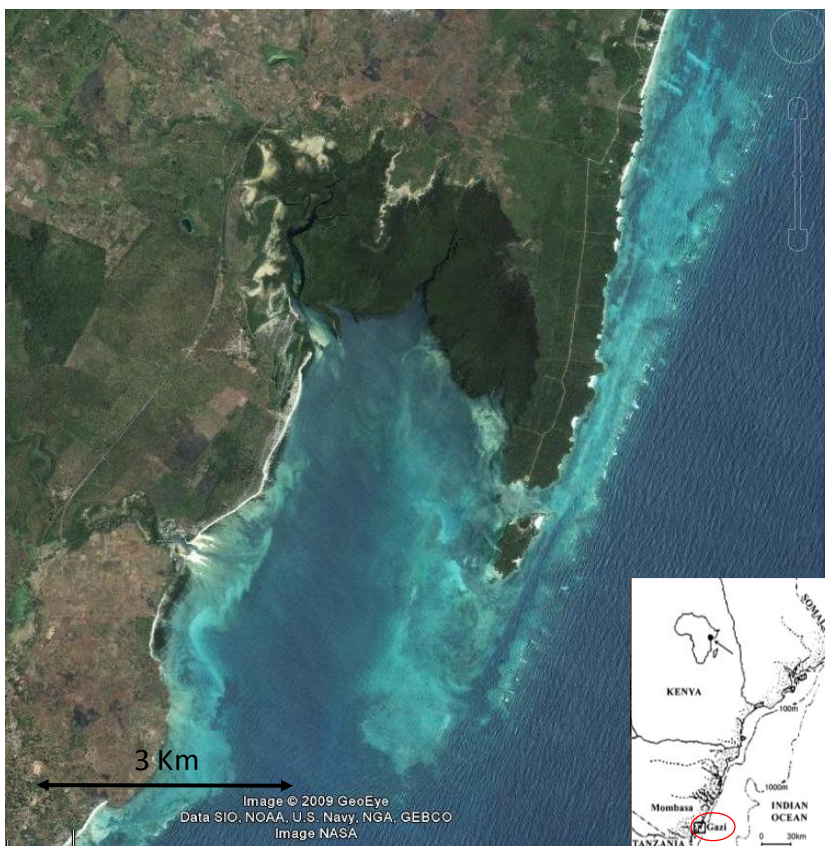


Figura 2. Foto satellitare dell'area di Gazi Bay, Mombasa, Kenya.

3.2 Disegni sperimentali e metodi di campionamento

In relazione alle caratteristiche ecologiche intrinseche delle aree scelte e ai diversi fattori biotici, abiotici e climatici che interessano le suddette aree, sono state scelte le fasi stagionali maggiormente rappresentative durante le quali sono state campionate le diverse fonti di materia organica ed i consumatori per ogni sito di campionamento.

3.2.1 Area Mediterranea – laghetti di Marinello, Sicilia, Italia

Dal mese di Settembre 2008 al mese di Agosto 2009 sono stati svolti i campionamenti in 3 stazioni dell'area dei laghetti di Marinello ovvero in tre dei cinque laghetti costieri: Lago Verde, Lago Fondo Porto e Lago Mergolo (Fig. 3), con l'ausilio di un piccolo natante.

I campioni della matrice acquosa superficiale sono stati prelevati in 3 repliche distribuite lungo l'asse longitudinale di ogni lago mediante appositi contenitori precedentemente avvinati con l'acqua del lago e successivamente posti al riparo da fonti di luce e calore al fine di evitare alterazioni del materiale prelevato. Durante i campionamenti di acqua superficiale sono state anche misurate le variabili chimico-fisiche tramite una Sonda Multiparametrica YSI modello 556.

Il prelievo dei campioni di sedimento per le analisi chimiche e degli organismi macrobentonici è stato effettuato con l'ausilio di una benna di tipo "Van Veen" con capacità di campionamento pari a 294 cm² e 2000 ml in 2 siti per ogni stazione, uno nell'area centrale (sito CENTRO) ed uno nella zona a riva (sito BORDO) di ogni lago (Fig. 3); in ogni sito i campioni sono stati prelevati in duplice replica. Ogni replica è stata realizzata con 4 bennate al fine di ottenere un volume di sedimento statisticamente rappresentativo. I campioni di sedimento per l'analisi della struttura della macrofauna bentonica sono stati sottoposti a vagliatura con setacci da 0.5 mm direttamente in campo e fissati in una soluzione al 4% di formalina tamponata.

Il guano ed i produttori primari sono stati prelevati manualmente almeno in 2 repliche per sito, mentre le specie ittiche sono state campionate con una rete a tratta (o sciabica) da spiaggia di altezza 1.60 m, larghezza 5 m e maglia 2 mm.

Al fine di valutare il ruolo dei sedimenti marini come potenziale *input* alloctono di metalli in tracce nei laghetti di Marinello, sono state scelte tre stazioni nell'area costiera

antistante ai laghetti stessi (Fig. 4a) in relazione alla direzione delle correnti prevalenti (Fig. 4b) che, dirigendosi da ovest ad est, trasportano sedimenti che provengono dal torrente Timeto e hanno portato nel tempo alla formazione dei cordoni sabbiosi e dei laghetti stessi (Crisafi *et al.*, 1981; Amore *et al.*, 1992). Lungo la direzione delle correnti pertanto, una stazione è stata scelta a monte (PRE), una esterna (OUT) ed un'altra a valle dei laghetti (POST); tutte e tre le stazioni sono state replicate spazialmente e stagionalmente due volte.

Complessivamente, alcuni campioni sono stati prelevati con cadenza mensile ed altri con cadenza stagionale. Il disegno sperimentale è illustrato in Fig. 3 mentre i dettagli delle matrici campionate, della relativa tempistica e delle analisi su di esse effettuate sono illustrati in Tab. 1.

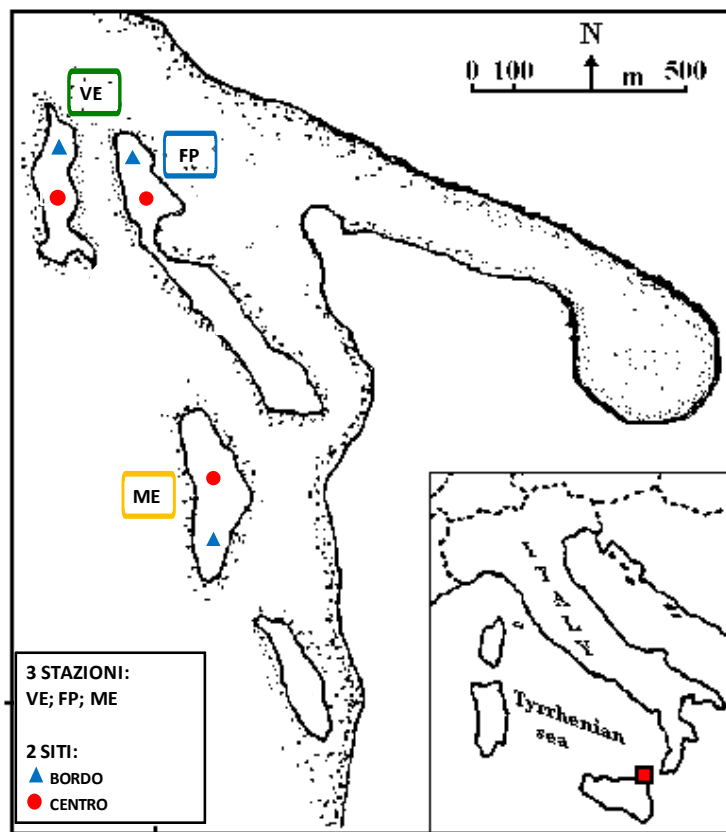


Figura 3. Stazioni e dei siti di campionamento dell'area dei laghetti di Marinello. VE= Lago Verde; FP= Lago Fondo Porto; ME= Mergolo

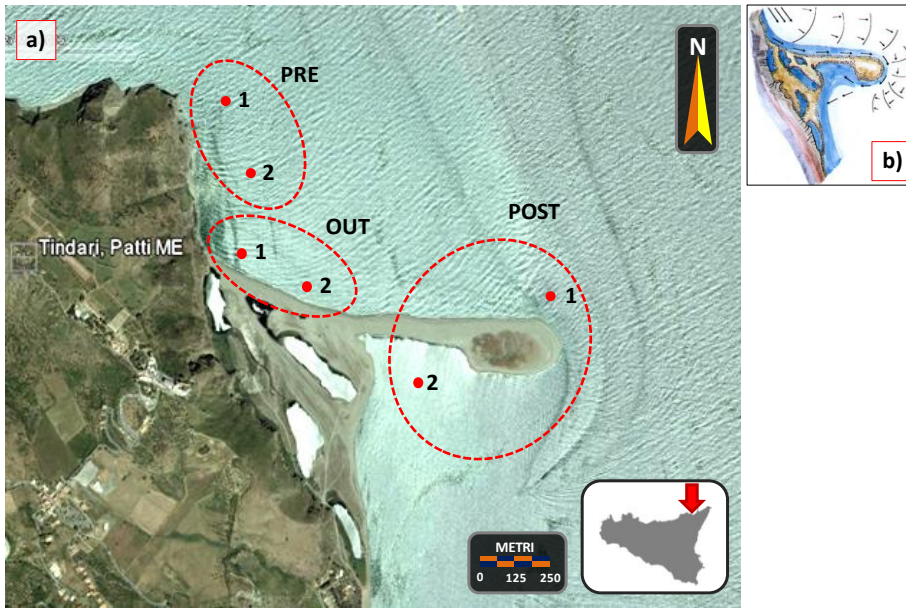


Figura 4. a) Stazioni e siti di campionamento dell'area costiera antistante i laghetti di Marinello. b) direzione delle correnti prevalenti.

Tabella 1. Matrici campionate nei laghetti di Marinello, relative analisi e tempistica.

MATRICE	ANALISI	CADENZA
Acqua superficiale	variabili chimico-fisiche	mensile
	nutrienti disciolti	mensile
	pigmenti clorofilliani	mensile
	POM	mensile
	TSM	mensile
	C, N, P tot	mensile
	isotopi C, N	mensile
	contaminanti	stagionale
Sedimento superficiale	potenziale redox	mensile
	pigmenti clorofilliani	mensile
	TOM	mensile
	TOC	mensile
	C, N, P tot	mensile
	isotopi C, N	mensile
	contaminanti	stagionale
	granulometria	una tantum
Input alloctoni (guano)	C, N, P tot	mensile
	isotopi C, N	mensile
	contaminanti	stagionale
Fonti di OM	isotopi C, N	stagionale
	contaminanti	stagionale
Consumatori	isotopi C, N	stagionale
	contaminanti	stagionale
	struttura di comunità	stagionale

3.2.2 Area tropicale - Gazi Bay, Mombasa, Kenya

Nell'area tropicale di Gazi Bay sono stati effettuati i campionamenti nelle due principali stagioni climatiche dell'anno 2009, ovvero la stagione secca (febbraio/marzo 2009) e quella umida (luglio/agosto 2009). Il disegno sperimentale ha previsto in ognuna delle due stagioni di campionamento un numero complessivo di 5 stazioni corrispondenti ai cinque *habitat* distintivi dell'area: foresta a mangrovie (M), canali tidali tra le mangrovie (M ch), fanerogame intertidali (IS), fanerogame subtidali (SS) e barriera corallina (CR). Ogni stazione è stata replicata spazialmente in due siti in relazione ai due principali apporti di acqua dolce, i fiumi Kidogoweni (sito a) e Kinondo (sito b) (Fig. 5).

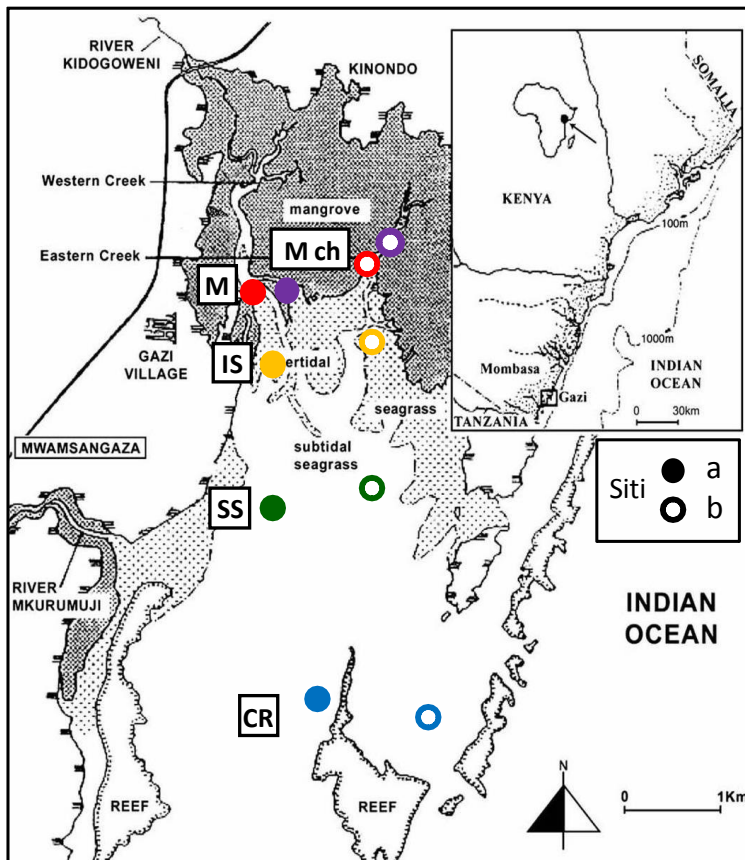


Figura 5. Stazioni di campionamento nell'area di Gazi Bay: Mangrovie (M), Canali tidali a mangrovie (M ch), Fanerogame intertidali (IS), Fanerogame subtidali (SS), Barriera corallina (CR) e relativi siti (a e b).

Nel corso dei campionamenti si è cercato di reclutare tutte quelle componenti che rientrano nella rete trofica dell'ecosistema considerato e che contribuiscono alla

sua struttura. In ogni sito sono stati effettuati i campionamenti delle principali fonti di materia organica (mangrovie, fanerogame, macroalghe, Materia Organica Particellata, POM e sedimentaria, SOM) e dei consumatori (zooplancton, invertebrati bentonici, giovanili ed adulti di specie ittiche).

I campioni della matrice acquosa superficiale sono stati prelevati in 3 repliche in ogni sito mediante appositi contenitori precedentemente avvinati con l'acqua del sito stesso e successivamente posti al riparo da fonti di luce e calore al fine di evitare alterazioni del materiale prelevato. Durante i campionamenti di acqua superficiale sono state misurate anche le variabili chimico-fisiche tramite una Sonda Multiparametrica YSI modello 556.

Il sedimento superficiale è stato prelevato manualmente mediante appositi contenitori da 50 ml. Le foglie delle mangrovie, i talli delle macroalghe ed i fasci delle fanerogame sono stati raccolti manualmente in ogni sito, laddove presenti. L'acqua con la quale le macroalghe e le fanerogame sono state sciacquate per eliminare il materiale depositato sulle foglie e sui talli è stata immediatamente filtrata con un setaccio di maglia di 250 μm al fine di raccogliere l'epifauna vagile. I campionamenti di zooplancton sono stati effettuati tramite l'utilizzo di un retino con apertura di bocca di 55 cm e ampiezza di maglia pari a 335 μm , trainato a velocità costante da un natante a motore per un periodo di 15 minuti.

Infine, per quanto riguarda i campionamenti delle specie ittiche sono state utilizzate diverse arti da pesca in relazione alle caratteristiche geomorfologiche degli *habitat* e diverse maglie al fine di poter catturare varie classi di taglia. Nei siti a mangrovie, caratterizzati dalla prevalenza di mangrovie della specie *Rhizophora mucronata*, sono state usate reti da posta (*gill net*), con diversa maglia (2 mm e 5 cm), posizionate in parallelo e distanti tra loro circa 1 m. In entrambi i siti a mangrovie le reti sono state posizionate in fase di alta marea, e ritirate durante la successiva fase di bassa marea, in modo da catturare i pesci che vengono sospinti fuori dalle mangrovie dalla corrente creata dalla marea uscente. Questa operazione è stata effettuata ad ogni fase di marea per cinque giorni consecutivi in entrambi i siti a mangrovie. Nei siti dei canali tidali e delle fanerogame intertidali e subtidali è stata usata una rete a circuizione del tipo "sciabica da spiaggia" di altezza 1.5 m, lunghezza 20 m e maglia decrescente dalle braccia (5 cm) verso il centro della rete (2 mm). Nei siti della barriera corallina, infine, sono state utilizzate delle reti a circuizione, sciabiche, trainate da natante con

l'ausilio dei pescatori locali. Le reti hanno presentato diversa dimensione e maglia, cioè l'altezza e la lunghezza delle reti sono state rispettivamente 3 m per 26 m, 4 m per 36 m ed 8 m per 100 m. Anche in questo caso, in tutte le reti, la maglia è stata variabile dalle braccia (5 cm) fino al centro della rete (5 mm).

3.3 Analisi di laboratorio

3.3.1 Trofismo delle acque e dei sedimenti

3.3.1.1 Acqua superficiale

Una volta giunti in laboratorio, entro 4 ore dal prelievo, i campioni d'acqua superficiale sono stati filtrati, mediante un sistema di filtrazione a vuoto su setti Millipore, su filtri in fibra di vetro Whatman GF/F (porosità nominale di 0.45 μm , diametro di 47 mm e 25 mm), precalcinati per 4 ore con un trattamento termico a 450°C al fine di rimuovere l'eventuale materia organica presente nel filtro. Per ottenere la frazione particellata il campione d'acqua è stato prefiltrato con un filtro di 200 μm e successivamente il filtro è stato congelato a -20°C fino al momento dell'analisi. Per ottenere la frazione disciolta, è stata raccolta l'acqua eluita dalla filtrazione dei campioni di particellato e congelata a -20°C fino al momento dell'analisi.

- Analisi dei nutrienti disciolti

a) Nitriti N-NO₂

Il metodo analitico si basa sullo sviluppo della colorazione rosa, dovuta al complesso che si forma per reazione tra la sulfanilammide diazotata e l'N-(1-naftil)etilendiammina dicloruro. Tale metodo, proposto originariamente da Ilosvay (1889) e successivamente modificato da Shinn (1941), è stato applicato all'acqua di mare da Bendschneider e Robinson (1952). Ad un'aliquota di 10 ml di campione di acqua di mare già filtrata sono stati aggiunti 0.4 ml di sulfanilammide-N(1-naftil)etilendiammina cloridrato, si è atteso un tempo di reazione pari a 20 minuti e sono state effettuate le misure spettrofotometriche alla lunghezza d'onda λ di 543 nm. Il dato è stato quindi espresso in $\mu\text{g/l}$.

b) Nitrati N-NO₃

Il metodo proposto per l'analisi dei nitrati si basa sulla loro riduzione a nitriti (tramite il cadmio) e sul successivo dosaggio della concentrazione dei nitriti totali, utilizzando la metodica colorimetrica sopradescritta. Tale metodo è stato proposto da Morris & Riley (1963) e, successivamente, modificato da Nydhal (1976) e Grasshoff (1983). Un'aliquota di 25 ml di campione d'acqua di mare filtrata è stata miscelata con 25ml di soluzione tampone ammonio-cloruro di ammonio. Tale miscela è stata fatta passare attraverso una colonna riempita di cadmio granulare con l'ausilio di una pompa peristaltica, regolata in modo tale da garantire una velocità di flusso tra i 2,5 e i 3 ml/min. I primi 25 ml di campione usciti dalla colonna sono stati scartati mentre ai successivi 25ml recuperati è stato aggiunto 1 ml di reagente sulfanilammide-N(1 naftil)etilendiammina cloridato. Infine, dopo aver atteso il tempo di reazione (20min) si è proceduti al dosaggio spettrofotometrico alla lunghezza d'onda λ di 543nm. I risultati sono stati quindi espressi in $\mu\text{g/l}$.

c) Ortofosfati P-PO₄

Il metodo di Murphy e Riley (1962), secondo la versione rivisitata da Strickland e Parsons (1968), si basa sulla formazione di un complesso fosfomolibdico (blu) la cui concentrazione viene misurata per via colorimetrica. A 10 ml di campione d'acqua filtrata è stato aggiunto 1 ml di reattivo misto, contenente ammonio molibdato, acido solforico, acido ascorbico e potassio antimonio tartrato. Infine, dopo aver atteso il tempo di reazione (60 min) si è proceduti al dosaggio spettrofotometrico alla lunghezza d'onda λ di 882 nm (Deniges, 1920). I risultati sono stati espressi in $\mu\text{g/l}$.

d) Azoto e Fosforo totale

La procedura analitica [metodo di Valderrama (1981) nella versione di Koroleff (1983a, b)] prevede che ambedue gli elementi vengano dosati dopo ossidazione ed idrolisi dei composti inizialmente presenti nel campione in una stessa miscela di reazione, con la produzione di nitrato e ortofosfato. L'agente ossidante utilizzato è il potassio persolfato. Al momento delle analisi, 50 ml di ogni campione sono stati autoclavati con l'aggiunta di 5 ml di soluzione ossidante preparata con potassio persolfato, acido borico e idrossido di sodio. Terminato il processo di ossidazione, le analisi di azoto e fosforo sono state trattate separatamente. Il trattamento successivo è

coinciso, cioè, con la tecnica analitica necessaria per la determinazione dei nitrati e degli ortofosfati.

- Analisi della matrice particellata

a) Clorofilla e Feopigmenti

Il filtro contenente il campione è stato omogeneizzato e immerso in 10 ml di acetone al 90%, per poi essere posto al freddo (4°C) e al buio per 24 ore (Morabito, 1997). Successivamente si è raccolto il surnatante, previa centrifugazione alla velocità di 800 giri e si è passati alla determinazione dell'assorbanza della clorofilla-*a* e dei feopigmenti allo spettrofotometro. La clorofilla-*a* è stata letta alle lunghezze d'onda di 630, 647, 664, 665 e 750 nm (Jeffrey e Humphrey, 1975; Lorenzen e Jeffrey, 1980). Per determinare l'assorbanza dei feopigmenti al campione è stato aggiunto HCl 0,66 M (Lorenzen, 1967) ed è stata effettuata la lettura alle lunghezze d'onda λ di 665 e 750 nm. Tutta la procedura analitica è stata effettuata in condizioni di scarsa luminosità per evitare la degradazione dei pigmenti. I risultati sono stati quindi espressi in $\mu\text{g/l}$.

b) Materia Organica Particellata POM

La POM è stata quantificata per calcinazione. I filtri precalcinati e prepesati, contenenti il particellato, sono stati posti in stufa a 80-100°C per 12 h fino a peso costante. Successivamente, gli stessi sono stati riposti in muffola a 450 °C per almeno 4 h e pesati. Dalla differenza di peso tra la prima e la seconda pesata sono stati calcolati i valori del particellato totale. La differenza tra la prima e la terza pesata ha fornito i valori di materia inorganica presente nel particellato in sospensione. La componente organica del particellato in sospensione (POM) è stata calcolata dalla differenza tra la materia particellata totale e quella inorganica.

c) Carbonio e Azoto totale

Le concentrazioni di carbonio ed azoto totale presenti nella frazione particellata sono state analizzate mediante una modifica della tecnica proposta da Hedges e Stern (1984). I filtri con il campione filtrato sono stati seccati a 50°C e pesati per poi essere arrotolati in dischetti di stagno precedentemente lavati con normal-esano. La

determinazione analitica ha previsto l'utilizzo di un analizzatore elementare di carbonio e azoto CHN (Thermo-Electron Flash EA 1112). La calibrazione iniziale dello strumento è stata effettuata mediante la determinazione analitica di dischi di stagno vuoti e di un bianco filtro precedentemente trattato come il campione. Inoltre, durante l'indagine, è stata effettuata l'analisi di acetanilide, quale standard utile per poter calcolare il *K-factor*. Il gas utilizzato dall'analizzatore elementare per il trasporto è l'elio e, per l'ossidazione, l'ossigeno. La colonna di ossidazione è costituita da ossido di cromo e ossido di cobalto argentato, mentre la colonna di riduzione è costituita da rame filamentoso ridotto. La combustione avviene alla temperatura di 950 °C. La separazione gascromatografica è stata ottenuta con una colonna cromatografica di 3 m a 50 °C con rivelatore a conducibilità termica. Il risultato analitico è stato espresso in % e quindi convertito in $\mu\text{g/l}$.

d) Fosforo totale

I filtri con il materiale particellato sono stati sottoposti alla stessa procedura analitica descritta per l'analisi del fosforo disciolto (Valderrama,1981), con una fase intermedia per la rimozione del filtro (Jenkins, 1980).

3.3.1.2 Sedimento superficiale

- Granulometria

Per lo studio delle caratteristiche tessiturali dei sedimenti, un sub campione di 500 ml è stato sottoposto ad un pretrattamento al fine di eliminare sali e sostanza organica che impediscono l'ottimale separazione delle classi granulometriche. La prima fase del pretrattamento ha previsto l'utilizzo di acqua ossigenata per 48h. Successivamente il campione è stato essiccato in stufa a 105 °C per non meno di 24 h e pesato. La seconda fase ha implicato invece l'utilizzo di esametafosfato di sodio, che agisce da antiflocculante. Si è proceduto quindi alla separazione granulometrica vera e propria. Le peliti (particelle di dimensione inferiore a 63 μm), precedentemente separate dalla frazione più grossolana mediante un setacciamento in umido su un setaccio da 63 μm di luce netta, sono state analizzate mediante strumentazione laser (modello Analysette 22 della Fritsch). Il setacciamento delle frazioni più grossolane (> 63 μm), è stato invece eseguito a secco utilizzando una colonna di setacci in acciaio inox, serie USA, ASTM,

scelti in modo da ottenere una serie granulometrica con intervalli di $\frac{1}{2}$ di φ ($\varphi = -\log_2 \text{mm}$). I risultati ottenuti sono stati espressi in percentuali di ghiaie, sabbie, *silt* e argille rispetto al peso del campione totale. I campioni sono stati classificati utilizzando i diagrammi classificativi triangolari di Schlee e di Shepard modificato per le ghiaie, le sabbie e le peliti (*silt* + argille) e di Shepard (1954) per le sabbie, i *silt* e le argille.

- Clorofilla e Feopigmenti

L'estrazione dei pigmenti fotosintetici dal sedimento è stata svolta secondo il metodo di Plante-Cuny (1974). L'estrazione è avvenuta in una soluzione di acetone freddo al 90 %. Su ogni estratto la concentrazione della clorofilla-*a* è stata determinata per via spettrofotometrica alle lunghezze d'onda λ di 665 e 750 nm. La quota dei feopigmenti è stata determinata trattando successivamente l'estratto con acido cloridrico 0,66 N. I risultati sono stati quindi espressi in $\mu\text{g/g}$ di peso secco.

- Carbonio organico totale TOC

I sub-campioni di sedimento sono stati scongelati e disidratati in stufa alla temperatura di 60 °C in capsule di alluminio. Previa polverizzazione, sub-campioni di 10 mg sono stati successivamente pesati in microbilancia analitica in capsule d'argento precedentemente lavate con normal-esano. La successiva fase ha previsto l'eliminazione dei carbonati mediante tre fasi di acidificazione e successivo essiccamento delle capsule contenenti il campione secondo una metodica simile a quella proposta da Nieuwenhuize *et al.* (1994). Le capsule d'argento sono state quindi appallottolate per essere poi sottoposte ad analisi. La strumentazione analitica e le condizioni strumentali sono le stesse descritte precedentemente per la determinazione del carbonio totale del particolato. Le concentrazioni di TOC sono state espresse in % e successivamente convertite in mg/g.

- Materia Organica Sedimentaria SOM

La SOM è stata quantificata per calcinazione in crogiuoli, precedentemente calcinati in stufa e pesati. I campioni di sedimento sono stati posti nei crogiuoli in stufa a 80-100 °C per 12 h fino a peso costante. Successivamente, gli stessi sono stati riposti in muffola a 450 °C per almeno 4 h e comunque fino a peso costante. Dalla differenza di

peso tra la prima e la seconda pesata è stato calcolato il peso secco totale. La differenza tra la prima e la terza pesata fornisce i valori di materia totale inorganica presente nel sedimento. La componente organica (SOM) è calcolata dalla differenza tra il peso secco totale e la materia inorganica. I risultati sono stati quindi espressi in mg/g.

- Carbonio e Azoto totale

Il campione di sedimento, dopo essere stato disidratato a 60 °C, è stato macinato e ridotto in polvere. Circa 3-4 mg di campione sono stati pesati direttamente in capsule di stagno della larghezza di 5x9 mm, precedentemente lavate con acetone ed esano; tali capsule sono state, quindi, sottoposte all'analisi mediante un analizzatore elementare di carbonio e azoto CHN (Thermo-Electron Flash EA 1112) come già descritto per il carbonio e azoto totale del particolato. Il risultato analitico è stato quindi espresso in mg/g di peso secco.

- Fosforo Totale

Il fosforo totale dei sedimenti, presente sotto forma minerale od organica, è stato trasformato in ortofosfato mediante digestione con acidi minerali a caldo, HNO₃ e HClO₄ (Quaderni IRSA, 1985). L'ortofosfato è stato fatto reagire con molibdato d'ammonio e tartrato di antimonio e potassio. In ambiente acido, si forma un eteropoliacido che viene ridotto a blu di molibdeno con acido ascorbico. La determinazione fotometrica è stata effettuata alla lunghezza d'onda λ di 650 nm. Tutti i reattivi sono suprapur. Il risultato analitico è stato quindi espresso in mg/g di peso secco.

3.3.2 Analisi delle comunità bentoniche di fondo mobile

Dopo una permanenza in formalina di 15 giorni circa, i campioni di macrofauna bentonica sono stati sciacquati rapidamente con acqua di mare e conservati in una soluzione conservante a base di alcool etilico al 75% e glicerina, al fine di mantenere integri gli organismi (Castelli *et al.*, 2003). In un secondo tempo si è proceduto al *sorting* allo stereomicroscopio per effettuare il riconoscimento tassonomico al più basso livello possibile e la relativa conta degli organismi. In fase di elaborazione dei dati, i valori di abbondanza ottenuti in seguito al riconoscimento e al conteggio, sono stati espressi come n° ind/m².

3.3.3 Analisi del rapporto degli isotopi stabili del Carbonio e dell'Azoto

Acque superficiali, Sedimenti, *input* alloctoni (guano) e tessuti dei principali produttori e consumatori sono stati processati per poter effettuare le analisi degli isotopi stabili del Carbonio e dell'Azoto ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) nei seguenti modi:

Una volta giunti in laboratorio, entro 4 ore dal prelievo, i campioni d'acqua superficiale sono stati filtrati, mediante un sistema di filtrazione a vuoto su setti Millipore, su filtri in fibra di vetro Whatman GF/F (porosità nominale di $0.45\ \mu\text{m}$, diametro di 47 mm e 25 mm), precalcinati per 4 ore con un trattamento termico a $450\ ^\circ\text{C}$ al fine di rimuovere l'eventuale materia organica presente nel filtro. Per ottenere la frazione particellata il campione d'acqua è stato prefiltrato con un filtro di $200\ \mu\text{m}$ e successivamente il filtro è stato congelato a $-20\ ^\circ\text{C}$ fino al momento dell'analisi. I restanti campioni sono stati congelati a $-20\ ^\circ\text{C}$ fino al momento dell'analisi.

Al momento dell'analisi:

- i campioni di sedimento sono stati scongelati, sottoposti a vagliatura in umido con setacci da $63\ \mu\text{m}$; la frazione fine è stata quindi acidificata con una soluzione di HCl 2N per selezionare solo la frazione organica biodisponibile, sciacquata con acqua distillata e raccolta su filtri GF/F.
- i campioni di guano sono stati scongelati e sottoposti a vagliatura in umido con setacci da $125\ \mu\text{m}$ per eliminare gli eventuali resti di sabbia e altri corpi estranei presenti nei campioni.
- i campioni di produttori primari sono stati identificati. Le diverse specie di macroalghe, fanerogame e mangrovie sono state accuratamente separate ricorrendo anche all'utilizzo di un binocolare e sciacquate abbondantemente per eliminare il materiale depositato rispettivamente sui talli, sui fasci e sulle foglie. Per le fanerogame si è proceduto alla raschiatura delle lamine fogliari per la rimozione della comunità epifita che è stata quindi sottoposta ad acidificazione con una soluzione di HCl 2N per eliminare la frazione carbonatica presente e sciacquata con acqua distillata.
- i campioni di zooplancton sono stati sciacquati e ripuliti dal materiale sedimentario presente causato da risospensione al momento del campionamento; successivamente sono stati suddivisi, tramite uno

stereomicroscopio, per grandi categorie sistematiche. Gli esemplari sono stati quindi raccolti su filtri GF/F.

- i campioni di macrofauna bentonica (infauna ed epifauna) sono stati scongelati e si è proceduto al *sorting* allo stereomicroscopio per effettuare la separazione dal sedimento e dai resti vegetali presenti nel campione e l'identificazione tassonomica al più basso livello possibile.

- le diverse specie ittiche sono state separate ed identificate, quindi ogni esemplare è stato sottoposto alle classiche indagini biometriche (lunghezza standard mediante calibro digitale). Infine è stato prelevato da ogni individuo il tessuto muscolare dorsale, che è stato risciacquato con acqua distillata.

Dopo una permanenza in stufa a 60°C per un periodo di tempo variabile (da 24 a 72 h) in base al tipo ed alla quantità di materiale prelevato, tutti i campioni sono stati ridotti in polvere tramite l'utilizzo di pestello e mortaio. I campioni tritati sono stati pesati in una bilancia microelettronica (Sartorius) per poi essere impacchettati in capsule di stagno per effettuare la conversione in CO₂ and N₂ in un analizzatore elementare (ThermoElectron, EA1112) accoppiato ad uno spettrometro di massa per isotopi stabili (ThermoElectron, Delta Plus XP) attraverso un'interfaccia (Thermo-Electron, Conflo II).

I rapporti isotopici dei campioni sono stati comparati 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 stati espressi in riferimento agli standard secondo la seguente formula:

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

dove:

δ = deviazione del rapporto isotopico del campione, relativa a quella del 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 (¹⁵N/¹⁴N o ¹³C/¹²C).

La precisione sperimentale, basata sulla deviazione standard delle repliche degli standard interni, è stata generalmente di 0,2 % per entrambi i rapporti isotopici.

3.3.4 Acidi grassi

I campioni per le analisi degli acidi grassi sono stati processati e conservati alla temperatura di -80°C fino al momento dell'estrazione, al fine di evitare la decomposizione della materia organica.

Gli esteri metilici degli acidi grassi (FAME) sono stati estratti dal muscolo di pesce, dai sedimenti (precedentemente setacciati a 500 μ m) e dalla POM usando la tecnica di Folch *et al.* (1957) modificata da Budge *et al.* (2006). Questo metodo prevede una prima fase di estrazione dei lipidi totali dal campione scongelato con una miscela di metanolo, cloroformio e Idrossitoluenebutilato come antiossidante. Una miscela di acido Tricosanoico è stata aggiunta ad ogni campione come standard interno. Cloruro di sodio è stato successivamente aggiunto per facilitare la separazione delle fasi avvenuta poi mediante centrifuga a freddo. Una volta separate le fasi, è stata recuperata la parte inferiore che corrisponde all'estratto lipidico totale che è stato poi fatto asciugare sotto il flusso di azoto. La fase successiva ha previsto la scissione dei FAME mediante transesterificazione. All'estratto lipidico è stata aggiunta la soluzione di metanolisi (metanolo assoluto:cloruro di acetile 10:1) e la miscela ottenuta è stata messa in incubazione a 100 °C. Alla miscela sono stati quindi aggiunti cloruro di sodio e normal-esano per estrarre i FAME e separarli dal resto mediante un'ulteriore centrifugazione. A separazione avvenuta, il supernatante è stato fatto asciugare sotto il flusso di azoto ed è stato risospeso in 700 μ l di ciclo-esano e ricongelato a -20 °C fino al momento della lettura al gascromatografo.

Gli esteri metilici degli acidi grassi (FAME) dei produttori primari sono stati invece estratti con il metodo della transesterificazione diretta che risulta più adatto ai campioni di origine vegetale (Alves *et al.*, 2008). Il campione scongelato è stato omogeneizzato con l'aggiunta di toluene, idrossitoluenebutilato e acido cloridrico metanolitico. Una miscela di acido Tricosanoico è stata aggiunta ad ogni campione come standard interno prima di essere messo in incubazione a 100°C. Alla miscela è stato poi aggiunto carbonato di potassio e ciclo-esano prima di effettuare la separazione della fase lipidica da quella acquosa mediante centrifuga a freddo. Al supernatante è stato poi

aggiunto del carbone attivo per eliminare la colorazione dovuta alla presenza di pigmenti clorofilliani ed i campioni sono stati lasciati a riposare per diverse ore in base all'intensità della colorazione. Un'ulteriore fase di centrifugazione ed una successiva filtrazione con carta filtro sono servite a rimuovere il carbone attivo dai FAME estratti. Infine il solvente è stato fatto asciugare sotto il flusso di azoto ed i FAME sono stati risospesi in 1ml di ciclo-esano e ricongelati a -20°C fino al momento della lettura al gascromatografo.

I due metodi di estrazione utilizzati sono considerati altamente comparabili in quanto ad efficienza dell'estrazione dei FAME (Carrapiso e Garcia, 2000).

Le letture dei profili degli acidi grassi sono state effettuate mediante un gas cromatografo associato ad uno spettrometro di massa GC-MS Shimadzu. QP2010 Plus. I FAME sono stati separati mediante una colonna polare SLB-5 (Supelco) di 30 m x 0.25 mm x 0.25 μ m. L'Elio è stato usato come *gas carrier* alla pressione di 63.9 kPa ed un flusso della colonna di 1.20 ml/min. Dopo l'iniezione del campione alla temperatura di 300°C (*split ratio* 1:10), è stato programmato un incremento della temperatura della colonna da 40 a 150°C ed un ulteriore *step* da 150° a 300°C. Relativamente allo spettrometro di massa MS, i valori di temperatura sono stati settati a 180°C per la sorgente ionica e 290°C per l'interfaccia. I FAME sono stati identificati confrontando il tempo di ritenzione ed il rapporto m/z con più standard (PUFA N°1-*Marine Source*; PUFA N°2-*Animal Source*; Supelco 37 Component FAME Mix). Il fattore di risposta dello standard interno è stato invece utilizzato per l'analisi quantitativa.

3.3.5 Analisi dei metalli in tracce (Cd, Cr, Hg, Pb)

La determinazione di mercurio (Hg), cadmio (Cd), piombo (Pb) e arsenico (As) è stata condotta seguendo il protocollo del metodo US EPA 6010B/96 che prevede l'utilizzo della tecnica di spettrometria di emissione atomica mediante plasma induttivamente accoppiato (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometer, ICP-OES; Varian Vista MPX). Tutti i campioni (biotici e abiotici), precedentemente seccati a 40 °C, sono stati sottoposti prima ad un processo di mineralizzazione ed ad una successiva fase di analisi atomica.

- Mineralizzazione

La digestione del campione è stata effettuata mediante miscela di acidi forti, a caldo, in un sistema chiuso a microonde al fine di portare in soluzione i metalli associati alla matrice. All'interno di vessel in teflon contenenti il campione secco è stata aggiunta una miscela di reazione, composta da Acido nitrico, Acido fluoridrico, Acqua ossigenata ed Acqua MilliQ per il sedimento e da Acido nitrico, Acqua ossigenata ed Acqua MilliQ per gli organismi vegetali, animali e per il guano. Tutti i reagenti utilizzati erano suprapuri. Successivamente, i vessel sono stati introdotti all'interno di un forno a microonde dotato di carosello rotante (CEM, Modello MARS®), e sottoposti ad attacco in "bomba", come descritto dalla tabella 2. Per ogni ciclo di mineralizzazione è stato preparato un bianco costituito dalla miscela di estrazione senza il campione. Il controllo analitico è stato effettuato mediante mineralizzazione di materiale certificato: il *Marine Sediment* MESS-3 (National Research Council of Canada), il *Dogfish muscle* DORM-2 (National Research Council of Canada), e il *Lagarosiphon major* BCR-060 (Community Bureau of Reference B.C.R.). La percentuale di recupero del processo di mineralizzazione è risultata compresa tra il 95 ed il 101%. Tutte le analisi sono state condotte in triplice replica. Dopo il raffreddamento, ogni campione è stato portato a volume con acqua MilliQ.

Tabella 2. Step della mineralizzazione

Step	Potenza (W)	%	Rampa (min)	Pressione (Ps)	Temperatura (°C)	Durata (min)
1	1200	100	5.00	800	170	2.00
2	1200	100	3.00	800	180	9.30

- Analisi atomica

La determinazione quantitativa dei metalli dei campioni mineralizzati e del materiale certificato è stata effettuata attraverso l'impiego di uno spettrometro ICP-OES (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometer, Varian Vista MPX) dotato di un autocampionatore e di un generatore di vapori VGA-77 per la determinazione di Hg e di As. La quantificazione dei metalli è basata sulla preparazione di curve di calibrazione a partire da standard multi-elemento. Tali curve sono state determinate diverse volte durante il periodo di analisi. Per ogni elemento analizzato è stata scelta una specifica lunghezza d'onda λ : Cd a 214.439 nm, Pb a 220.353 nm, Hg a 184.887 nm e As a 188.980 nm.

3.4 Analisi statistiche

I dati sono stati analizzati usando sia tecniche multivariate che univariate con l'ausilio dei software Primer6 & Permanova+ (Clarke e Warwick, 1994) e Statistica 8.

3.4.1 Laghetti di Marinello

3.4.1.1 Trofismo di acque e sedimenti

Le differenze delle variabili fisico-chimiche e trofiche del comparto acquoso e sedimentario sono state indagate con analisi multivariate non parametriche a partire dalle matrici triangolari di dissimilarità basate sugli indici di distanza Euclidea. I dati di origine sono stati precedentemente normalizzati. Per verificare le differenze significative tra stazioni e mesi (acque) e tra stazioni, siti e stagioni (sedimento) è stata usata l'analisi della varianza permutazionale (PERMANOVA). Tutti i fattori sono stati considerati fissi ed ortogonali. Le differenze significative tra i livelli dei fattori sono state ulteriormente verificate col test a coppie. È stata effettuata l'analisi SIMPER al fine di testare quali variabili contribuissero alla dissimilarità tra le stazioni. È stato utilizzato il metodo di ordinamento PCO (Principal Components Ordination) per rappresentare graficamente le differenze messe in evidenza con la PERMANOVA. L'analisi della varianza a 1 via (ANOVA) è stata utilizzata per valutare differenze tra stazioni e mesi (acque) e tra stazioni, siti e stagioni (sedimento) per ogni variabile considerata. Prima di effettuare le analisi, è stata valutata l'omogeneità dei valori della varianza con il test-C di Cochran e, quando necessario, i dati sono stati opportunamente trasformati in forma logaritmica $\text{Log}(x+1)$ e nuovamente testati.

3.4.1.2 Struttura della comunità macrozoobentonica

L'analisi della varianza fattoriale (ANOVA) è stata utilizzata per valutare le differenze tra stazioni, siti e stagioni sui dati di abbondanza e sui principali indici di diversità. Tutti i fattori sono stati considerati fissi ed ortogonali. Prima di effettuare le analisi, è stata valutata l'omogeneità dei valori della varianza con il test-C di Cochran e, quando necessario, i dati sono stati opportunamente trasformati in forma logaritmica $\text{Log}(x+1)$ e nuovamente testati. Le differenze significative tra aree sono state ulteriormente verificate col test di comparazione multipla a posteriori SNK (Student-Newman-Keuls). Le differenze nella struttura e composizione del popolamento macrobentonico sono state indagate

con analisi multivariate non parametriche a partire dalle matrici triangolari di dissimilarità basate sugli indici di Bray-Curtis. I dati di origine sono stati trasformati in forma logaritmica $\text{Log}(x+1)$. Per verificare le differenze significative tra stazioni, siti e stagioni è stata usata l'analisi statistica della varianza permutazionale (PERMANOVA) Tutti i fattori considerati sono fissi ed ortogonali. Le differenze significative tra i livelli dei fattori sono state ulteriormente verificate col test a coppie. È stata utilizzato, infine, l'analisi canonica delle coordinate principali CAP (Anderson e Willis, 2003) per rappresentare graficamente le differenze tra stazioni, siti e stagioni messe in evidenza con la PERMANOVA.

3.4.1.3 Analisi isotopiche

L'analisi della varianza a 1 via (ANOVA) è stata utilizzata per valutare differenze tra le stazioni per il $\delta^{13}\text{C}$ ed il $\delta^{15}\text{N}$ delle fonti e dei consumatori di materia organica comuni alle tre stazioni di campionamento. Prima di effettuare le analisi, è stata valutata l'omogeneità dei valori della varianza con il test-C di Cochran e, quando necessario, i dati sono stati opportunamente trasformati in forma logaritmica $\text{Log}(x+1)$ e nuovamente testati. Le differenze significative tra aree sono state ulteriormente verificate col test di comparazione multipla a posteriori SNK (Student-Newman-Keuls).

3.4.1.4 Analisi dei metalli in tracce

L'analisi della varianza a 1 via (ANOVA) è stata utilizzata per valutare differenze tra le stazioni per le concentrazioni di metalli in tracce nei sedimenti dell'area dei laghetti di Marinello. Prima di effettuare le analisi, è stata valutata l'omogeneità dei valori della varianza con il test-C di Cochran e, quando necessario, i dati sono stati opportunamente trasformati in forma logaritmica $\text{Log}(x+1)$ e nuovamente testati. Le differenze significative tra aree sono state ulteriormente verificate col test di comparazione multipla a posteriori SNK (Student-Newman-Keuls). Le differenze nella concentrazione di metalli in tracce nei sedimenti sono state indagate con analisi multivariate non parametriche a partire dalle matrici triangolari di dissimilarità basate sugli indici di distanza Euclidea. I dati di origine sono stati trasformati in forma logaritmica $\text{Log}(x+1)$. È stato utilizzato, inoltre, il metodo di ordinamento PCO (Principal Components Ordination) per rappresentare graficamente le differenze messe in evidenza con la PERMANOVA.

3.4.2 Gazi Bay

3.4.2.1 Analisi isotopiche

Le differenze del $\delta^{13}\text{C}$ e del $\delta^{15}\text{N}$ delle fonti e dei consumatori di materia organica sono state indagate con analisi multivariate non parametriche a partire dalle matrici triangolari di dissimilarità basate sugli indici di distanza Euclidea. I dati di origine sono stati precedentemente normalizzati. Per verificare le differenze significative tra siti, stazioni e tra fasi ontogenetiche dell'ittiofauna è stata usata l'analisi della varianza permutazionale (PERMANOVA). Tutti i fattori sono stati considerati fissi ed i siti gerarchizzati all'interno delle stazioni. Le differenze significative tra i livelli dei fattori sono state ulteriormente verificate col test a coppie. È stato utilizzato, inoltre, il metodo di ordinamento nMDS (non-Metric Multi Dimensional Scaling) per rappresentare graficamente le differenze tra stazioni messe in evidenza con la PERMANOVA.

3.4.2.2 Analisi degli acidi grassi

Le differenze del contenuto in acidi grassi delle fonti e dei consumatori di materia organica sono state indagate con analisi multivariate non parametriche a partire dalle matrici triangolari di dissimilarità basate sugli indici di distanza Euclidea. I dati di origine sono stati precedentemente trasformati in forma logaritmica $\text{Log}(x+1)$. Per verificare le differenze significative tra siti e stazioni e tra famiglie di macroalghe è stata usata l'analisi della varianza permutazionale (PERMANOVA). Tutti i fattori sono stati considerati fissi ed i siti gerarchizzati all'interno delle stazioni. Le differenze significative tra i livelli dei fattori sono state ulteriormente verificate col test a coppie. Sono stati utilizzati, inoltre, il metodo di ordinamento PCO (Principal Coordinates Ordination) e l'analisi canonica delle coordinate principali CAP per rappresentare graficamente le differenze tra stazioni messe in evidenza con la PERMANOVA.

3.4.2.3 Analisi della struttura di comunità dell'ittiofauna

Le differenze nella struttura e composizione dell'ittiofauna sono state indagate con analisi multivariate non parametriche a partire dalle matrici triangolari di dissimilarità basate sugli indici di Bray-Curtis. I dati di origine sono stati trasformati in forma di radice quarta. L'analisi della similarità a due vie (ANOSIM) è stata utilizzata per valutare le differenze tra stazioni e tra fasi ontogenetiche sui dati di abbondanza e di biomassa

percentuale. Tutti i fattori sono stati considerati fissi ed ortogonali. È stato utilizzato, inoltre, il metodo di ordinamento nMDS (non-Metric Multi Dimensional Scaling) per rappresentare graficamente le differenze tra stazioni messe in evidenza con l'ANOSIM.

4. RISULTATI E DISCUSSIONE

4.1 Laghetti di Marinello (Sicilia, Italia)

4.1.1 Gli effetti di *input* alloctoni di origine aviaria sul trofismo di un'area di transizione

4.1.1.1 Guano

La Fig. 5 indica il contenuto in carbonio (a), azoto (b) e fosforo (c) del guano del gabbiano reale *Larus cachinnans* raccolto dalla falesia e dalle rive del lago Verde nelle diverse stagioni di campionamento. Il contenuto in carbonio dei campioni di guano analizzati ha mostrato un *range* di valori compreso tra 81.4 e 451.4 mg/g (media: 199.8 ± 106.3 mg/g). Nonostante l'elevata variabilità, i valori medi del guano sono risultati confrontabili con quelli riportati da Mizutani e Wada (1988) per il gabbiano *Larus crassirostris* (media: 221 mg/g). Il contenuto in azoto ha presentato variazioni tra un minimo di 18.4 mg/g ad un massimo di 217.4 mg/g, oscillando attorno al valore medio di 60.0 ± 51.8 mg/g, mentre il contenuto in fosforo ha mostrato un *range* variabile tra 1.0 e 20.8 mg/g (media: 6.9 ± 6.2 mg/g). Il contenuto in azoto è risultato confrontabile sia con quanto riportato da Gwiadza (1996) per *L. ridibundus* (72.4 mg/g), che da Mizutani e Wada (1988) per *L. crassirostris* (152.0 mg/g). Al contrario, il fosforo ha presentato in questo studio concentrazioni inferiori a quanto riportato in letteratura per *L. ridibundus* (78.6 mg/g) (Gwiadza, 1996), ma più confrontabili con quanto riportato da Portnoy (1990) (15.3 mg/g) e da Marion *et al.*, (1994) (16.2 mg/g) per *L. argentatus*, specie molto simile a *L. cachinnans* sia per dimensioni che per *habitat* e dieta.

E' ampiamente riportato in letteratura che le deposizioni di guano degli uccelli acquatici sono ricche di azoto e fosforo (Bosman e Hockey, 1986; Mizutani e Wada, 1988; Loder *et al.*, 1996; Wainright *et al.*, 1998; Chaichana *et al.*, 2010), tanto da giustificare l'uso passato come fertilizzante (Copeman e Dillman, 1937). I valori presenti in letteratura relativi alle concentrazioni di tali nutrienti variano comunque considerevolmente tra le diverse specie di uccelli acquatici, come sottolineato ad es. da Hahn *et al.*, (2007) che riporta valori variabili tra 12.5 a 241.3 mg/g (media: 103 ± 19.2 mg/g) per quanto riguarda l'azoto e da 13.1 a 143 mg/g (media: 47.2 ± 12.7 mg/g) per quanto riguarda il fosforo.

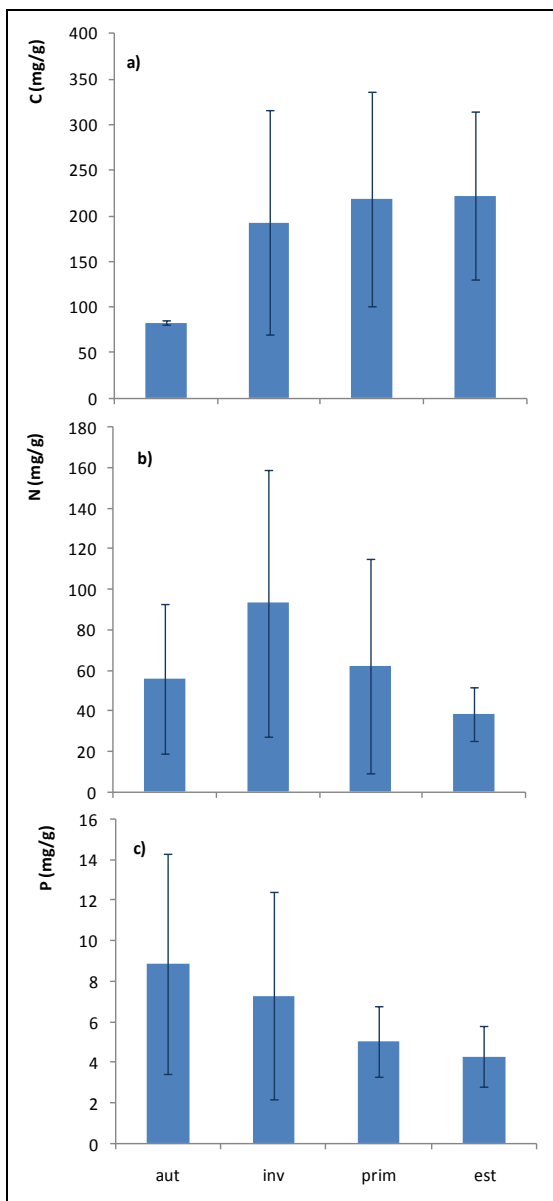


Figura 6. Medie stagionali del contenuto in carbonio (a), azoto (b) e fosforo (c) del guano di *L. cachinnans* dei laghetti di Marinello.

Il guano ha presentato complessivamente valori di $\delta^{13}\text{C}$ compresi tra -27.0 e -17.4 ‰ (media: -20.9 ± 2.5 ‰) e valori di $\delta^{15}\text{N}$ compresi tra 6.0 e 14.7 ‰ (media: 9.8 ± 2.4 ‰) (Fig. 7). Questi valori sono perfettamente confrontabili con i valori isotopici del guano di gabbiano e di altri uccelli acquatici (Mizutani e Wada, 1988: $\delta^{13}\text{C} = -19.4 \pm 0.6$ ‰; $\delta^{15}\text{N} = 12.9 \pm 9.5$ ‰; Wainright *et al.*, 1998: $\delta^{15}\text{N} = 12.5 \pm 1.8$ ‰; Evenset *et al.*, 2007: $\delta^{13}\text{C} = -20.3 \pm 0.2$ ‰, $\delta^{15}\text{N} = 12.8 \pm 1.8$ ‰). I valori di $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ del guano

rispecchiano la firma isotopica della dieta (Mizutani e Wada, 1988), pertanto differenze inter- e intraspecifiche della dieta spiegherebbero l'elevata variabilità intrastagionale.

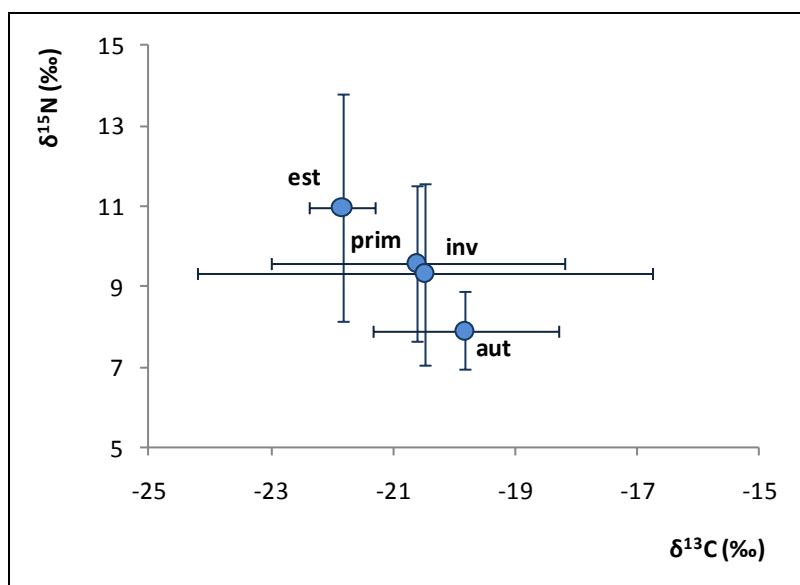


Figura 7. $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev. st.) del guano dei laghetti di Marinello nelle quattro stagioni di campionamento.

L'elevata variabilità intrastagionale, emersa a carico di tutte le variabili considerate, è ascrivibile ad una naturale variabilità nella dieta dei volatili. I gabbiani reali (*Larus cachinnans*), così come la maggior parte dei gabbiani, presentano una dieta di tipo onnivoro ed opportunistica (Moreno *et al.*, 2010). Studi effettuati sulla dieta di questi volatili, mediante l'uso di tecniche classiche ed isotopiche, hanno permesso di individuare l'uso di prede miste di origine sia terrestre che marina, così come di origine antropica (resti alimentari di vario genere) facilmente reperibili in aree urbanizzate (Payne e Moore, 2006; Ramos *et al.*, 2009a, b; Moreno *et al.*, 2010). Tali abitudini alimentari possono giustificare l'elevata variabilità nella dieta a livello individuale riscontrata sia a livello dei nutrienti che della firma isotopica di carbonio ed azoto.

La variabilità interstagionale potrebbe invece essere dovuta a variazioni nella dieta legate al ciclo riproduttivo e all'età dei gabbiani. Mentre il contenuto in C (Fig. 6a) tende ad aumentare durante il periodo di campionamento, i contenuti in N e P presentano complessivamente un andamento opposto (figg. 6b e c). A livello isotopico, si osserva una tendenza graduale all'arricchimento in ^{15}N ed all'impoverimento in ^{13}C durante il periodo di campionamento ovvero a partire dall'autunno '08 fino all'estate '09 (Fig. 7).

Come si può osservare dal grafico, durante i mesi invernali e primaverili i gabbiani sembrano presentare un'alimentazione varia ma sovrapponibile, mentre le differenze a livello isotopico tra autunno ed estate lasciano immaginare un importante *shift* stagionale della dieta.

I valori del guano più impoveriti in ^{15}N potrebbero derivare da una dieta tendenzialmente mista comprendente prede di origine marina, terrestre ma anche antropica. Valori piuttosto bassi di $\delta^{15}\text{N}$ ($5.5 \pm 1.7 \text{‰}$) sono stati registrati da Ramos *et al.*, (2009a) per i rifiuti (prevalentemente resti alimentari di origine umana) rigurgitati dai gabbiani stessi. Le discariche di immondizia rappresentano infatti una fonte energetica facilmente reperibile che permette ai gabbiani adulti di aumentare il loro successo riproduttivo (Pons, 1992). Al contrario, l'arricchimento in ^{15}N cui si assiste durante il periodo di studio ed i valori più elevati registrati in periodo estivo sembrano addurre ad una dieta più legata al consumo di pesci ed invertebrati terrestri ($\delta^{15}\text{N}$: $9.64 \pm 0.97\text{‰}$ e $11.92 \pm 3.00\text{‰}$ rispettivamente, da Ramos *et al.*, 2009a), fonti alimentari preferite dai giovani di gabbiano (Bertellotti e Yorio, 1999).

La colonia di gabbiano reale della falesia di Tindari è nota come una colonia nidificante e prevalentemente residente (Perco *et al.*, 1986). La deposizione delle uova avviene a partire da marzo ed i pulcini cominciano a nascere dalla seconda metà di aprile con un picco all'inizio di maggio (Perco *et al.*, 1986). Durante la stagione estiva si è osservata, infatti, una differente composizione in età all'interno della colonia, con una predominanza di giovanili (osservazione personale) che confermerebbe il dato appena presentato.

4.1.1.2 Colonna d'acqua

Al fine di avere una visione complessiva dello stato trofico dei sistemi, in Tab. 3 sono presentati i valori minimi, massimi e medi annuali delle principali variabili chimico-fisiche dell'acqua superficiale dei laghetti di Marinello.

Osservando l'ampio *range* di valori delle variabili elencate in tabella, si può dedurre che le acque dei laghetti di Marinello presentano complessivamente un tipico andamento annuale con valori minimi in corrispondenza dei mesi più freddi e piovosi e valori più alti durante le stagioni primaverile ed estiva.

Tabella 3. Valori minimi, massimi e medi annuali delle principali variabili chimico-fisiche delle acque superficiali dei laghetti di Marinello.

Stazione	Verde			Fondo Porto			Mergolo		
	min	max	med	min	max	med	min	max	med
Lat/Lon	N38 08.647 E15 02.882			N38 08.640 E15 03.022			N38 08.362 E15 03.146		
Prof. (m)	0.00	2.50	1.25	0.00	1.50	0.75	0.00	3.50	1.75
Trasparenza [m]	0.30	1.80	0.99	0.50	1.50	1.50	0.65	3.30	2.33
Temp [°C]	8.58	33.33	19.98	8.83	31.47	20.44	9.06	31.88	20.26
SpCond [mS/cm]	27.48	62.50	45.07	35.20	60.50	50.36	33.91	60.90	44.99
Sal [ppt]	16.89	41.91	29.20	22.16	40.25	32.57	19.14	40.62	28.83
LDO% [Sat]	36.60	135.70	106.92	44.70	146.10	100.11	48.30	133.90	98.43
LDO [mg/l]	2.10	11.38	8.20	3.00	10.28	7.57	3.41	10.36	7.59
pH [Units]	7.84	8.75	8.45	7.77	8.48	8.12	7.68	8.23	7.96
ORP [mV]	154.73	260.00	194.63	154.73	267.67	192.82	159.33	270.20	199.08

Dai valori di temperatura e salinità registrati, si può affermare che, secondo la classificazione proposta dal Sistema di Venezia nel 1958, le acque dei sistemi oggetto di studio sono da considerarsi generalmente polialine con salinità compresa tra 18 e 30 ‰ durante la maggior parte dell'anno, con tendenza a diventare eualine (salinità compresa tra 30 e 40 ‰) nei mesi più caldi. La variabilità dei valori di salinità presente nei laghi rispecchia anche il grado di confinamento degli stessi ambienti, andando dai valori più alti di Fondo Porto, il lago più "marinizzato", ai valori più bassi di Mergolo, il lago più "confinato". Infatti, poiché i laghetti non sono direttamente in comunicazione con le vicine acque marine, gli scambi tra il mare e le acque dei laghetti avvengono indirettamente attraverso il cordone sabbioso litorale che separa i laghetti dal mare (AA. VV., 2008). L'influenza marina risulta quindi piuttosto scarsa e le acque dei laghetti sono più o meno salmastre a seconda dell'influenza freatico-marina, freatico-continentale o pluviale.

L'ossigeno disciolto ed il pH sono due variabili tra le più importanti in quanto strettamente connesse allo stato trofico dei sistemi. La loro distribuzione lungo la colonna d'acqua è determinata dai fattori fisici, chimici ma soprattutto biologici, dipendendo in gran parte all'attività fotosintetica degli organismi acquatici. L'ossigeno disciolto evidenzia una condizione di soprassaturazione dei sistemi studiati, specialmente il lago Verde, quasi durante tutto l'anno. Tale fenomeno a carico delle acque superficiali è tipico dei sistemi costieri interessati da fenomeni di eutrofizzazione. Durante i mesi

invernali si osservano i valori più bassi e le maggiori differenze tra i tre sistemi, presentando comunque il lago Verde i valori più elevati. Per quanto riguarda il pH, esso risulta alquanto oscillante durante tutto l'anno e si nota anche in questo caso che i valori più elevati, ovvero la situazione di maggiore alcalinità delle acque, è relativa al lago Verde confermando la sua situazione di lago eutrofico caratterizzato da un'elevata produttività ed una situazione di sovrasaturazione dell'ossigeno disciolto.

La Tab. 4 mostra i valori massimi, minimi e medi delle concentrazioni dei nutrienti disciolti dell'azoto (azoto totale, nitrati e nitriti) e del fosforo (fosforo totale ed ortofosfato) e le concentrazioni di carbonio, azoto e fosforo totale contenuti nella frazione particellata nelle acque superficiali dei tre laghetti di Marinello studiati. Complessivamente i valori medi di tutte le variabili considerate risultano più elevati nelle acque del lago Verde rispetto agli altri laghi e sono imputabili alla composizione chimica del guano che giunge cospicuo nelle acque del lago Verde. Valori complessivamente confrontabili sono stati trovati da studi pregressi in aree interessate dalla presenza di uccelli acquatici (es. Bosman e Hockey, 1986; Loder *et al.*, 1996; Chaichana *et al.*, 2010).

Il guano è ricco in azoto, fosforo, potassio ed altri sali (Wootton, 1991) e risulta principalmente costituito da acido urico, mentre proteine e ione ammonio sono presenti in minori quantità (Lindeboom, 1984). Una volta escreto, l'acido urico viene rapidamente mineralizzato in ione ammonio tramite l'azione di batteri aerobi (Loder *et al.*, 1996; Wainright *et al.*, 1998) che lo rendono così disponibile per i produttori primari. Mentre una parte di ione ammonio è soggetta poi a rapida volatilizzazione, la maggior parte viene convertita in nitriti e nitrati dai batteri nitrificanti (Bosman e Hockey, 1986).

Oltre ai valori elevati di N e P del guano stesso (cfr. par. 4.1.1.1), dalla letteratura risulta che i tassi di escrezione dei gabbiani, non valutati nel presente studio, sono anche piuttosto elevati per le due specie di *Larus* maggiormente studiate: *L. ridibundus* e *L. argentatus*: 0.52 g/h (Portnoy, 1990) e 1.64 g/h (Gwiadza, 1996) rispettivamente. Il tasso di escrezione più elevato, riscontrato in *L. argentatus*, è probabilmente ascrivibile alla maggiore taglia (simile a quella di *L. cachinnans*) e pertanto ad un maggiore consumo di cibo. Nonostante ciò, le quantità di P ed N escrete giornalmente sono risultate maggiori in *L. ridibundus* (0.96 e 0.88 g/d di P ed N rispettivamente) che in *L. argentatus* (0.61 e 0.67 g/d di P ed N rispettivamente). Nel nostro caso va considerato infine che gli *input* di guano nelle acque del lago Verde sono sia di tipo diretto che indiretto, dal

momento che il guano viene rilasciato direttamente in acqua dai gabbiani in volo, ma una parte viene trasportata in acqua anche attraverso il *runoff* dalla falesia ad opera delle piogge ed dei venti.

Tabella 4. Valori minimi, massimi e medi annuali dei principali nutrienti disciolti e particellati nelle tre stazioni dell'area dei laghetti di Marinello.

Stazione	Verde			Fondo porto			Mergolo		
	min	max	med	min	max	med	min	max	med
Lat/Lon	N38 08.647 E15 02.882			N38 08.640 E15 03.022			N38 08.362 E15 03.146		
DISCIOLTO									
µgN/l	141.81	899.62	476.42	171.71	483.05	277.73	188.95	602.94	322.27
µg N-NO₃/l	81.27	529.64	232.16	17.17	352.38	148.46	4.90	358.47	167.22
µg N-NO₂/l	2.37	32.66	9.30	0.19	5.57	2.59	0.19	12.97	2.83
µgP/l	1.94	14.83	6.34	1.94	32.86	5.65	1.55	13.48	4.83
µg P-PO₄/l	1.03	7.01	3.85	1.03	20.41	3.72	1.03	11.02	3.76
PARTICELLATO									
µgC/l	1453.37	14143.62	5282.96	145.26	2265.15	494.00	109.59	4213.57	1231.21
µgN/l	219.45	2265.45	791.48	17.14	274.87	62.02	21.88	544.66	166.05
µgP/l	85.69	443.96	218.89	9.93	100.00	26.88	9.50	109.32	35.57
TOT									
TN µg/l	530.59	3065.45	1267.90	192.44	744.12	339.75	250.50	905.61	488.32
TP µg/l	88.00	450.27	225.23	13.78	103.32	31.42	14.18	112.99	40.40

La Fig. 8 indica i *range* di variazione del rapporto TN:TP nelle tre stazioni di campionamento. Si nota come il lago Verde presenta valori nettamente inferiori rispetto le altre stazioni oscillando attorno al valore medio di 5.8 mentre Fondo Porto e Mergolo presentano *range* di variazione più ampi e valori medi rispettivamente di 13.0 e 15.1.

La stechiometria dell'azoto e del fosforo nella colonna d'acqua ha un'importanza centrale nel controllo della produzione primaria nei sistemi acquatici, sia d'acqua dolce che marina e di transizione (es. Smith, 2006; Viaroli *et al.*, 2008; Conley *et al.*, 2009). Redfield (1958) asserì che la composizione elementare del fitoplancton fosse uniforme e che le variazioni del rapporto C:N:P dai valori 106:16:1 fossero il risultato di sintesi o decomposizione di nuova materia organica. Specialmente il rapporto di Redfield N:P di

16:1 è usato come punto di riferimento per differenziare la limitazione da azoto da quella da fosforo. Si considera che il fitoplancton sia limitato dall'azoto se il rapporto N:P <16 o da fosforo se invece N:P >16 (Geider e La Roche, 2002). Valori inferiori alla *ratio* di 16:1, confrontabili con quelli riscontrati nelle acque del lago Verde, sono stati riscontrati in ambienti acquatici caratterizzati da *input* alloctoni di origine aviaria (Ganning e Wulff, 1969: N:P= 3.4; Loder *et al.*, 1996: N:P= 3.1). I bassi valori ed il limitato *range* registrato a Verde durante tutto l'anno (Fig. 8) indica complessivamente una profonda limitazione da azoto costante nel tempo.

I *range* di valori riscontrati nelle stazioni di Fondo Porto e Mergolo sono risultati più ampi ad indicare una maggiore variabilità temporale. Nonostante ciò si può affermare che complessivamente anche gli altri due sistemi dell'area dei laghetti di Marinello risultano limitati dall'azoto, caratteristica comune nelle aree di transizione (Hecky e Kilham, 1988).

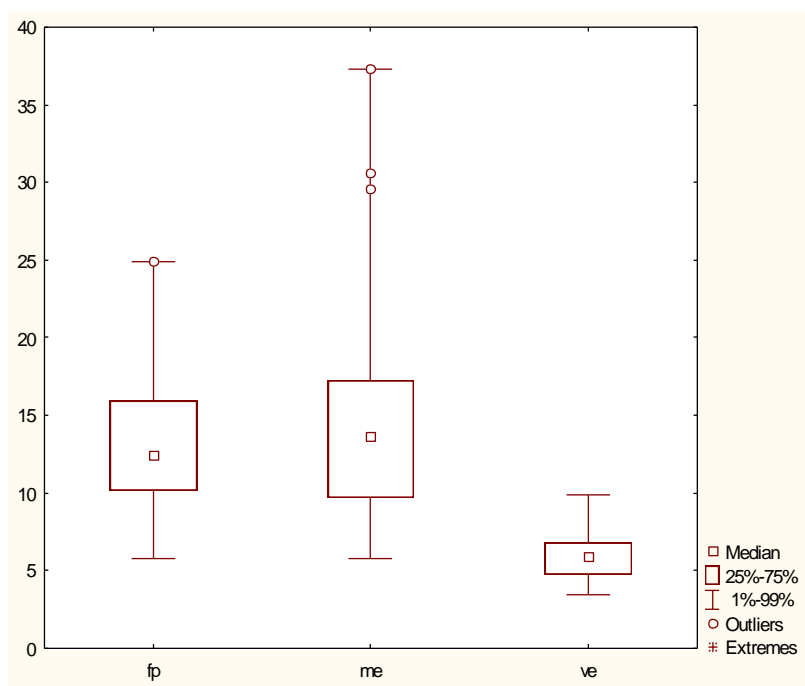


Figura 8. Box-plot dei valori di TN:TP nelle tre stazioni dell'area di Marinello. FP= Fondo Porto, ME= Mergolo, VE= Verde.

La Tab. 5 mostra i valori minimi, massimi e medi annuali dei pigmenti fotosintetici della materia organica e della firma isotopica del carbonio e dell'azoto nella matrice particellata delle tre stazioni dell'area dei laghetti di Marinello. Anche in questo caso il lago Verde ha presentato valori notevolmente più elevati rispetto alle acque delle altre

stazioni di campionamento sia per quanto riguarda i pigmenti fotosintetici che l'abbondanza di Materia Organica Particellata (POM). Per quanto riguarda la composizione isotopica della matrice particellata, il lago Verde ha presentato complessivamente i valori più impoveriti in ^{13}C e più arricchiti in ^{15}N .

La clorofilla-*a* è considerata una delle variabili più significative per la valutazione dello stato trofico di un ambiente acquatico, in quanto rappresenta l'espressione della densità fitoplanctonica e quindi della biomassa algale. Inoltre, quando le cellule algali muoiono, la clorofilla-*a* viene degradata e si formano molecole inattive, che prendono il nome di feopigmenti.

Tabella 5. Valori minimi, massimi e medi annuali dei pigmenti fotosintetici della materia organica e della firma isotopica della matrice particellata delle tre stazioni dell'area dei laghetti di Marinello.

Stazione	Verde			Fondo Porto			Mergolo		
Lat/Lon	N38 08.647 E15 02.882			N38 08.640 E15 03.022			N38 08.362 E15 03.146		
	min	max	med	min	max	med	min	max	med
Chl a ($\mu\text{g/l}$)	9.14	122.05	44.75	0.32	20.82	3.23	0.32	42.41	8.80
Feo ($\mu\text{g/l}$)	0.69	36.49	10.24	0.03	6.25	1.05	0.07	3.00	0.85
POM (mg/l)	4.63	95.78	26.61	1.04	29.76	6.52	1.15	55.45	10.59
$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	-32.22	-22.08	-26.43	-31.89	-16.83	-22.87	-28.21	-18.68	-22.58
$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	8.75	16.76	11.52	4.09	8.99	6.48	0.81	7.36	4.78

Risulta anche interessante notare il diverso andamento delle concentrazioni di clorofilla-*a* e feopigmenti delle acque del lago Verde durante l'arco dell'anno. Dal rapporto tra clorofilla-*a* e feopigmenti (Tab. 6) si può infatti delineare il ciclo stagionale del fitoplancton e, quindi, il ciclo della produzione primaria. Mentre nei mesi estivi ed autunnali, successivi al tipico *bloom* fitoplanctonico primaverile, l'elevata concentrazione di clorofilla-*a* nelle acque del lago Verde evidenzia un'intensa produzione primaria, il successivo calo di tale variabile e il netto aumento dei feopigmenti evidenzia un calo della produttività del sistema e la presenza delle spoglie

degli organismi fitoplanctonici nella colonna d'acqua. Il picco massimo di tale fenomeno si può osservare nei mesi di Febbraio e Marzo.

Ampiamente riconosciuto è che lo stato di eutrofizzazione innesca un aumento della produttività dei sistemi acquatici (Wetzel, 1983) e tale fenomeno risulta particolarmente influenzato dalla presenza di *input* alloctoni di origine antropica o di altro tipo, come ad es. di origine aviaria. L'immissione nelle acque costiere di deiezioni di uccelli ha determinato in diversi sistemi un aumento della produzione primaria (es. Loder *et al.*, 1996; Payne e Moore, 2006) come conseguenza dell' aumento dei nutrienti (Wootton, 1991).

Anche l'elevata concentrazione di Materia Organica Particellata (POM) è fortemente connessa all'impatto aviario sia direttamente che indirettamente. La POM è quella componente organica della colonna d'acqua, compresa tra 0,45 e 200 μm , costituita generalmente da fitoplancton, detrito, resti di organismi in decomposizione, escrezioni e batteri (Parsons, 1977) e rappresenta la materia organica più labile, immediatamente assimilabile dagli organismi marini eterotrofi. Pertanto, se da una parte il guano rappresenta un *input* diretto di materia organica che si aggiunge al *pool* di POM già presente nelle acque superficiali del lago Verde, dall'altra, l'elevata biomassa fitoplanctonica che si forma conseguentemente all'*input* di nutrienti ne costituisce sicuramente la parte predominante.

Tabella 6. Rapporto Clorofilla-a/Feopigmenti nelle acque superficiali del lago Verde nei 12 mesi di campionamento.

mesi	Chla/Feo
sett	12.47
ott	18.04
nov	11.44
dic	3.64
gen	2.38
feb	0.68
mar	0.81
apr	7.16
mag	8.81
giu	10.53
lug	12.98
ago	4.89

Per quanto riguarda la firma isotopica della Materia Organica Particellata, le acque del lago Verde risultano le più impoverite in ^{13}C e le più arricchite in ^{15}N (Tab. 5). Complessivamente la variabilità del ^{13}C è riconducibile alla successione di diverse specie fitoplanctoniche che avviene tra la primavera e l'estate. A ciò si aggiunge, limitatamente al periodo autunno-inverno, il possibile apporto di materia organica di origine terrestre ad opera delle piogge e del vento che ha come conseguenza la riduzione del $\delta^{13}\text{C}$. Mentre i valori più arricchiti del $\delta^{15}\text{N}$ delle acque superficiali del lago Verde sono imputabili prevalentemente all'influenza del guano. Una volta che il guano viene escreto, sia l'azoto che il carbonio in esso contenuti vanno incontro, infatti, a diversi processi (cfr. par. 4.1.1.1). La volatilizzazione dello ione ammonio che risulta dalla mineralizzazione dell'acido urico è accompagnata da un elevato frazionamento isotopico, lasciando il pool di NH_4 arricchito in ^{15}N (Mizutani e Wada, 1988; Wainright *et al.*, 1998).

L'analisi permutazionale della varianza (PERMANOVA) (Tab. 7) ha evidenziato differenze altamente significative tra le stazioni di campionamento, tra i mesi dell'anno e tra entrambi i fattori combinati. Questo risultato evidenzia un'elevata influenza delle condizioni meteo-climatiche sui corpi idrici oggetto di studio, ma anche che la risposta a tali fattori varia tra i corpi idrici stessi. Il regime fisico-chimico delle acque delle aree di transizione è generalmente molto variabile a causa delle caratteristiche intrinseche delle aree stesse (basse profondità, ridotte estensioni...). Anche il test di confronto a coppie (Tab. 8) lascia emergere differenze altamente significative tra tutte e tre le stazioni di campionamento ($p < 0.0001$).

Il test SIMPER (Tab. 9) ha lasciato emergere un contributo misto di diverse variabili nel determinare le differenze tra il lago Verde e gli altri due, che invece differiscono prevalentemente per la concentrazione di azoto disciolto. I nutrienti disciolti e particellati e la clorofilla-*a* sono risultati più influenti nel differenziare il lago Verde dal vicino lago Fondo Porto, lago più marinizzato e soggetto quindi a maggior ricambio idrico. Al contrario, il $\delta^{15}\text{N}$ ed il pH sono risultate tra le variabili più influenti, oltre a quelle trofiche, a differenziare i laghi Verde e Mergolo, a conferma di come l'influenza del guano vada diminuendo, anche a livello isotopico, con la distanza dal sito di impatto

Infine l'analisi ANOVA a due fattori fissi e ortogonali (stazione, mese) ha evidenziato differenze altamente significative tra i fattori, sia presi singolarmente ($p < 0.001$) che per

le loro interazioni per tutte le variabili considerate, eccetto gli ortofosfati disciolti tra le stazioni ($p > 0.05$).

L'ordinamento PCO basato sulle variabili fisico-chimiche e trofiche del comparto acquoso (Fig. 9), ha confermato come il lago Verde risulti nettamente distinto dagli altri. I campioni relativi al lago Verde sono posizionati, infatti, nella parte centro-sinistra del grafico, mentre i campioni degli altri laghi si raggruppano, sovrapposti tra loro, nella parte destra del grafico. L'asse relativo alla prima componente spiega il 39.8% della varianza interna al sistema e le seguenti variabili trofiche, TN, TP, Chl-*a* e POM, insieme al pH ed al $\delta^{15}\text{N}$ del particolato sembrano essere le più importanti nello spiegare tale ordinamento orizzontale. Il secondo asse spiega invece il 20.1% della varianza e le variabili che maggiormente spiegano tale ordinamento sono l'ossigeno disciolto, la salinità e il $\delta^{13}\text{C}$ del particolato. Complessivamente i due assi presentano un totale di varianza spiegata pari al 59.9%. Il lago Verde presenta comunque una elevata variabilità che è ascrivibile alle variazioni stagionali, infatti i valori che si discostano completamente da tutti gli altri raggruppandosi nella parte sinistra del grafico sono quelli relativi ai mesi estivi più il mese di ottobre. Come già visto precedentemente, questi mesi corrispondono al periodo di maggiore produttività, come conseguenza dell'elevato *input* primaverile di nutrienti, ossia nel periodo in cui la colonia di gabbiani risulta più numerosa per la presenza dei piccoli e quando pertanto gli adulti si alimentano maggiormente per poter alimentare anche i pulcini.

Tabella 7. Risultato della PERMANOVA. Entrambi i fattori, stazione (st) e mese (me), sono fissi ed ortogonali. *** = $p < 0.001$.

PERMANOVA				
Sorgente di variazione	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
st	2	337.87	175.93	***
me	11	82.158	42.78	***
stxme	22	24.056	12.526	***
Res	72	1.9205		
Totale	107			

Tabella 8. Risultato del Test a coppie tra stazioni (st), effettuato a partire dalla PERMANOVA. ***= $p < 0.001$. VE= Verde; FP= Fondo Porto; ME= Mergolo.

TEST A COPPIE		
Termine 'st'		
Gruppi	t	P(perm)
fp, me	4.2184	***
fp, ve	14.759	***
me, ve	17.076	***

Tabella 9. Risultato del Test SIMPER per i fattori stazione (st) e mese (me), fissi ed ortogonali. VE= Verde; FP= Fondo Porto; ME= Mergolo.

SIMPER			
Termine "st x me"			
Gruppi	Dist. Quadr. Media	Variabile	Contributo %
ve-fp	51.3	DP, DN; $\mu\text{g C N P/l}$; Chl <i>a</i>	7.8-7.1
ve-me	47	$\delta^{15}\text{N}$, pH, DP, $\mu\text{g P/l}$, Feo, Chl <i>a</i>	9.5-7.3
fp-me	9.9	DN	24.4

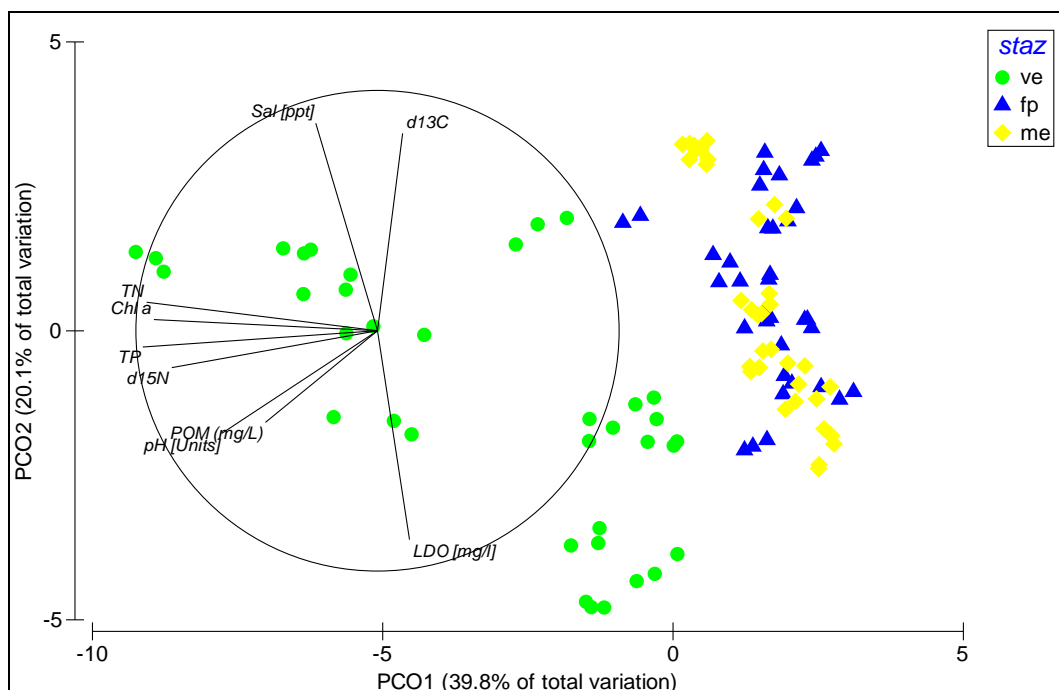


Figura 9. PCO effettuata sulle variabili fisico-chimiche e trofiche del comparto acquoso superficiale. I vettori relativi alle variabili ambientali sono sovrapposti al grafico sulla base della correlazione di Spearman > 0.5 .

4.1.1.3 Sedimento superficiale

La Tab. 10 mostra i valori minimi, massimi e medi annuali delle variabili fisico-chimiche misurate nell'interfaccia acqua-sedimento (Temperatura, Salinità, Ossigeno disciolto e pH) e delle variabili trofiche (pigmenti clorofilliani, carbonio organico totale TOC, Materia Organica Sedimentaria SOM, concentrazioni di carbonio, azoto e fosforo totale), granulometriche (percentuali delle principali frazioni granulometriche) ed isotopiche [$\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ della frazione pelitica ($<63 \mu\text{m}$)] analizzate nel sedimento superficiale dei due siti, BORDO e CENTRO, di ognuna delle tre stazioni dell'area dei laghetti di Marinello.

Pur rientrando tutti nella tipologia dei stagni costieri, i laghetti di Marinello analizzati risultano contraddistinti da differenti caratteristiche idrologiche e morfometriche. I laghi Verde e Mergolo risultano accomunati da maggiori profondità ed un profilo batimetrico che cambia repentinamente dalle rive al fondo. Al contrario, Fondo Porto presenta minori profondità ed un profilo batimetrico più graduale. I laghi più costieri (Verde e Fondo Porto) sono inoltre i più soggetti a fenomeni di insabbiamento ad opera del vento (Crisafi *et al.*, 1981) e pertanto ad una dinamica geomorfologica più rapida.

Complessivamente, dalla tabella 10, emerge una netta eterogeneità tra le rive e il fondo nei laghi Verde e Mergolo, al contrario del lago Fondo Porto che risulta più omogeneo in accordo con le minori profondità. Si nota come il Lago Verde in particolare presenta concentrazioni più elevate di quasi tutte le variabili considerate a confermare il suo più elevato stato trofico.

Per quanto riguarda i pigmenti fotosintetici, si nota come la concentrazione di Chl-*a* nei laghi Mergolo e Fondo Porto sia maggiore sulle rive (sito BORDO) e minore nella parte centrale (sito CENTRO), al contrario del lago Verde che presenta un andamento opposto. Inoltre i valori elevati di feopigmenti nella parte centrale dei laghi Verde e Mergolo suggeriscono un elevato tasso di sedimentazione delle microalghe planctoniche una volta morte. Tale andamento suggerisce un'importante influenza dell'elevata densità fitoplanctonica della colonna d'acqua sul sedimento, specialmente nella parte centrale del lago Verde, mentre i sedimenti del lago Fondo Porto e delle rive di Mergolo sembrano maggiormente influenzati dalla presenza di macrofite e microfitobenthos.

Tabella 10. Valori minimi, massimi e medi annuali delle variabili fisico chimiche all'interfaccia acqua-sedimento e trofiche, granulometriche ed isotopiche nel sedimento superficiale dei due siti delle tre stazioni dell'area dei laghetti di Marinello.

Stazione	Verde						Fondo Porto						Mergolo						
	BORDO			CENTRO			BORDO			CENTRO			BORDO			CENTRO			
	MIN	MAX	MED	MIN	MAX	MED	MIN	MAX	MED	MIN	MAX	MED	MIN	MAX	MED	MIN	MAX	MED	
Prof (m.)	0.30	0.50	0.40	2.00	2.50	2.25	0.30	0.40	0.35	1.50	2.00	1.75	0.20	0.40	0.30	3.00	3.70	3.35	
interfaccia acqua-sed	Temp [°C]	11.6	29.6	19.2	14.6	26.7	21.1	11.5	29.6	19.6	11.5	29.6	21.3	11.8	30.1	19.4	14.8	29.0	22.0
	Sal [ppt]	22.8	30.8	29.0	25.8	32.4	31.1	25.0	34.3	31.7	25.0	34.3	32.9	23.8	30.4	28.9	26.8	31.8	31.2
	LDO [mg/l]	4.8	10.5	8.2	3.4	10.5	7.5	5.1	9.4	7.6	5.2	9.4	7.5	4.9	9.9	7.7	5.0	9.9	7.1
	pH [Units]	8.2	8.6	8.4	8.1	8.6	8.3	8.0	8.3	8.1	7.9	8.5	8.2	7.8	8.1	8.0	7.7	8.1	7.9
	CHLa (µg/g)	0.1	4.9	1.8	4.0	20.3	11.5	0.6	6.0	2.0	0.2	6.7	1.8	3.2	23.1	10.3	0.5	13.6	2.8
Feo (µg/g)	0.0	4.7	1.4	35.7	90.9	63.6	0.1	32.4	3.7	0.1	41.5	3.5	4.6	30.6	10.7	11.1	35.5	22.8	
TOC (mg/g)	0.5	12.0	3.9	10.2	40.4	28.7	1.1	18.4	9.2	0.6	16.7	4.4	6.6	39.1	14.2	4.7	22.2	12.5	
SOM (mg/g)	1.0	11.1	6.2	30.0	109.1	84.5	4.3	28.5	10.2	3.4	32.2	7.5	27.7	119.4	49.0	34.7	90.2	53.4	
C (mg/g)	1.0	29.6	9.9	21.1	81.4	58.5	4.5	45.5	20.8	3.9	25.3	8.8	7.4	127.2	82.3	10.9	119.5	81.8	
N (mg/g)	0.1	3.7	0.7	2.2	6.1	3.6	0.1	2.3	1.0	0.1	1.7	0.5	0.7	1.7	1.3	0.6	4.5	1.5	
P (mg/g)	0.2	1.1	0.5	0.3	1.1	0.7	0.3	1.3	0.6	0.2	1.0	0.5	0.1	0.6	0.3	0.1	1.5	0.3	
Pelite %	0.3	0.4	0.4	39.6	57.6	48.6	2.4	14.5	8.5	0.9	1.6	1.3	12.4	14.5	13.5	32.2	35.4	33.8	
Sabbia %	95.1	97.9	96.5	32.1	34.1	33.1	75.5	95.7	85.6	97.4	97.5	97.5	71.1	75.5	73.3	55.1	56.8	56.0	
Ghiaia %	1.8	4.5	3.1	8.3	28.3	18.3	1.9	10.0	6.0	0.9	1.7	1.3	10.0	16.5	13.3	7.7	12.6	10.2	
δ ¹³ C	-21.9	-17.9	-20.0	-22.3	-20.0	-21.0	-19.7	-15.4	-17.5	-21.5	-16.3	-18.3	-19.8	-9.2	-16.3	-21.4	-17.5	-19.9	
δ ¹⁵ N	5.8	12.7	9.4	6.6	11.3	9.6	1.7	8.7	6.3	1.4	7.6	4.8	2.8	6.0	4.3	3.9	7.6	4.8	
sedimento superficiale																			

Il TOC e la SOM risultano notevolmente elevati nella parte centrale dei laghi Verde e Mergolo dando indicazioni di un notevole carico organico, anche se possibilmente influenzato dalla granulometria. Infatti, il contenuto di SOM risulta essere positivamente correlato con la granulometria del sedimento stesso (Tyson, 1995; De Falco *et al.*, 2004) e specialmente con la frazione fine del sedimento che tende a formare aggregati con un'elevata proprietà di adsorbimento della materia organica (McCave *et al.*, 1995). Laddove prevale invece la componente sabbiosa, i valori di TOC e SOM risultano decisamente inferiori. Consistentemente con la prevalenza della frazione sabbiosa e la maggiore influenza marina, i sedimenti del lago Fondo Porto presentano un basso carico organico e di nutrienti. La concentrazione di carbonio totale è risultata notevolmente più elevata in entrambi i siti del lago Mergolo a causa dei fenomeni di precipitazione carbonatica di cui il lago è soggetto (AA.VV., 2008) confermati dalle

elevate concentrazioni di aragonite (95-98%, dati non presentati) riscontrate dall'analisi mineralogica effettuata sugli stessi sedimenti.

Infine, dal punto di vista isotopico, la SOM del lago Verde ha presentato valori complessivamente differenti da quelli degli altri laghi. In entrambi i siti del lago Verde, infatti, la SOM ha presentato i valori più impoveriti in ^{13}C e più arricchiti in ^{15}N denotando l'influenza di *input* alloctoni. Mentre i valori del $\delta^{13}\text{C}$ dei siti BORDO di Mergolo e Fondo Porto denotano la presenza e l'influenza di microfitebentos e macroalghe sulla frazione organica del sedimento, i valori più impoveriti di entrambi i siti del lago Verde denotano un'influenza mista della colonna acqua e della componente detritica. Così come nel comparto acquoso, anche la firma isotopica dell'azoto dei sedimenti del lago Verde suggerisce l'influenza di *input* alloctoni, ma l'andamento denota una minore variabilità temporale, per una maggiore tendenza all'accumulo tipica del comparto sedimentario.

L'analisi permutazionale della varianza (PERMANOVA) è stata effettuata considerando come fattori le stazioni, i siti ed i mesi di campionamento fissi ed ortogonali (Tab. 11). I risultati hanno evidenziato differenze altamente significative per tutti e tre i fattori considerati singolarmente e per l'interazione stazione x sito. Anche l'interazione stazione x mese è ha presentato differenze significative ($p < 0.05$), ma non quella sito x mese. Questo risultato evidenzia una notevole variabilità spaziale a scala limitata (stazioni) ed un importante ruolo della batimetria nel differenziare troficamente i laghi.

Il test SIMPER (Tab. 12) ha fatto emergere quali siano le variabili a caratterizzare la dissimilarità tra i laghi. Il carbonio totale è risultato essere la variabile che meglio distingue Mergolo da Fondo Porto, a causa dei sedimenti calcarei del lago Mergolo. Al contrario, dal confronto a coppie del lago Verde con gli altri due laghi, non è emersa l'azione univoca di una variabile sulle altre nel determinare le dissimilarità, ma è emerso che una serie di variabili agiscono in maniera congiunta. Le variabili che rendono più dissimili il lago Verde da Fondo Porto sono risultate essere la granulometria, l'azoto totale ed i feopigmenti, mentre la firma isotopica dell'azoto della SOM e la clorofilla-*a* sono risultate importanti nel distinguerlo da Mergolo. In entrambi i casi, le variabili sono collegate all'effetto dell'*input* aviario cui il lago Verde è soggetto.

Tabella 11. Risultato della PERMANOVA effettuata tra stazioni (st), siti (si) e mesi (me) fissi ed ortogonali. * = $p < 0.05$; *** = $p < 0.001$.

PERMANOVA				
Sorgente di variazione	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
st	2	269.56	85.33	***
si	1	334.44	105.87	***
me	11	9.22	2.92	***
stxsi	2	236.73	74.94	***
stxme	22	3.90	1.23	*
sixme	11	2.81	0.89	0.72
stxsixme	22	3.02	0.96	0.62
Residui	72	3.16		
Totale	143			

Tabella 12. Risultato del test SIMPER per i fattori stazione (st) e sito (si), fissi ed ortogonali. VE= Verde; FP= Fondo Porto; ME= Mergolo.

SIMPER			
Termine "st x si"			
Gruppi	Dist. Quadr. Media	Variabile	Contributo %
VE-FP	35.3	granulometria, N mg/g, Feo	11.2-10.2
VE-ME	28.3	$\delta^{15}\text{N}$, Chl- <i>a</i>	14.8-13.2
FP-ME	19.8	C mg/g	18.6

L'ordinamento PCO (Fig. 10) basato sui dati delle principali variabili del comparto sedimentario ha confermato come il lago Verde risulti nettamente distinto dagli altri, specialmente il sito CENTRO che si raggruppa nella parte destra del grafico. Il sito BORDO del lago Verde presenta invece una certa sovrapposizione, nella parte sinistra del grafico, con il lago Fondo Porto, i cui due siti risultano a loro volta parzialmente sovrapposti tra loro a conferma della maggiore omogeneità del bacino. Il lago Mergolo si separa dagli altri localizzandosi nella parte centrale in alto del grafico, mantenendo però una certa distinzione tra i due siti, minore comunque di quella presentata dal lago Verde. L'asse relativo alla prima componente spiega il 52% della varianza interna al sistema, e le variabili che determinano maggiormente la separazione lungo questo asse sono la SOM, il TOC, la pelite, l'azoto totale, i feopigmenti e la sabbia. Il secondo asse spiega invece il 14.8% della varianza e gli isotopi stabili del carbonio e dell'azoto,

insieme al fosforo totale, risultano i più determinanti lungo questo asse. I due assi spiegano complessivamente un totale di varianza pari al 66.8%.

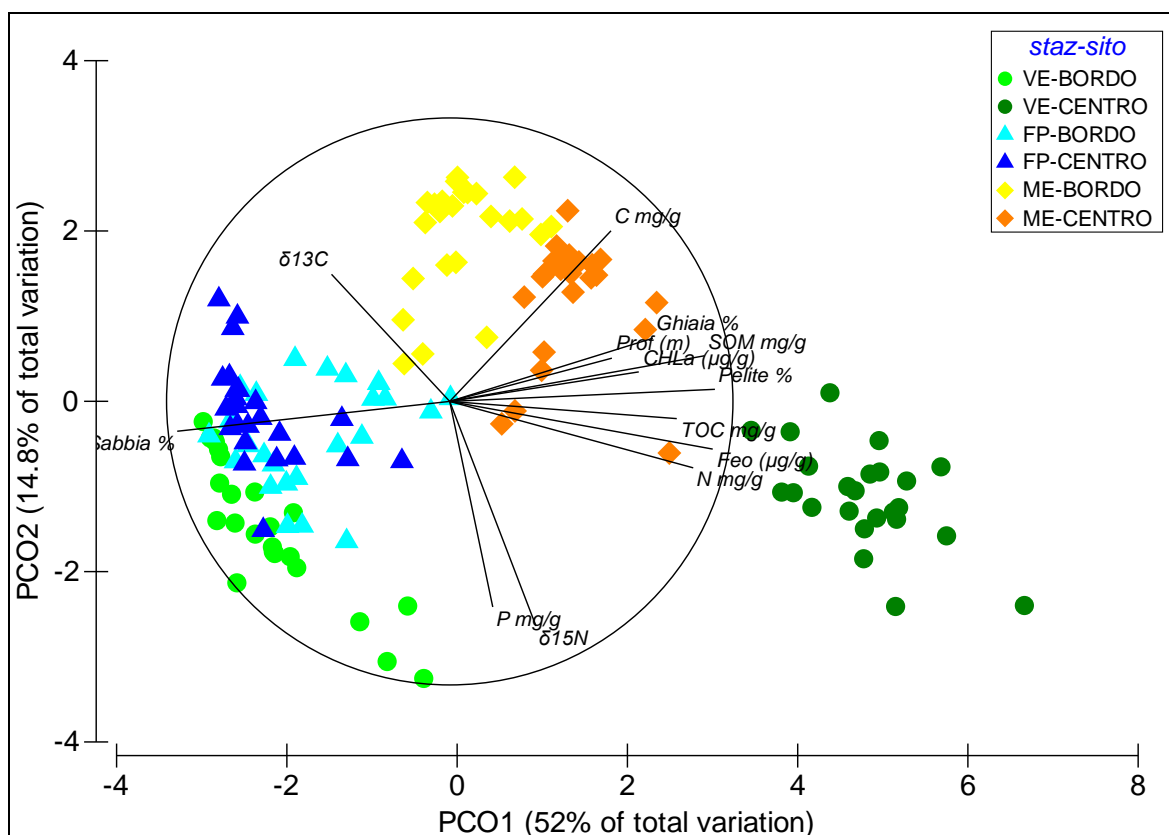


Figura 10. PCO effettuata sulle variabili fisico-chimiche e trofiche del comparto sedimentario. I vettori relativi alle variabili ambientali sono sovrapposti al grafico sulla base della correlazione di Spearman > 0.5 . VE= Verde; FP= Fondo Porto; ME= Mergolo.

4.1.2 Gli effetti di *input* alloctoni di origine aviaria sulla struttura delle comunità macrozoobentoniche e sulle reti trofiche di un'area di transizione

4.1.2.1 Struttura di comunità

Durante il periodo di studio, nelle tre stazioni di campionamento sono stati raccolti complessivamente 15602 individui distribuiti in 36 famiglie appartenenti a 11 *taxa* (tra classi e ordini). Le abbondanze percentuali dei *taxa* e delle singole famiglie all'interno di ogni *taxon*, sono elencate in Tab. 13. Si nota complessivamente una dominanza della classe dei Policheti, sia come abbondanza percentuale (43.73%) che come numero di famiglie (13). Le famiglie più abbondanti di Policheti sono state Paraonidae, Sabellidae,

Orbinidae, Syllidae e Lumbrineridae; mentre le restanti famiglie hanno presentato abbondanze relative inferiori al 2%. A seguire, i *taxa* maggiormente rappresentati sono stati l'ordine degli Anfipodi e le classi dei Gasteropodi e dei Bivalvi le cui famiglie più abbondanti sono state rispettivamente Corophiidae, Hydrobiidae e Cardiidae. La dominanza dei suddetti *taxa* non stupisce; Molluschi, Anellidi e Artropodi sono, infatti, i *Phyla* più comunemente rappresentati nelle lagune italiane (Barbone e Basset, 2010). Gli altri *taxa* identificati sono stati rappresentati da una famiglia soltanto, rispettivamente Sphaeromatidae per quanto riguarda l'ordine degli Isopodi, e Chironomidae (larve) per quanto riguarda la classe degli Insetti. Le restanti cinque famiglie hanno presentato abbondanze minori all'1%.

Tabella 13. Abbondanze percentuali dei *taxa* di macrofauna bentonica campionati nell'area dei laghetti di Marinello. Per ogni *taxon* sono state calcolate anche le abbondanze percentuali relative delle famiglie identificate.

<i>Taxon</i>	Abbondanza %	<i>Taxon</i>	Abbondanza %
Polychaeta	43.7	Bivalvia	10.9
Paraonidae	25.8	Cardiidae	75.9
Sabellidae	22.0	Lucinidae	14.2
Orbinidae	21.9	Semelidae	6.6
Syllidae	16.5	Veneridae	3.2
Lumbrineridae	9.8	Solemyidae	0.1
Dorvilleidae	1.2		
Nereididae	1.2	Isopoda	9.2
Phyllodocidae	0.9	Sphaeromatidae	100.0
Maldanidae	0.3		
Ophelidae	0.3	Insecta	2.6
Capitellidae	0.1	Chironomidae (larvae)	100.0
Terebellidae	0.0		
Eunicidae	0.0	Ophiuroidea	0.4
		Amphiuridae	100.0
Anphipoda	19.1		
Corophiidae	95.2	Holothuroidea	0.2
Gammaridae	3.7	Holothuriidae	100.0
Aoridae	0.9		
Ischyroceridae	0.2	Decapoda	0.01
		Alpheidae	100.0
Gastropoda	13.8		
Hydrobiidae	70.2	Poliplacophora	0.01
Certhiidae	14.6	Chitonidae	100.0
Nassariidae	13.4		
Haminoeidae	1.5	Tanaidacea	0.01
Trochidae	0.1	Tanaidae	100.0
Aclididae	0.1		
Littorinidae	0.0		

I *taxa* più abbondanti (>1%) sono risultati distribuiti nei differenti siti e stagioni di campionamento come illustrato nella figura 11. Si nota una notevole variabilità del popolamento bentonico sia a livello temporale che spaziale, sia a scala ridotta (tra siti) che a scala più ampia (tra stazioni). Molti studi sulle lagune costiere hanno indicato che i popolamenti macrobentonici, principalmente costituiti da *taxa* opportunisti, vanno incontro a fluttuazioni stagionali che seguono uno schema generale di regressione e successivo recupero (Millet e Guelorget, 1994; Tagliapietra *et al.*, 1998; Bachelet *et al.*, 2000; Nicolaidou *et al.*, 2006; Como *et al.*, 2007). Anche le variazioni spaziali, a differenti scale, sono caratteristica comune ai popolamenti bentonici di fondo mobile (es. Morrissey *et al.*, 1992; Kraan *et al.*, 2009).

La classe dei Policheti è risultata essere complessivamente il *taxon* dominante nel lago Mergolo (eccetto nel sito CENTRO durante la stagione invernale) seguita dalla classe dei Bivalvi. L'ordine degli Anfipodi invece è risultato il *taxon* dominante nel lago Fondo Porto in entrambi i siti, ad eccezione della stagione estiva e nel sito BORDO di quella autunnale. Gli Anfipodi del genere *Corophium* sono comunemente molto frequenti in ambienti con elevate abbondanze di fanerogame e relativo detrito (Como *et al.*, 2008), come il lago Fondo Porto. Infine il lago Verde ha presentato differenze molto marcate tra i siti, con il sito BORDO caratterizzato da un popolamento piuttosto diversificato e variabile a livello stagionale, con il susseguirsi delle dominanze di Isopodi, Anfipodi e dei Gasteropodi nelle varie stagioni di campionamento. Al contrario, il sito CENTRO ha registrato una presenza quasi esclusiva di larve di Chironomidi durante l'inverno e la primavera, mentre è risultato completamente azoico durante le altre due stagioni di campionamento, l'autunno e l'estate.

I dati completi delle densità degli individui della macrofauna bentonica nei siti e nelle stagioni di campionamento sono elencati nelle Appendici 1 e 2.

De Haas *et al.* (2006) hanno dimostrato che la quantità e la qualità della Materia Organica Sedimentaria, le cui più alte concentrazioni in questo studio sono state riscontrate proprio nel sito CENTRO del lago Verde, sono tra i principali fattori a promuovere lo sviluppo di popolazioni di larve di Chironomidi, con elevate densità. Più recentemente, Kolb *et al.* (2010) hanno riscontrato un incremento delle densità di larve di Chironomidi in relazione agli *input* di nutrienti associati alla presenza di colonie di cormorani nelle isole svedesi. Entrambi i fattori potrebbero pertanto essere responsabili delle elevate densità di larve di Chironomidi riscontrate nel lago Verde, considerando

anche che le maggiori densità nel sito centro sono state riscontrate in primavera (App. 2), periodo di maggiori deposizioni di guano (osservazione personale).

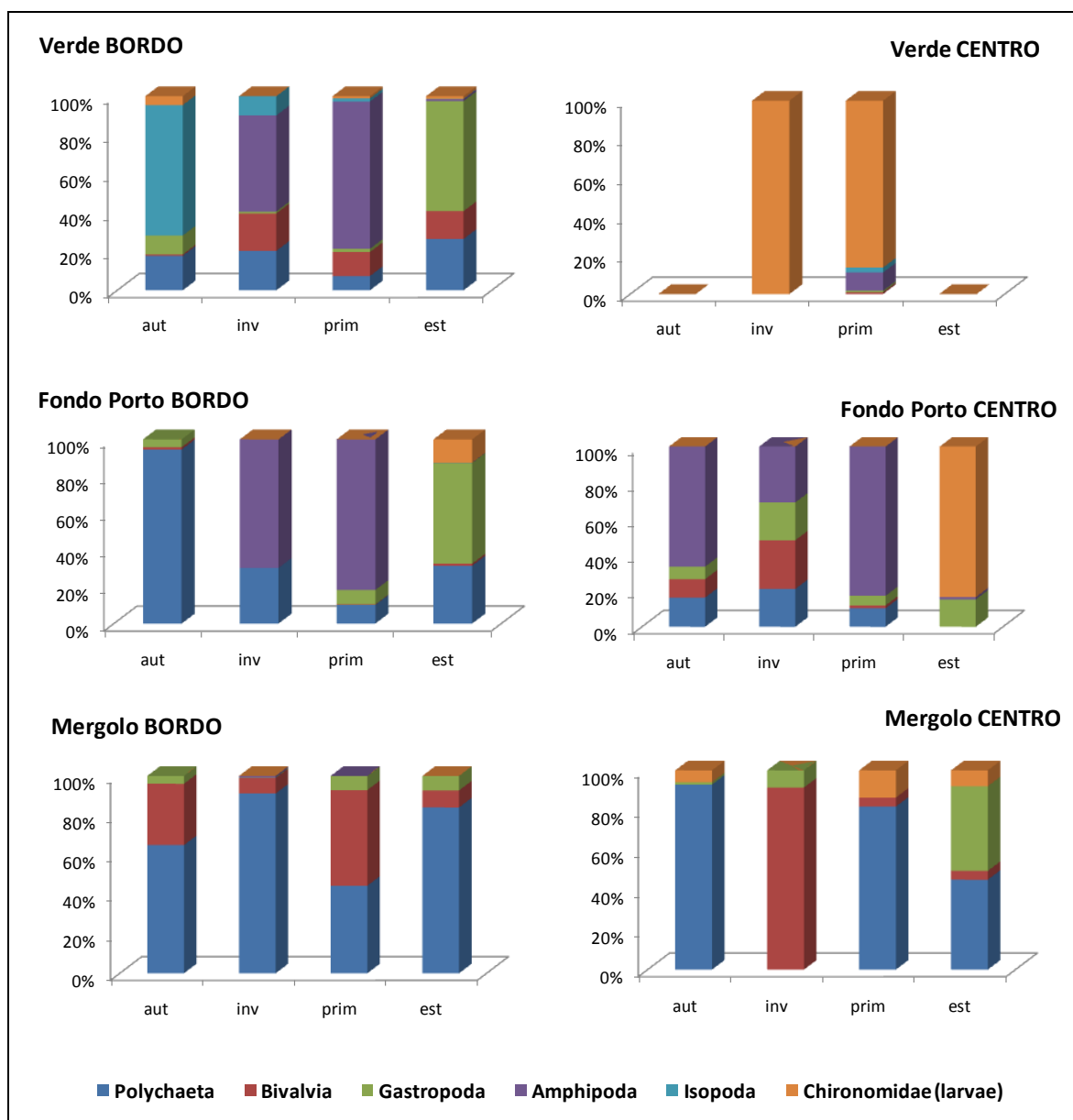


Figura 11. Abbondanze percentuali dei taxa più abbondanti (>1%) presenti nei sei siti e nelle quattro stagioni di campionamento, standardizzate al 100%.

Non vi sono conoscenze pregresse riguardo le comunità bentoniche dei laghi di Marinello nel loro complesso, ad eccezione dei popolamenti a molluschi studiati da Giacobbe e Leonardi (1986) e Leonardi e Giacobbe (2001). Alcune specie riscontrate nel presente studio, tra le più abbondanti, *Cerastoderma glaucum*, *Abra segmentum*,

Loripes lacteus e *Cerithium vulgatum* sono risultate comuni a quelle già individuate dai suddetti autori. Le apparenti incongruenze a livello di nomenclatura delle specie sono dovute a variazioni tassonomiche – nomenclaturistiche avvenute nel corso degli anni. Degna di nota sembra la comparsa di *Hydrobia ventrosa*, fenomeno probabilmente riconducibile al progressivo isolamento dal mare, accompagnato da una tendenza alla 'lagunarizzazione' cui sono soggetti i laghetti di Marinello (Giacobbe e Leonardi, 1986). *H. ventrosa*, infatti, è una specie opportunista tipica dei fondi mobili e strettamente connessa alla presenza di elevate concentrazioni di materia organica e di detrito vegetale, condizione molto frequente nelle aree di transizione (Little, 2000, McLusky e Elliott, 2004), da cui ottiene sia nascondiglio che nutrimento (Cardoso *et al.*, 2005; Evagelopoulos *et al.*, 2008).

Al fine di caratterizzare la struttura della comunità bentonica dell'area dei laghetti di Marinello, sono stati calcolati i principali indici di diversità per ogni sito e stagione delle tre stazioni di campionamento (Tab. 14).

Tabella 14. Numero di famiglie (F); numero di individui/m² (N); indice di equitabilità di Pielou (J'); indice di diversità di Shannon (H') per ogni sito e stagione di campionamento nelle tre stazioni. Ve= Verde; FP= Fondo Porto; ME= Mergolo.

		F		N		J'		H'	
		BORDO	CENTRO	BORDO	CENTRO	BORDO	CENTRO	BORDO	CENTRO
VE	aut	8	0	8895	0	0.4	-	0.8	0.0
	inv	6	1	859	30	0.8	-	1.2	0.0
	prim	7	4	2309	497	0.3	0.4	0.6	0.6
	est	10	0	6509	0	0.7	-	1.5	0.0
FP	aut	7	14	706	952	0.6	0.8	1.1	2.0
	inv	4	9	1535	459	0.6	0.8	0.8	1.8
	prim	12	17	5914	4804	0.4	0.3	0.9	0.9
	est	10	2	2632	336	0.6	0.4	1.5	0.2
ME	aut	12	3	4915	714	0.7	0.3	1.8	0.3
	inv	9	2	1956	153	0.6	0.6	1.3	0.4
	prim	11	4	4456	94	0.7	0.8	1.7	1.0
	est	16	5	16650	961	0.6	0.6	1.7	1.0

L'analisi della varianza ANOVA, effettuata sugli indici calcolati, considerando i fattori stazione, sito e stagione, fissi ed ortogonali, ha messo in evidenza differenze significative a carico di tutti gli indici (Tab. 15). Sia i fattori singoli, che le diverse interazioni tra questi, sono risultati importanti nell'influenzare la struttura di comunità e la diversità delle comunità macrobentoniche presenti nell'area di studio (Tab. 15). Tale risultato dà

un'importante indicazione su come i fattori considerati agiscano in maniera congiunta differenziando le comunità anche a piccola scala spaziale.

Per quanto riguarda il fattore stagione, il test a posteriori SNK ha evidenziato complessivamente il seguente andamento inverno < estate = autunno = primavera. Sia le variabili ambientali (es. temperatura, ossigeno disciolto, idrodinamismo) che gli eventi di reclutamento (i.e. dispersione larvale e trasporto ed insediamento post-larvale), altamente variabili stagionalmente, giocano generalmente un importante ruolo nelle variazioni temporali del benthos (Feller *et al.*, 1992; Commito *et al.*, 1995). Si può immaginare pertanto che la successione di specie diverse durante il periodo di campionamento, in relazione ai peculiari cicli stagionali specie-specifici, possa avere contribuito al suddetto risultato. Per quanto riguarda il fattore stazione, il test di comparazione multipla a posteriori SNK ha evidenziato il seguente andamento complessivo per i tre livelli considerati: VE < ME = FP, a testimoniare la presenza di una comunità sostanzialmente più povera e meno strutturata nel lago Verde rispetto agli altri laghi considerati, come già era emerso dalle valutazioni precedentemente effettuate sulle abbondanze percentuali dei *taxa*. D'altronde, la ricchezza e la diversità delle comunità bentoniche sono due fattori che risentono molto delle perturbazioni, degli *input* esterni sugli ecosistemi e del conseguente alterato trofismo del comparto sedimentario (es. Cognetti e Maltagliati, 2000; Como *et al.*, 2007; Cardoso *et al.*, 2008), come ipotizzato in principio da Sanders (1968). Complessivamente la struttura di comunità sembra risentire anche del fattore profondità. È stato già sottolineato (Tab. 10, Fig. 10) come i siti CENTRO, specialmente nei laghi Verde e Mergolo, siano interessati da elevati tassi di sedimentazione di materiale fine (<63 μm). In diversi studi pregressi è stato osservato che un eccessivo carico di nutrienti ed un *surplus* di Materia Organica Sedimentaria, il cui tasso di sedimentazione eccede quello di degradazione, rappresentano le cause principali della diminuzione dell'ossigeno all'interfaccia acqua-sedimento, fenomeno determinante una decisiva alterazione delle comunità bentoniche (es. Tagliapietra *et al.*, 1998; Diaz e Rosenberg, 2001; Como *et al.*, 2007). Inoltre un elevato contenuto di peliti, associato ad un elevato contenuto di materia organica può determinare una minore permeabilità dell'ossigeno ed una maggiore richiesta d'ossigeno da parte dei batteri (Fenchel *et al.*, 1998). Infine i corpi idrici estuarini sono particolarmente propensi a sviluppare ipossia se soggetti ad eccessivi carichi di nutrienti, specialmente se il ricambio idrico è limitato (Diaz e Rosenberg, 2001).

Tabella 15. Risultati dell'ANOVA effettuata sugli indici di diversità considerando i tre fattori stagione (stag), stazione (staz) e sito (sito) fissi e ortogonali. Ve= Verde; FP= Fondo Porto; ME= Mergolo. *= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; n.s. = non significativo.

<i>Sorgente di variazione</i>	F				N			
	df	MS	F	p	MS	F	p	
stag	3	33.5	7.2	**	27454788.7	3.1	*	
staz	2	107.5	23.0	***	11561052.6	1.3	n.s.	
sito	1	200.1	42.9	***	194675925.9	22.0	***	
stazxstag	6	26.0	5.6	***	25891800.6	2.9	*	
stagxsito	3	40.0	8.6	***	27534224.9	3.1	*	
stazxsito	2	136.3	29.2	***	30456951.8	3.4	*	
stazxstagxsito	6	11.3	2.4	n.s.	13507197.9	1.5	n.s.	
Residui	24	4.7			8863735.4			

	J'				H'			
	df	MS	F	p	MS	F	p	
stag	3	0.0	0.3	n.s.	0.0	0.2	n.s.	
staz	2	0.3	10.3	***	1.7	13.8	***	
sito	1	0.5	16.9	***	3.7	30.5	***	
stazxstag	6	0.1	4.1	**	0.4	3.1	*	
stagxsito	3	0.1	4.0	*	0.5	4.5	*	
stazxsito	2	0.2	6.6	**	1.6	13.3	***	
stazxstagxsito	6	0.1	3.4	*	0.6	4.7	**	
Residui	24	0.0			0.1			

Diversi studi sono stati svolti allo scopo di valutare l'effetto della presenza di colonie di uccelli marini sulle comunità animali, ma la maggior parte di questi hanno interessato le comunità terrestri insulari (Polis e Hurd, 1996; Sanchez-Pinero e Polis, 2000; Markwell e Daugherty, 2002, 2003; Kolb *et al.*, 2010) o intertidali rocciose (Bosman e Hockey, 1986). Complessivamente, in questi ambienti, la fertilizzazione degli ecosistemi ad opera degli uccelli si ripercuote lungo le reti trofiche producendo un effetto *bottom-up* che, a partire dall'aumento della produzione primaria si riflette sulla biomassa e sulla densità di invertebrati e piccoli vertebrati. Molto scarse e piuttosto controverse sono invece le conoscenze relative all'impatto sulle comunità di fondo mobile. Palomo *et al.* (1999) hanno riportato maggiori abbondanze di macrofauna (Policheti) e meiofauna (Nematodi) bentonica in siti interessati dalla presenza di colonie di uccelli, nonostante risultati dello stesso studio relativi ad esperimenti di arricchimento di sedimento *in situ* con guano, non hanno confermato i suddetti risultati. Dai risultati ottenuti nel presente studio, si può affermare complessivamente che l'*input* del guano sembra avere un effetto negativo sulla struttura della comunità macrobentonica, accentuando la presenza di poche specie opportunistiche che effettuano ampie fluttuazioni stagionali.

L'analisi multivariata PERMANOVA, effettuata sui dati di abbondanza dei *taxa* del macrobenthos, ha confermato i risultati emersi dall'analisi univariata sugli indici di diversità, evidenziando differenze altamente significative tra tutti e tre i fattori considerati, stagione, stazione e sito e tra tutte le possibili interazioni (Tab. 16).

Tabella 16. Risultati della PERMANOVA effettuata sui dati di abbondanza considerando i tre fattori stagione (stag), stazione (staz) e sito (sito) fissi e ortogonali. ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$.

Sorgente di variazione	df	MS	P(perm)
stag	3	6419	***
staz	2	10844	***
sito	1	16364	***
staxstag	6	3917.9	***
stagxsito	3	3604.9	***
staxsito	2	6717.6	***
staxstagxsito	6	2957	**
Residui	24	2007.1	
Totale	47		

Il test a coppie relativo al fattore stagione ha evidenziato differenze significative tra l'estate e le altre stagioni (est-aut e est-inv: $p < 0.01$; est-prim: $p < 0.001$) e tra la primavera e l'autunno ($p < 0.005$). Tutte e tre le stazioni e i due siti sono risultate differenti significativamente se confrontati a coppie.

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 tre fattori considerati, è rappresentato in Fig. 12. Nonostante l'ordinamento che ne risulta non identifichi nettamente dei raggruppamenti, gli assi che spiegano meglio l'ordinamento emerso hanno presentato una correlazione canonica quadratica con l'ordinamento spaziale dei campioni, pari a 0.98 e 0.96 rispettivamente. Si può notare che il primo asse separa i campioni prevalentemente sulla base del fattore sito, essendo presenti gran parte dei campioni del sito BORDO nella parte sinistra del grafico ed i campioni del sito CENTRO nella parte destra. Fa eccezione Fondo Porto, a causa della sua intrinseca omogeneità, la cui disposizione della maggior parte dei campioni del sito CENTRO è nella parte sinistra del grafico, insieme ai campioni del sito BORDO. Il secondo asse invece separa i campioni sulla base delle stagioni, risultando i dati estivi nettamente separati dal resto nella parte inferiore del grafico. Emerge immediatamente come, considerando l'interazione dei tre fattori insieme, le

differenze tra le stazioni vengono mascherate per lasciare emergere più chiaramente le differenze tra siti e stagioni, fattori che evidentemente, a livello più globale, relativo all'intera area di campionamento, sono maggiormente responsabili delle differenze nel popolamento macrobentonico.

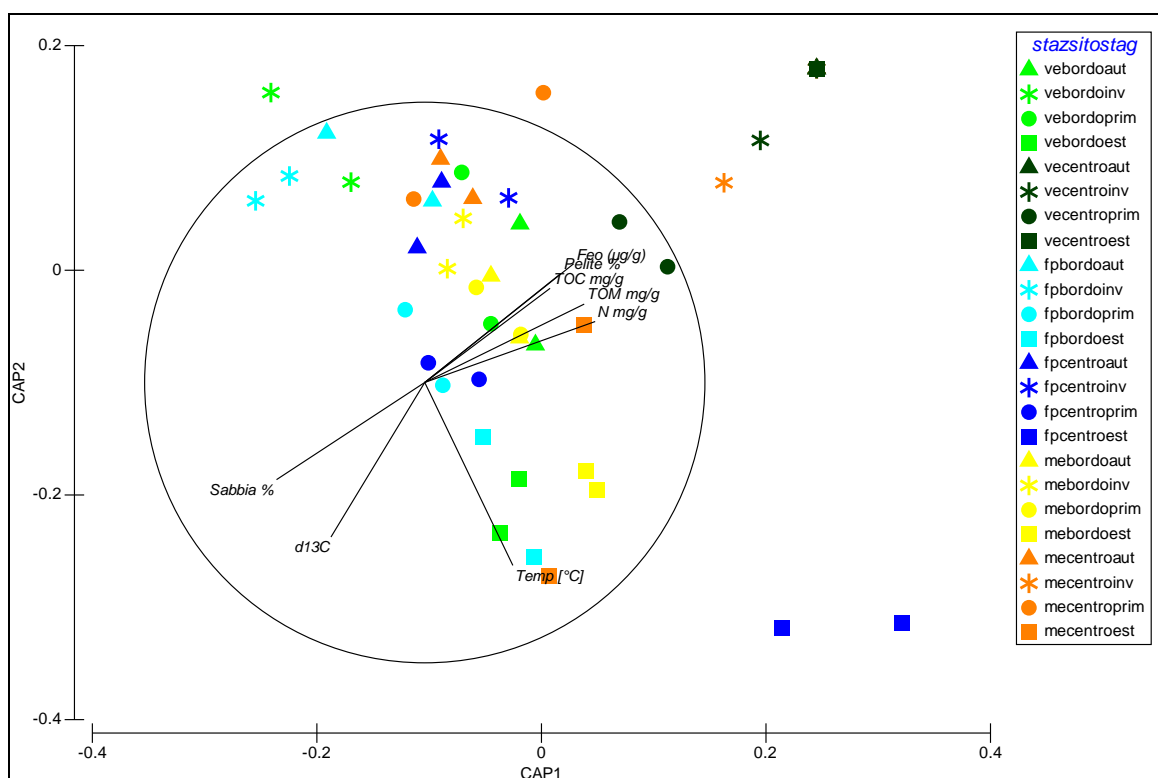


Figura 12. Analisi CAP dei dati di abbondanza del popolamento macrobentonico effettuata in base al fattore "stazione x sito x stagione". L'analisi è stata condotta sui dati di similarità di Bray-Curtis calcolati dai dati trasformati in forma logaritmica. I vettori relativi alle variabili ambientali sono sovrapposti al grafico sulla base della correlazione di Spearman > 0.5.

Le variabili ambientali e trofiche relative al sedimento superficiale, sovrainposte al grafico (Fig. 12), tendono ad spiegare l'ordinamento del popolamento bentonico essenzialmente lungo il primo asse canonico, quello che distingue i siti. Infatti, la temperatura dell'interfaccia acqua-sedimento risulta essere una variabile importante che separa l'estate dalle altre stagioni. La SOM, il TOC, l'azoto, i feopigmenti, la granulometria ed il $\delta^{13}C$ del sedimento superficiale sembrano avere un importante contributo nell'influencare la distribuzione del popolamento macrobentonico tra i siti. D'altronde è ben noto che la zona centrale dei laghi costieri risente sensibilmente dei processi di sedimentazione, date le caratteristiche batimetriche e geomorfologiche dei bacini stessi. Inoltre, come già accennato, la materia organica nei sedimenti ed il TOC

stesso rappresentano uno dei principali fattori che controllano la composizione, la struttura e la distribuzione delle comunità di macrofauna bentonica (Pearson e Rosenberg, 1978; Warwick, 1993; Tagliapietra *et al.*, 1998; Lardicci *et al.*, 2001; Magni *et al.*, 2004).

4.1.2.1 Analisi isotopiche

La figura 13 mostra i risultati delle analisi isotopiche del carbonio e dell'azoto effettuate sulle diverse fonti di materia organica delle tre stazioni dell'area dei laghetti di Marinello considerando tutte le stagioni di campionamento: SOM, POM, macroalghe, fanerogame, epifiti e microfitobentos. Al fine di valutare se la firma isotopica del guano influenza, ovvero si ripercuote su quella delle fonti di materia organica delle stazioni oggetto di studio, ai rispettivi grafici è stato sovrapposto il dato relativo alla firma isotopica del guano. Mentre i valori delle fonti campionate nel lago Verde, specialmente SOM e macroalghe, si sovrappongono notevolmente ai valori medi del guano ($\delta^{13}\text{C} = -21.1 \pm 2.6$; $\delta^{15}\text{N} = 9.3 \pm 2.3$ ‰) ad indicarne un'importante influenza, le fonti del lago Mergolo risultano nettamente distanti da tale valore. Le fonti campionate nel lago Fondo Porto presentano valori intermedi a suggerire un'influenza moderata della componente aviaria nella dinamica trofica di questo piccolo sistema costiero adiacente al lago soggetto direttamente all'impatto aviario. I dati isotopici relativi alle fonti di materia organica nelle tre stazioni e nelle quattro stagioni di campionamento sono presentati in dettaglio nella tabella 17.

Complessivamente, dai dati emerge una netta tendenza all'arricchimento in ^{15}N ed all'impoverimento in ^{13}C a partire dal lago Mergolo, stazione priva di impatto aviario, fino al lago Verde, stazione soggetta invece ad impatto da *input* alloctoni di origine aviaria. L'analisi della varianza ANOVA ad una via, effettuata sui dati di $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ delle fonti di materia organica comuni a tutte e tre le stazioni (POM, SOM, la macroalga *Chaetomorpha linum*, la fanerogama *Cymodocea nodosa* ed il microfitobentos) ha evidenziato, per entrambe le variabili studiate, differenze spaziali statisticamente significative ($\delta^{13}\text{C}$: $df = 2$; $MS = 98.79$; $F = 4.43$; $p < 0.05$; $\delta^{15}\text{N}$: $df = 2$; $MS = 565.2$; $F = 161.1$; $p < 0.001$). Il test di comparazione multipla a posteriori SNK ha evidenziato però delle differenze nell'ordinamento delle stazioni differenti a seconda della variabile considerata. Se il $\delta^{15}\text{N}$ delle fonti comuni ha mostrato il seguente andamento: ME < FP

< VE, evidenziato anche in Fig. 14, il $\delta^{13}\text{C}$ non è risultato statisticamente differente tra Fondo Porto e Mergolo presentando infatti il seguente andamento: $\text{VE} < \text{FP} = \text{ME}$.

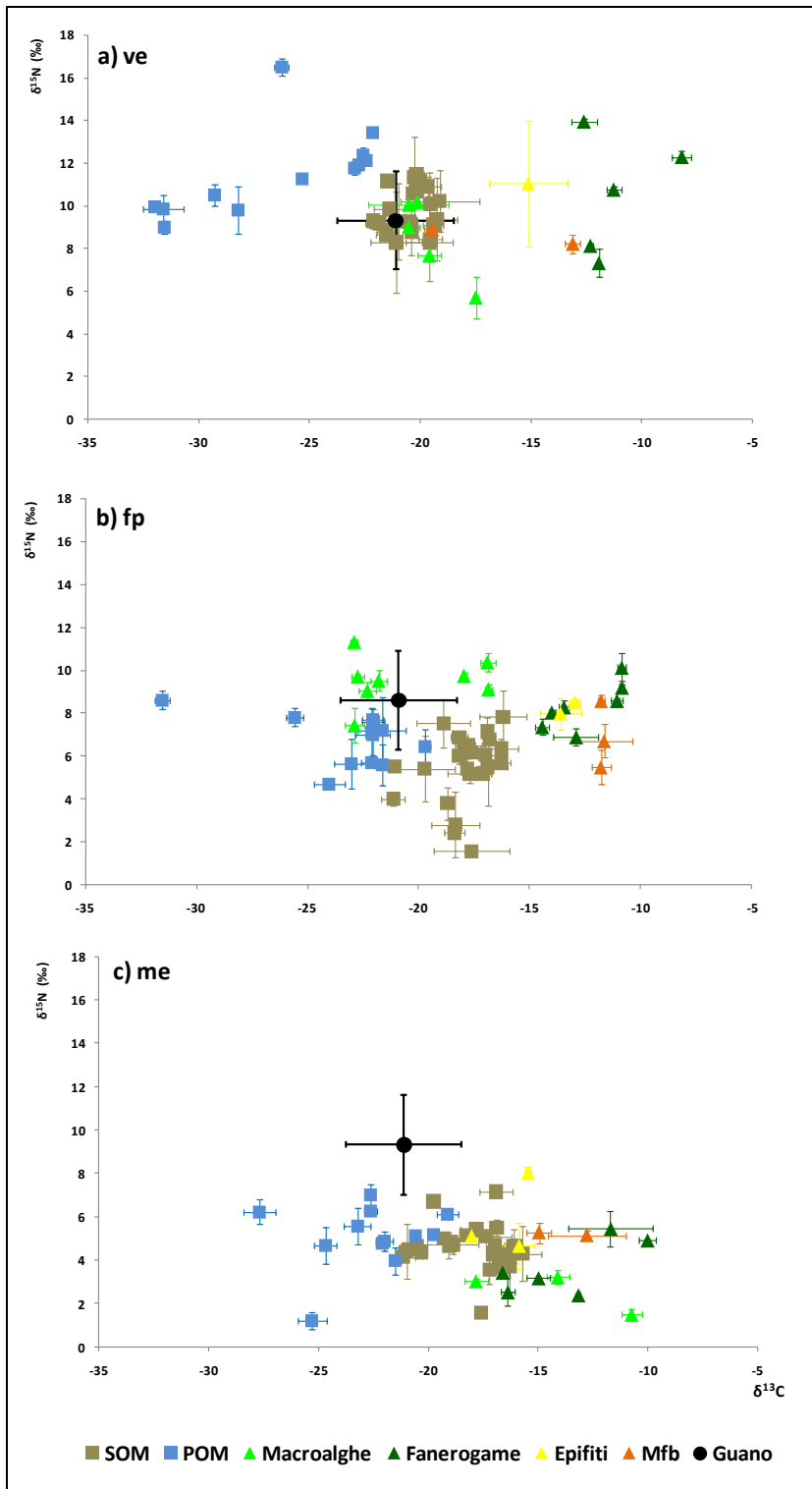


Figura 13. Composizione isotopica delle fonti di materia organica campionate nelle tre stazioni dell'area dei laghetti di Marinello. a) Ve= Verde; b) Fp= Fondo Porto; c) Me= Mergolo. SOM= Materia Organica Sedimentaria; POM= Materia Organica Particellata; mfb= microfitobentos.

Tabella 17. Valori medi del $\delta^{13}\text{C}$ e del $\delta^{15}\text{N}$ (‰; \pm d.s.) delle fonti di materia organica nelle tre stazioni e nelle quattro stagioni di campionamento. POM= Materia Organica Particellata; SOM= Materia Organica Sedimentaria.

POM	Verde				Fondo Porto				Mergolo			
	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
aut	-24.57	2.17	13.74	2.62	-20.99	1.12	6.41	0.80	-19.83	0.72	5.46	0.56
inv	-30.61	2.08	9.88	0.08	-26.73	4.36	7.36	1.54	-25.00	2.85	4.10	2.59
prim	-27.93	4.46	10.43	1.38	-22.75	1.10	5.83	1.22	-23.35	1.29	5.00	0.50
est	-22.60	0.19	12.14	0.22	-22.05	0.02	7.43	0.38	-22.26	0.66	5.74	1.59
SOM	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
aut	-20.87	1.08	9.00	0.50	-17.09	0.76	5.75	0.48	-18.50	2.09	4.11	0.42
inv	-21.32	0.68	9.76	1.21	-19.37	1.55	5.86	1.19	-18.97	2.26	4.28	0.35
prim	-19.84	0.52	10.59	0.75	-17.93	0.66	5.27	1.80	-17.75	1.68	4.63	0.20
est	-20.01	0.45	9.39	0.95	-17.31	0.79	5.17	2.48	-17.87	1.51	5.13	0.84
Macroalghe	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
<i>Caulerpa racemosa</i>												
aut	-	-	-	-	-16.89	0.33	10.38	0.42	-	-	-	-
inv	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
prim	-	-	-	-	-16.84	0.17	9.12	0.21	-	-	-	-
est	-	-	-	-	-17.95	0.09	9.74	0.18	-	-	-	-
<i>Chaetomorpha linum</i>												
aut	-17.48	0.13	5.69	0.97	-	-	-	-	-	-	-	-
inv	-19.60	0.52	7.67	0.09	-	-	-	-	-14.10	0.51	3.22	0.31
prim	-	-	-	-	-22.74	0.30	9.71	0.10	-17.83	0.54	3.03	0.09
est	-20.55	0.53	9.00	0.09	-22.30	0.37	9.05	0.40	-	-	-	-
<i>Cladophora sp.</i>												
aut	-	-	-	-	-21.79	0.35	9.51	0.49	-	-	-	-
inv	-	-	-	-	-22.88	0.44	7.44	0.81	-	-	-	-
prim	-20.14	0.09	10.16	0.25	-	-	-	-	-	-	-	-
est	-20.54	1.80	10.05	0.24	-22.90	0.18	11.32	0.13	-10.73	0.46	1.48	0.29
Fanerogame	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
<i>Cymodocea nodosa</i>												
aut	-12.60	0.58	13.94	0.13	-10.86	0.19	10.13	0.65	-14.99	0.55	3.17	0.07
inv	-	-	-	-	-14.01	0.14	8.05	0.12	-16.62	0.33	3.43	0.16
prim	-8.20	0.43	12.29	0.27	-	-	-	-	-13.18	0.07	2.38	0.07
est	-12.31	0.09	8.15	0.03	-10.85	0.10	9.20	0.15	-10.03	0.38	4.92	0.07
<i>Halophila stipulaea</i>												
aut	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
inv	-	-	-	-	-14.44	0.32	7.37	0.38	-	-	-	-
prim	-	-	-	-	-11.07	0.26	8.59	0.13	-	-	-	-
est	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ruppia cirrhosa</i>												
aut	-	-	-	-	-13.46	0.25	8.30	0.32	-	-	-	-
inv	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
prim	-11.27	0.34	10.77	0.12	-	-	-	-	-16.39	0.31	2.52	0.65
est	-11.93	0.03	7.34	0.67	-12.91	1.01	6.90	0.39	-11.70	1.90	5.46	0.82
Epifiti	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
aut	-15.13	1.76	11.05	2.95	-13.61	0.90	7.98	0.73	-15.87	0.66	4.65	1.05
inv	-	-	-	-	-12.98	0.26	8.50	0.13	-18.03	0.33	5.10	0.16
prim	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
est	-	-	-	-	-	-	-	-	-15.46	0.15	8.01	0.26
Microfitobenthos	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
aut	-	-	-	-	-11.80	0.43	5.47	0.80	-12.77	1.78	5.13	0.23
inv	-19.44	0.39	8.89	0.38	-	-	-	-	-	-	-	-
prim	-	-	-	-	-11.78	0.15	8.59	0.26	-	-	-	-
est	-13.12	0.34	8.22	0.42	-11.65	1.27	6.70	0.77	-14.96	0.57	5.26	0.47

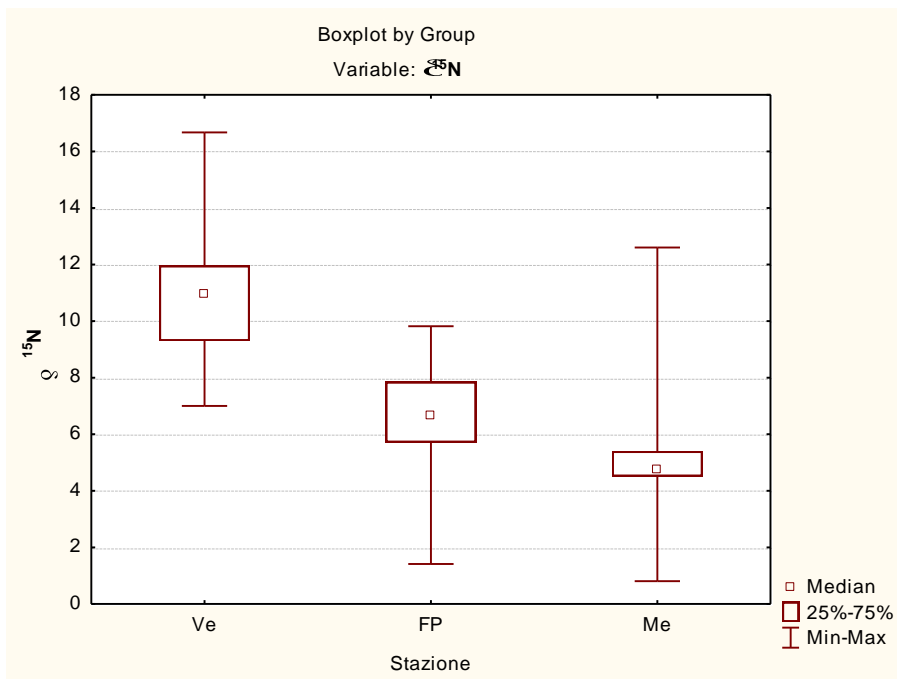


Figura 14. Box-Plot dei valori di $\delta^{15}\text{N}$ delle fonti di materia organica comuni (POM, SOM, *Chaetomorpha linum*, *Cymodocea nodosa* e microfitobentos) alle tre stazioni di campionamento: Verde (VE); Fondo Porto (FP); Mergolo (ME).

Per quanto riguarda il $\delta^{15}\text{N}$, le differenze spaziali sembrano essere strettamente connesse all'influenza dell'*input* aviario. Lo *shift* delle fonti di materia organica verso valori più arricchiti in ^{15}N nelle stazioni limitrofe alla colonia di gabbiani è consistente con l'*uptake* di azoto ornitogenico. L'arricchimento in ^{15}N in relazione all'uso di azoto ornitogenico da parte dei produttori primari può essere attribuito alla combinazione di due processi: arricchimento trofico e volatilizzazione dello ione ammonio prodotto durante la degradazione del guano escreto dagli uccelli (Mizutani e Wada, 1988; Lindeboom, 1984; Wainright *et al.*, 1998). Dopo la deposizione del guano sulla falesia o sui sedimenti circostanti, l'azoto in esso contenuto subisce, infatti, diversi processi. *In primis*, l'acido urico contenuto nel guano subisce la conversione microbica a ione ammonio (Mizutani e Wada, 1988), che, a sua volta, si allontana dal mezzo in quanto altamente volatile, innescando un processo di arricchimento in ^{15}N del restante *pool* di azoto (Kirshenbaum *et al.*, 1947), tale da giustificare i valori così elevati riscontrati in letteratura (Mizutani e Wada, 1988; Wainright *et al.*, 1998; Evenset *et al.*, 2007) e nel presente studio.

I valori di $\delta^{15}\text{N}$ più elevati riscontrati negli organismi fotosintetici del lago Verde, e la loro graduale diminuzione via via che ci si allontana dalla fonte di impatto, indicano

che l'azoto ornitogenico rappresenta una parte importante dell'azoto richiesto dai produttori primari presenti vicino la colonia di gabbiani, come già osservato da diversi altri autori (Mizutani *et al.*, 1986; Mizutani e Wada, 1988; Powell *et al.*, 1991; Polis e Hurd, 1996; Wainright *et al.*, 1998; Choy *et al.*, 2010). La POM sembra risentire notevolmente dell'*input* di guano nel lago Verde piuttosto che negli altri laghi, come emerge dallo *shift* in $\delta^{15}\text{N}$ dei valori medi (Ve: 11.7 vs. Fp: 6.87 vs. Me: 4.87 ‰). La colonna d'acqua è infatti sottoposta all'*input* di guano sia direttamente, dai gabbiani in volo, che indirettamente, considerando il *runoff* dalla falesia ad opera delle piogge e dei venti.

Per quanto riguarda la SOM, i sedimenti di aree non interessate dalla presenza di uccelli marini hanno presentato spesso valori compresi tra 0 e 7‰ (Mizutani *et al.*, 1985; Mizutani *et al.*, 1991; Anderson e Polis, 1999; Hawke *et al.*, 1999; Hawke, 2001), comparabili con i valori di SOM riscontrati a Mergolo e a Fondo Porto (Tab. 17). Valori significativamente più elevati (tra 20 e 40 ‰) sono stati invece riscontrati in aree influenzate dagli uccelli (Mizutani *et al.*, 1985; Mizutani e Wada, 1988; Mizutani *et al.*, 1991; Anderson e Polis, 1999; Stapp *et al.*, 1999). I valori riscontrati in questo studio relativamente alla SOM del lago Verde (Tab. 17), pur essendo significativamente differenti e maggiori delle altre stazioni, non raggiungono tali valori presenti in letteratura, forse in relazione alla diversa tipologia di sedimento studiato (terrestre vs. marino) e alle ridotte dimensioni della colonia di lago Verde. Anche Markwell e Daugherty (2003) hanno riscontrato valori isotopici più o meno elevati in relazione alle dimensioni delle colonie.

Per quanto riguarda il $\delta^{13}\text{C}$, anche il carbonio organico contenuto nel guano subisce dei processi degradativi, una volta depositato nel terreno (Mizutani e Wada, 1988). La CO_2 , prodotto finale della decomposizione, volatilizza ma, al contrario di quanto avviene per l'azoto, complessivamente il frazionamento isotopico del carbonio risulta essere limitato (Wada, 1984). In letteratura, pertanto, il $\delta^{13}\text{C}$ non è considerato un buon indicatore di impatto aviario negli ecosistemi terrestri (Choy *et al.*, 2010). In questo studio sembra emergere invece un'importante influenza del guano sul $\delta^{13}\text{C}$ della SOM, come si nota nel lago Verde, dove i valori medi del guano e del sedimento sono perfettamente sovrapponibili tra loro (-21.1 ± 2.6 vs. -20.5 ± 0.9 ‰). Al contrario, nei laghi Fondo Porto e Mergolo, i valori medi del guano e della SOM si allontanano tra loro (-21.1 ± 2.6 vs. -17.9 ± 1.3 e -18.0 ± 2.5 ‰ rispettivamente), suggerendo un contributo ridotto del guano ed invece, un importante contributo di POM, alghe e fanerogame,

come frequentemente avviene in aree di transizione (es. Vizzini e Mazzola, 2003; 2008; Magni *et al.*, 2008).

Tabella 18. Valori medi del $\delta^{13}\text{C}$ e del $\delta^{15}\text{N}$ (‰; \pm d.s.) dei consumatori nelle tre stazioni di campionamento durante la stagione primaverile/estiva.

INVERTEBRATI	Verde				Fondo Porto				Mergolo			
	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
Polychaeta												
Dorvilleidae	-	-	-	-	-19.78	0.33	10.10	0.24	-15.96	0.10	7.71	0.11
Lumbrineridae	-	-	-	-	-16.50	0.33	12.92	0.24	-14.50	0.26	8.82	0.15
Orbiniidae	-21.03	0.01	15.14	0.09	-15.93	0.51	12.11	0.11	-14.82	0.91	7.56	0.28
Paraonidae	-20.41	0.01	16.40	0.09	-15.90	0.33	13.28	0.24	-14.77	0.55	8.40	0.05
Syllidae	-20.47	0.01	15.88	0.09	-	-	-	-	-15.27	0.10	8.12	0.15
Gastropoda												
<i>Cerithium</i> sp.	-	-	-	-	-14.11	1.45	11.09	0.73	-14.74	0.91	7.07	0.67
<i>Haminoea hydatis</i>	-18.03	0.62	13.59	0.14	-15.86	0.70	10.22	1.37	-19.28	5.01	4.87	1.11
<i>Hydrobia ventrosa</i>	-17.43	0.65	13.40	0.36	-17.20	0.26	11.08	0.24	-16.43	0.51	6.88	0.68
<i>Nassarius reticulatus</i>	-	-	-	-	-14.48	1.63	11.38	0.52	-	-	-	-
Bivalvia												
<i>Cerastoderma glaucum</i>	-24.28	0.03	14.45	0.71	-	-	-	-	-22.53	0.43	6.55	0.47
<i>Loripes lacteus</i>	-22.40	0.79	14.09	0.22	-	-	-	-	-22.16	2.05	0.77	1.22
<i>Venerupis</i> sp.	-	-	-	-	-17.05	0.13	10.03	0.45	-	-	-	-
Amphipoda												
<i>Corophium</i> sp.	-22.75	0.93	12.70	0.52	-17.68	0.14	8.44	0.32	-18.88	0.47	6.02	0.08
Isopoda												
<i>Sphaeroma serratum</i>	-14.91	2.03	10.92	0.07	-	-	-	-	-12.03	1.06	4.97	0.85
Decapoda												
<i>Palaemon adspersus</i>	-16.96	0.41	17.12	0.26	-14.73	1.99	14.78	0.62	-16.78	0.23	13.13	1.02
Holothuroidea												
<i>Holothuria</i> sp.	-	-	-	-	-12.12	0.86	11.38	0.53	-	-	-	-
Insecta												
<i>Chironomidae</i>	-21.98	0.38	12.91	0.10	-	-	-	-	-	-	-	-
PESCI												
Anguillidae												
<i>Anguilla anguilla</i>	-	-	-	-	-17.15	0.89	11.10	2.28	-13.16	0.13	11.92	0.26
Atherinidae												
<i>Atherina boyeri</i>	-18.75	0.61	18.25	0.44	-17.83	1.45	15.86	0.97	-18.13	0.56	11.14	0.23
Poeciliidae												
<i>Gambusia holbrooki</i>	-18.95	1.01	16.74	1.07	-16.98	0.38	13.99	0.74	-19.44	1.28	10.90	0.93
Blenniidae												
<i>Salaria pavo</i>	-19.03	1.53	17.52	0.29	-15.67	0.36	15.04	0.36	-16.23	0.56	10.36	0.09
Gobiidae												
<i>Buenia affinis</i>	-	-	-	-	-14.67	0.36	13.72	0.36	-15.97	0.30	10.09	0.74
<i>Gobius niger</i>	-19.64	1.29	18.80	0.55	-14.51	0.40	13.32	0.96	-	-	-	-
Mugilidae												
<i>Chelon labrosus</i>	-	-	-	-	-14.59	0.36	12.83	0.36	-	-	-	-
<i>Liza aurata</i>	-15.57	0.28	14.09	1.17	-	-	-	-	-19.00	0.28	9.94	0.16
<i>Mugil cephalus</i>	-	-	-	-	-14.96	0.36	16.48	0.36	-	-	-	-
Syngnathidae												
<i>Syngnathus abaster</i>	-	-	-	-	-14.91	0.25	13.47	0.32	-15.32	0.63	9.52	0.24

Studi effettuati con l'ausilio degli isotopi stabili hanno dimostrato che l'azoto ornitogenico, non solo entra nelle reti trofiche insulari terrestri attraverso i produttori primari, ma che anche si muove fino ai livelli trofici superiori attraverso una serie sequenziale di passaggi (Stapp *et al.*, 1999; Markwell e Daugherty, 2002; Stapp e Polis, 2003; Barrett *et al.*, 2005). I risultati di questo studio confermano tale andamento, dimostrando una risposta ecosistemica simile tra reti trofiche terrestri e marine. I dati isotopici relativi ai consumatori, invertebrati e pesci, nelle tre stazioni e nelle quattro stagioni di campionamento sono presentati in dettaglio nella tabella 18. L'analisi della varianza ANOVA ad una via effettuata sui valori di $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ di invertebrati (l'Anfipode, *Corophium* sp., i Gasteropodi *Haminoea hydatis* e *Hydrobia ventrosa*, il Decapode *Palaemon adspersus*, i policheti Orbiniidae e Paraonidae) e pesci (*Atherina boyeri*, *Buenia affinis*, *Gambusia holbrooki*, *Salaria pavo*) comuni a tutte e tre le stazioni, ha confermato le differenze riscontrate nei produttori primari ($\delta^{13}\text{C}$ invertebrati: $df= 2$, $MS= 45.58$, $F= 9.58$, $p < 0.001$; $\delta^{13}\text{C}$ pesci: $df= 2$, $MS= 33.09$, $F= 18.59$, $p < 0.001$; $\delta^{15}\text{N}$ invertebrati: $df= 2$, $MS= 170.16$, $F= 27.55$, $p < 0.001$; $\delta^{15}\text{N}$ pesci: $df= 2$, $MS= 213.26$, $F= 98.97$, $p < 0.001$). Anche il test a posteriori SNK ha confermato l'andamento osservato per le fonti di materia organica ovvero $VE < FP = ME$ per il $\delta^{13}\text{C}$ e $ME < FP < VE$ per il $\delta^{15}\text{N}$ di entrambi i gruppi analizzati, a conferma dell'effetto del carbonio e dell'azoto ornitogenico che si ripercuote dai produttori ai consumatori primari e secondari del lago Verde.

Al fine di valutare se l'impatto dell'*input* aviario si ripercuote anche sulla struttura delle reti trofiche dei singoli bacini, è stata scelta la stagione primavera/estate, in base alle maggiori abbondanze di organismi riscontrate ed al maggiore input di guano presente. Le figure 15, 16 e 17 mettono quindi in relazione tra loro i valori isotopici ($\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$) delle fonti di materia organica e dei consumatori della stagione primaverile nelle tre le stazioni di campionamento. Le fonti di materia organica sono risultate abbastanza distinte tra loro in tutte e tre le stazioni: i valori più impoveriti in ^{13}C sono ascrivibili complessivamente alla POM, seguita dalle macroalghe e dalle fanerogame. La SOM ha mostrato una notevole variabilità spaziale tra le stazioni, in relazione ad un differente ruolo dei produttori primari e degli *input* alloctoni nel contribuire al comparto sedimentario. Questo risultato è consistente con la comune osservazione che la SOM degli ambienti lagunari ed estuarini consiste generalmente in un *mix* di diverse fonti di materia organica (Nichols e Allen, 1981, Deegan e Garritt, 1997).

Considerando il ridotto arricchimento in ^{13}C (0-1‰) ed il maggiore arricchimento in ^{15}N (3-4‰) che avviene tra il consumatore e la sua dieta (Vanderklift e Ponsard, 2003; McCutchan *et al.*, 2003), i valori isotopici del $\delta^{13}\text{C}$ e del $\delta^{15}\text{N}$ suggeriscono che le fonti di materia organica giocano un ruolo differente nei laghetti costieri dell'area di Marinello.

Nel Lago Verde (Fig. 15) la POM sembra contribuire in maniera importante alla dieta dei Bivalvi filtratori/sospensivori (*C. glaucum* e *L. lacteus*), mentre sembra contribuire, congiuntamente alla SOM, le macroalghe ed il microfitorbentos anche alla dieta dei sospensivori/depositivori (larve di Chironomidi, Policheti Orbinidi e l'Anfipode *Corophium* sp.). Un *pathway* ben distinto dal precedente sembra essere quello dei brucatori/detritivori (Gasteropodi *H. ventrosa* e *H. hydatis*, Isopode *S. serratum*, Mugilide *Liza aurata*) per i quali SOM, macroalghe e fanerogame sembrano essere le fonti di materia organica predominanti. Tra i consumatori secondari possiamo identificare i Policheti (Sillidi e Paraonidi) ed il Decapode *P. adspersus* che sono infatti carnivori/onnivori con un'importanza notevole di invertebrati nella dieta (Fauchald e Jumars, 1979; Berglund, 1980). Dai valori isotopici del carbonio si può ipotizzare che i Policheti (-20.6 ± 0.3 ‰) siano dipendenti sia dal *pathway* fitoplanctonico che da quello fitobentonico, mentre il Decapode *P. adspersus* (-19.5 ± 0.4 ‰) esclusivamente dal secondo. Infine, i pesci che si trovano in cima alla rete trofica del lago Verde (*Gambusia holbrooki*, *Salaria pavo*, *Atherina boyeri*, *Gobius niger*) hanno presentato un range piuttosto ridotto di $\delta^{13}\text{C}$ (-19.1 ± 0.4 ‰); tale valore medio suggerisce comunque un contributo alla dieta da parte degli invertebrati che dipendono sia dal *pathway* fitoplanctonico che da quello fitobentonico, d'altronde in letteratura *G. holbrooki*, *S. Pavo*, *A. boyeri* e *G. niger* sono considerati prevalentemente predatori di invertebrati bentonici e/o planctonici (Vizzini *et al.*, 2002; Blanco *et al.*, 2004; Carlier *et al.*, 2009). I valori particolarmente elevati di $\delta^{15}\text{N}$ di *G. niger* potrebbero essere anche dovuti all'ingestione di materiale in decomposizione con l'associata comunità microbica, come manifestato in altre lagune mediterranee (Vizzini *et al.*, 2002).

A ciascun componente di una rete trofica può essere attribuito il relativo livello trofico sulla base del $\delta^{15}\text{N}$, usando il modello proposto da Post (2002) che richiede una certa omogeneità nei valori di $\delta^{15}\text{N}$ dei consumatori primari. Questa assunzione non è strettamente rispettata nelle reti trofiche delle tre stazioni analizzate riflette l'eterogeneità dei valori dei produttori primari stessi e, come osservato anche da Riera *et al.* (2009), non è consistente con l'identificazione di un'unica scala di valori all'interno di ogni livello trofico. Tale situazione certamente complica l'identificazione di livelli trofici ben definiti e

distinti l'un l'altro, ma è in accordo con le diverse abitudini trofiche e con un certo livello di plasticità trofica dei consumatori marini (es. Vizzini e Mazzola, 2002; Ruehl e De Witt, 2005; Riera, 2010). Considerata pertanto la generalizzata variabilità in $\delta^{15}\text{N}$ riscontrata tra le fonti ed i consumatori di tutte e tre le stazioni (figg. 15, 16 e 17), possono essere identificate delle gerarchie trofiche che vedono fonti e consumatori di materia organica distribuirsi lungo una scala di $\delta^{15}\text{N}$ crescente.

Osservando la rete trofica del lago Verde nel suo complesso (Fig. 15), una gerarchia trofica che vede alla base le fonti di materia organica ($\delta^{15}\text{N}$ range: 8.9-12.3 ‰), può essere pertanto identificata. A seguire si possono distinguere i consumatori primari, filtratori, sospensivori, *grazer* e detritivori ($\delta^{15}\text{N}$ range: 10.9-15.1 ‰) seguiti dai consumatori secondari nel loro complesso, essenzialmente predatori carnivori, nella parte apicale della rete trofica ($\delta^{15}\text{N}$ range: 15.9-18.8 ‰).

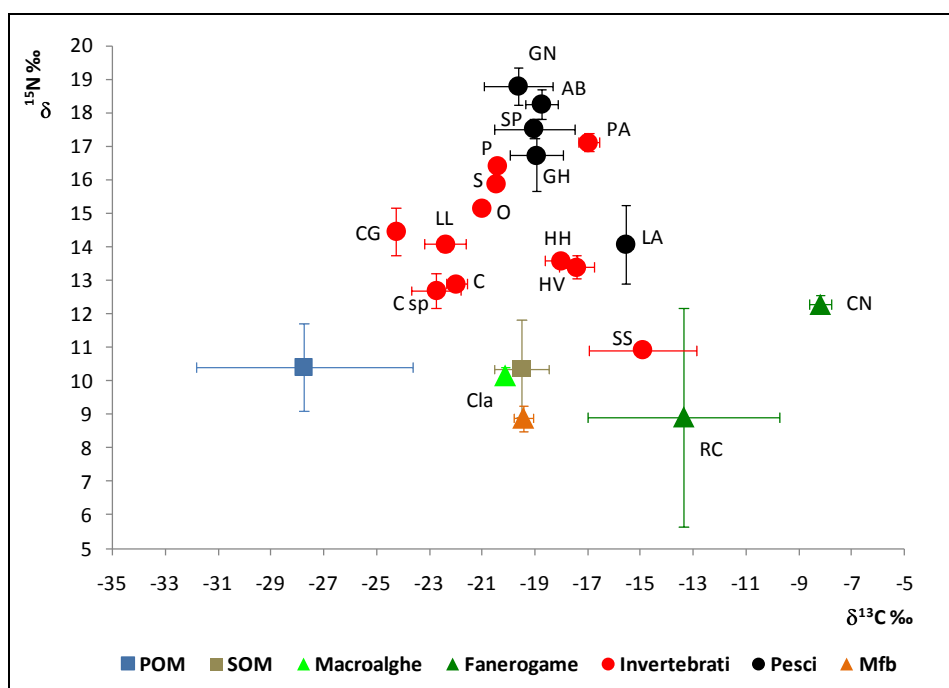


Figura 15. $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) delle principali fonti di materia organica, invertebrati e pesci campionati in primavera nel lago Verde. SOM= Materia Organica Sedimentaria; POM= Materia Organica Particellata; mfb= microfitobentos; Macroalghe: Cla= *Cladophora* sp.; Fanerogame: CN= *Cymodocea nodosa*, RC= *Ruppia cirrhosa*; Invertebrati: CG= *Cerastoderma glaucum*; C= Chironomidae (larve); C sp= *Corophium* sp., HH= *Haminoea hydatis*, HV= *Hydrobia ventrosa*, LL= *Loripes lacteus*, O= Orbiniidae, PA= *Palaemon adspersus*, P= Paraonidae, SS= *Sphaeroma serratum*, S= Syllidae; Pesci: AB= *Atherina boyeri*, GH= *Gambusia holbrooki*, GN= *Gobius niger*, LA= *Liza aurata*, SP: *Salaria pavo*.

Nel lago Fondo Porto (Fig. 16), la struttura trofica ha presentato complessivamente delle differenze da quanto precedentemente osservato, in quanto il *range* di $\delta^{13}\text{C}$ nel quale si collocano i produttori primari è più ristretto (-22.7 -11.1 ‰) rispetto a quello del lago Verde (-27.8 -8.2 ‰) in relazione molto probabilmente alla minore influenza esercitata dall'*input* aviario in questa stazione. Tale condizione si riflette conseguentemente nel *range* dei consumatori che si restringe ulteriormente, sia rispetto ai produttori primari che al range dei consumatori del lago Verde (Fondo Porto: -19.8 - 12.1 ‰ vs. Verde: -24.3 -14.9 ‰). Alla luce della minore presenza di guano nella stazione considerata, tale fenomeno sembra ascrivibile al fatto che i consumatori sembrano dipendere, direttamente o indirettamente, da un unico *pathway* della materia organica, quello fitobentonico che si origina dalla SOM, le macroalghe e le fanerogame. All'interno di questo limitato intervallo di valori, i consumatori presentano inoltre ampie deviazioni standard ad indicare una tendenza generalista nelle abitudini trofiche.

Nel lago Fondo Porto, la POM non sembra essere utilizzata in maniera importante da nessun consumatore; la firma isotopica della POM sembra corrispondere al fitoplancton di origine marina (Mazzola *et al.*, 2001) e la netta separazione isotopica dal comparto sedimentario e fitobentonico sembra confermare tale origine, dando scarse indicazioni di possibili fenomeni di rimescolamento e di accoppiamento bentopelagico, normalmente considerati ricorrenti in ambienti lagunari (Zaldivar *et al.*, 2008).

Per quanto riguarda la gerarchia trofica nel lago Fondo Porto, anche in questo caso possono essere identificate, alla base della rete trofica, le fonti di materia organica (POM, SOM, macroalghe, fanerogame e microfitobenthos) ($\delta^{15}\text{N}$ range: 6.7 - 9.7 ‰). A seguire, i consumatori hanno presentato un certo grado di sovrapposizione dei valori di $\delta^{15}\text{N}$ pertanto possono essere distinti i consumatori primari, sospensivori, detritivori e depositivori ($\delta^{15}\text{N}$ range: 8.4 - 12.1 ‰) e, anche in questo caso, i predatori carnivori ovvero pesci, Policheti ed il Decapode *P. adspersus* all'apice della rete trofica ($\delta^{15}\text{N}$ range: 12.8 - 16.5 ‰).

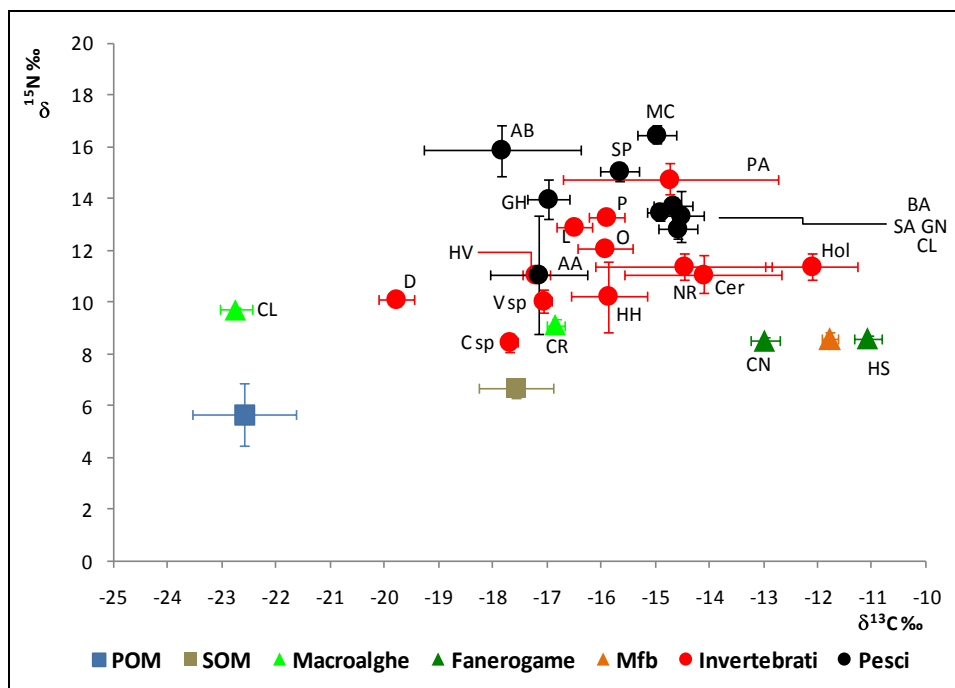


Figura 16. $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) delle principali fonti di materia organica, invertebrati e pesci campionati in primavera nel lago Fondo Porto. Il significato degli acronimi è presentato in Fig. 15 eccetto per: Macroalghe: CL= *Chaetomorpha linum*, CR= *Caulerpa racemosa*; Fanerogame: HS= *Halophilla stipulacea*; Invertebrati: Cer= *Cerithium* sp., D= Dorvilleidae, Hol= *Holothuria* sp., L: Lumbrineridae, NR= *Nassarius reticulatus*, V sp= *Venerupis* sp.; Pesci: AA= *Anguilla anguilla*, BA= *Buenia affinis*, CL= *Chelon labrosus*, MC= *Mugil cephalus*, SA= *Syngnathus abaster*.

Infine, la struttura trofica del lago Mergolo (Fig. 17) ha presentato delle affinità con quella del lago Verde. Nonostante il ristretto range di $\delta^{13}\text{C}$ in cui ricadono le fonti di materia organica (-23.4 -13.2 ‰), si possono distinguere due percorsi distinti della materia organica all'interno del range dei consumatori (-22.5 -12.0 ‰). Un pathway trofico fitoplanctonico, che si origina dalla POM, sembra interessare direttamente il bivalve filtratore *C. glaucum* ed indirettamente alcuni pesci (*L. aurata*, *G. holbrooki* e *A. boyeri*). Il pathway trofico fitobentonico, che invece si origina dalla SOM, macroalghe e fanerogame, sembra interessare direttamente la maggior parte degli invertebrati campionati in questo lago, sospensivori, detrittivori, depositivori ed indirettamente i policheti carnivori ed i restanti pesci (*Syngnathus abaster*, *Anguilla anguilla*, *Buenia affinis* e *Salaria pavo*). Anche in questo lago, sulla base del $\delta^{15}\text{N}$, si possono distinguere, alla base della rete trofica, le fonti di materia organica che spaziano tra 2.4 e 5.0 ‰, i consumatori primari filtratori, sospensivori, detrittivori, depositivori ($\delta^{15}\text{N}$ range: 4.9 – 7.6 ‰)

ed infine all'apice della rete trofica si posizionano i pesci ed il decapode *P. adspersus* ($\delta^{15}\text{N}$ range: 7.7 – 13.1 ‰).

I valori particolarmente elevati di *P. adspersus* nel lago Mergolo, e la relativa discrepanza che emerge al confronto con la sua posizione trofica negli altri laghi studiati potrebbe essere riconducibile ad una strategia trofica onnivora/scavenger (Connoly *et al.*, 2005) che implica pertanto un'elevata plasticità in relazione alle risorse locali.

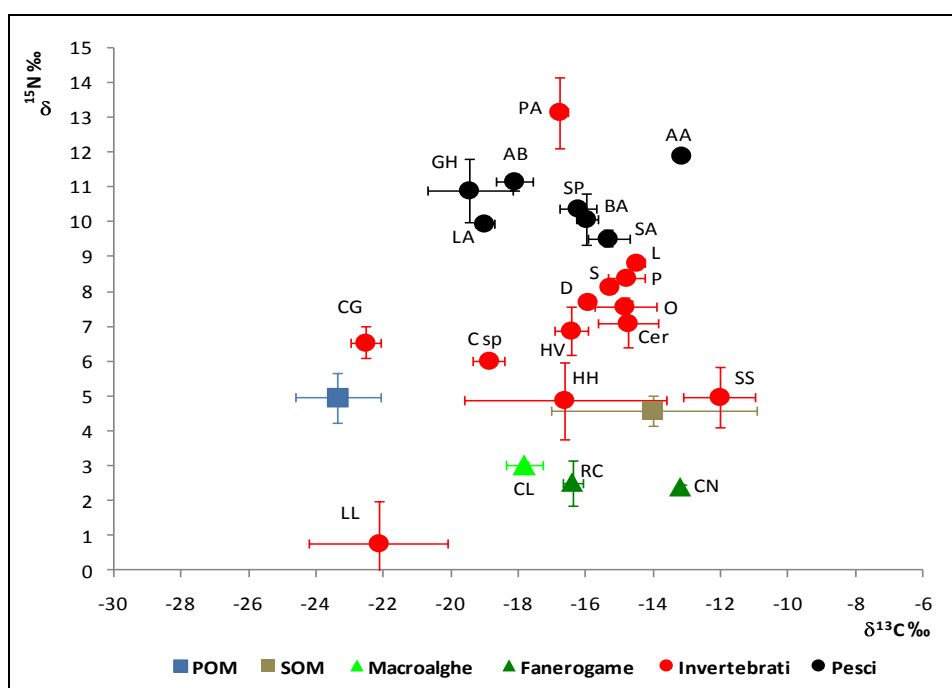


Figura 17. $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) delle principali fonti di materia organica, invertebrati e pesci campionati in primavera nel lago Mergolo. Il significato degli acronimi è presentato in Fig. 15 eccetto per: Macroalghe: CL= *Chaetomorpha linum*; Invertebrati: Cer= *Cerithium sp*, D= Dorvilleidae, L: Lumbrineridae; Pesci: AA= *Anguilla anguilla*, BA= *Buenia affinis*, SA= *Syngnathus abaster*.

Un altro caso particolare sembra essere quello di *L. lacteus*, bivalve comune sia nel lago Mergolo che nel lago Verde. In entrambi i bacini, *L. lacteus* presenta valori molto bassi di $\delta^{13}\text{C}$, che sembrano essere dovuti all'uso di carbonio di origine chemoautotrofa generato dalla presenza di batteri solforiduttori endosimbionti (Carlier *et al.*, 2007). Invece, i valori alquanto impoveriti in ^{15}N nel lago Mergolo, potrebbero essere riconducibili all'utilizzo, come fonte di azoto, di microorganismi associati al detrito, inclusa la componente azotofissatrice rappresentata dai cianobatteri. Tali organismi,

infatti, presentano un valore di $\delta^{15}\text{N}$ prossimo a quello della fonte azotata che utilizzano (N^2 atmosferico con $\delta^{15}\text{N} = 0\text{‰}$, Goericke *et al.*, 1994), in quanto il frazionamento isotopico associato al processo di fissazione dell'azoto è molto limitato. Al contrario, nel lago Verde, *L. lacteus* sembra comportarsi essenzialmente da filtratore sfruttando in maniera importante la POM. Anche altri invertebrati ed i pesci del lago Verde sono risultati maggiormente legati al percorso della POM, mentre negli altri laghi sono sembrati dipendere maggiormente dal *pathway* del detrito.

Confrontando le strategie trofiche dei consumatori delle tre stazioni dell'area di Marinello, si può evidenziare come alcuni organismi mettano in atto differenti strategie in relazione alle caratteristiche dell'ambiente in cui vivono. L'arricchimento da nutrienti ha un profondo impatto sulla produttività degli ecosistemi costieri, la composizione in specie e la biomassa dei produttori primari (es. Fourqurean *et al.*, 1995; Lee e Dunton, 2000). Esperimenti *in situ* o in mesocosmi sperimentali hanno anche documentato una risposta nelle reti trofiche ad es. modifiche nella dieta dei consumatori (Tewfik *et al.* 2005) e nell'intera struttura trofica (Tewfik *et al.* 2007). Anche in tali condizioni sperimentali, il *pattern* generale identificato è stato consistente con un'erosione del *pathway* bentonico (Vadeboncoeur *et al.*, 2003) ed una maggiore influenza della componente fitoplanctonica nella dieta dei consumatori primari, brucatori, sospensivori e depositivori (Tewfik *et al.*, 2005).

Complessivamente la POM presente nella colonna d'acqua risulta essere quindi una risorsa trofica di grande importanza nel lago Verde. Considerato l'*input* di guano cui il lago Verde è sottoposto e di conseguenza le caratteristiche trofiche della colonna d'acqua (cfr. par. 4.1.1.2), il *pattern* di $\delta^{13}\text{C}$ osservato nei consumatori del lago Verde può essere spiegato in relazione all'elevata produttività della colonna d'acqua stessa (Tab. 5). Negli altri laghi studiati, e specialmente nel lago Fondo Porto, risulta, al contrario, di fondamentale l'importanza il contributo delle macrofite nel supportare le reti trofiche locali. Tale profonda discrepanza può essere influenzata anche dalla diversa struttura geomorfologica del lago Fondo Porto, dalla sua maggiore influenza marina, dalla bassa profondità e dalla maggiore omogeneità dei fondali che fa sì che non esista una zona afotica e che pertanto le macrofite siano ampiamente diffuse in tutto il lago. Negli ambienti lagunari, la rilevanza delle macroalghe e delle fanerogame nel supportare le reti trofiche locali è ampiamente documentata (es Persic *et al.*, 2004; Vizzini e Mazzola, 2008; Vizzini, 2009). Se però le macroalghe costituiscono una potenziale fonte diretta per i consumatori, grazie al loro elevato valore nutrizionale ed al

basso contenuto in cellulosa (Vizzini e Mazzola, 2008), il consumo diretto delle fanerogame, al contrario, è generalmente molto limitato, dovuto alla presenza di materia organica altamente refrattaria, e pertanto un'elevata porzione di fanerogame è incanalata nelle reti trofiche attraverso la via del detrito (Mazzella *et al.*, 1992; Vizzini, 2009) che risulta essere più edibile delle fanerogame stesse da cui si origina.

4.1.3 Contaminazione da metalli in tracce e fenomeni di bioaccumulo in un'area di transizione interessata da *input* alloctoni di origine aviaria

La concentrazione dei principali metalli in traccia (Cadmio Cd, Piombo Pb, Mercurio Hg e Arsenico As) sono state determinate nel sedimento, nei produttori primari e nei consumatori primari e secondari dei laghetti di Marinello, al fine di valutare l'effetto del guano sui livelli di contaminazione dei laghetti stessi e sul trasferimento dei metalli nelle reti trofiche.

Al tal fine, è stato valutato innanzitutto l'apporto degli elementi in traccia di origine "biologica", ovvero quello dovuto alla presenza di colonie di gabbiani (*Larus cachinnans*) nei pressi del lago Verde. Gli uccelli marini sono considerati, infatti, utili bioindicatori di inquinamento (Walsh, 1990; Furness e Camphuysen, 1997) in quanto sono esposti ad un ampio *range* di sostanze chimiche ed occupano alti livelli trofici rendendoli così suscettibili al bioaccumulo da inquinanti (Burger e Gochfeld, 2002; Perez-Lopez *et al.*, 2006). Inoltre, il guano degli uccelli marini è stato riconosciuto come un'importante fonte di metalli in tracce nelle aree paludose polari e nei suoli di aree caratterizzate da elevate densità di gabbiani (Otero Pérez, 1998; Sun e Xie, 2001; Blais *et al.*, 2005; Liu *et al.*, 2006), sebbene il ruolo degli uccelli nei movimenti dei metalli in tracce tra ecosistemi adiacenti sia poco studiato e pertanto poco chiaro (Liu *et al.*, 2006).

Al fine di valutare l'ipotesi di una potenziale influenza proveniente dai sedimenti dell'area marino-costiera adiacente, sono state misurate le concentrazioni dei metalli in traccia anche nel sedimento superficiale di tale area. D'altronde i sedimenti sono il comparto che principalmente svolge il ruolo di accumulo di metalli in tracce introdotti nelle acque superficiali sia da fonti naturali che antropogeniche (es. Pempkowiase *et al.*, 1999; Du Laing *et al.*, 2009), agendo così da "memoria storica ambientale" (Burton e Scott, 1992).

La tabella 19 indica le concentrazioni dei metalli in tracce (Cd, Pb, Hg e As) nel guano dei gabbiani nidificanti nella falesia cui il lago Verde è ridossato (Fig. 19a) e nei sedimenti dell'area marino-costiera antistante ai laghetti stessi (Fig. 19b). Complessivamente il guano ha presentato concentrazioni di metalli in tracce piuttosto variabili stagionalmente, con una tendenza ad aumentare durante le stagioni autunnale e primaverile, probabilmente in relazione a variazioni della dieta legate al ciclo riproduttivo. Le concentrazioni di Cd nel guano (0.01-0.64 mg/kg) sono risultate decisamente inferiori rispetto a quanto riportato da Otero-Pérez (1998) relativamente al guano dei gabbiani delle coste spagnole (2.1-7.7 mg/kg). Per quanto riguarda Pb e Hg, invece, i dati sono comparabili con i risultati di Liu *et al.* (2006) relativamente a *Sula sula*, uccello marino delle isole del sud della Cina. Il guano degli uccelli marini contiene metalli in tracce che derivano dalla dieta e che si accumulano in diversi organi del corpo per poi venire escreti attraverso diverse vie fisiologiche (Rainbow, 1990). Le concentrazioni dei metalli in tracce nel guano riflettono quelle delle prede consumate (Norheim, 1967) e pertanto variazioni della dieta e/o della concentrazione dei metalli in tracce nelle prede consumate, possono spiegare le differenze trovate tra gabbiani provenienti da aree diverse.

Le concentrazioni di metalli in tracce nel comparto sedimentario costiero (Tab. 19b) hanno presentato variazioni spaziali più evidenti di quelle temporali, con una tendenza ad aumentare dalla stazione a monte (PRE) verso i laghetti (OUT), per poi diminuire parzialmente nella stazione a valle dei laghetti (POST). Concentrazioni particolarmente elevate sono state riscontrate nel sito 1 della stazione OUT, sito ubicato esattamente in corrispondenza del lago Verde. Tale risultato fa ipotizzare una possibile influenza del lago Verde sui sedimenti costieri, piuttosto che il contrario. L'andamento complessivo riscontrato fa, pertanto, escludere l'ipotesi per cui i sedimenti costieri possano influenzare quelli dei laghetti relativamente ai metalli in tracce, per confermare quella secondo cui sia il guano a rappresentare l'*input* alloctono di metalli in tracce più importante nell'area dei laghetti di Marinello.

Tabella 19. Concentrazione dei principali metalli in tracce (mg/kg p.s. \pm d.s.) a) nel guano e b) nei sedimenti dei sei siti e delle quattro stagioni di campionamento dell'area marino-costiera antistante ai laghetti di Marinello.

a) GUANO			Cd		Pb		Hg		As	
STAZIONE	STAGIONE	SITO	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.
VE	aut	-	0.15	0.01	7.24	0.28	1.02	0.10	19.07	0.04
	inv	-	0.12	0.01	1.20	0.14	0.83	0.00	5.06	0.07
	prim	-	0.62	0.01	5.81	0.38	0.92	0.15	7.59	0.46
	est	-	0.20	0.04	3.80	0.23	0.81	0.05	10.50	3.19
	TOT		0.26	0.29	4.75	2.84	0.93	0.15	10.57	6.69

b) SEDIMENTO MARE										
STAZIONE	STAGIONE	SITO	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.
PRE	aut/inv	1	0.09	0.01	7.35	0.06	0.04	0.00	8.11	0.17
		2	0.10	0.01	8.27	0.27	0.01	0.00	5.93	1.05
	prim/est	1	0.12	0.00	7.55	0.11	0.00	0.00	7.61	0.14
		2	0.11	0.01	8.89	0.25	0.02	0.00	10.43	0.58
OUT	aut/inv	1	0.10	0.02	20.43	1.13	0.11	0.01	12.34	0.42
		2	0.15	0.01	9.34	0.97	0.05	0.01	8.34	0.06
	prim/est	1	0.16	0.01	10.38	0.62	0.15	0.01	15.19	1.80
		2	0.15	0.01	8.95	0.69	0.05	0.00	8.33	0.53
POST	aut/inv	1	0.14	0.02	9.97	0.91	0.00	0.00	8.56	0.57
		2	0.15	0.01	7.47	0.23	0.02	0.00	10.43	0.04
	prim/est	1	0.17	0.02	11.91	0.85	0.03	0.01	13.46	0.58
		2	0.14	0.01	9.17	0.17	0.01	0.00	10.26	0.61
TOT		0.13	0.03	9.97	3.55	0.04	0.05	9.92	2.67	

In tabella 20 sono indicate le concentrazioni dei metalli in tracce (Cd, Pb, Hg e As) nei sedimenti dei sei siti dell'area dei laghetti di Marinello nelle quattro stagioni di campionamento. Si nota complessivamente una tendenza all'accumulo nei siti centrali a ridotto idrodinamismo, che presentano, infatti, le concentrazioni più alte in tutte e tre le stazioni, ed una generale tendenza all'aumento nelle stagioni primaverile/estiva piuttosto che in quelle autunnale/invernale. Il lago Verde ha presentato complessivamente concentrazioni più elevate rispetto agli altri due laghi come già osservato da Ruta *et al.* (2009). Ciò conferma l'ipotesi di individuare nel guano dei gabbiani un importante *input* di metalli in tracce. Nonostante le elevate concentrazioni riscontrate nel guano (Tab.19a), l'analisi della varianza ANOVA ad una via, relativamente ai singoli metalli in tracce, non ha presentato differenze significative tra le stazioni per quanto riguarda l'Hg (MS= 0.002, F= 1.32, $p > 0.05$). Cd ed As sono risultati, invece, significativamente differenti tra le stazioni (Cd: MS= 0.08, F= 210.1, $p < 0.001$; As: MS= 263.2, F= 10.2, $p < 0.001$) ed il test a posteriori SNK ha indicato il seguente andamento: Me < Fp = Ve ad indicare un'importante influenza dell'*input* aviario anche nella stazione adiacente al

lago Verde. Infine, Pb è risultato significativamente differente tra tutte le stazioni ($MS=916.5$, $F=28.8$, $p<0.001$) con il seguente andamento: $Me < Fp < Ve$.

Tabella 20. Concentrazione dei principali metalli in tracce (mg/kg p.s. \pm d.s.) nei sedimenti dell'area dei laghetti di Marinello.

STAZIONE	SITO	STAGIONE	Cd		Pb		Hg		As	
			MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.
VERDE	BORDO	aut	0.16	0.01	8.35	0.16	0.06	0.01	4.60	0.12
		inv	0.17	0.02	8.54	0.72	0.05	0.01	4.69	0.26
		prim	0.17	0.01	9.66	1.19	0.05	0.01	18.08	0.72
		est	0.19	0.00	9.61	0.52	0.04	0.01	11.88	2.89
	CENTRO	aut	0.14	0.00	18.85	2.66	0.10	0.04	9.43	0.91
		inv	0.15	0.01	25.44	1.28	0.12	0.01	11.66	0.73
		prim	0.16	0.01	23.15	1.10	0.11	0.02	25.57	0.41
		est	0.18	0.01	31.35	0.49	0.18	0.04	20.50	3.33
FONDO PORTO	BORDO	aut	0.17	0.01	9.46	0.29	0.11	0.01	7.02	0.93
		inv	0.15	0.02	6.68	0.10	0.07	0.01	5.47	0.70
		prim	0.15	0.01	9.93	0.64	0.10	0.00	9.95	1.60
		est	0.17	0.01	16.10	1.19	0.15	0.01	17.45	1.98
	CENTRO	aut	0.19	0.00	14.06	1.72	0.09	0.01	10.89	0.38
		inv	0.18	0.00	9.53	0.31	0.08	0.01	12.40	0.15
		prim	0.18	0.00	9.34	0.42	0.11	0.00	15.33	0.80
		est	0.18	0.01	11.16	0.31	0.13	0.03	9.16	4.88
MERGOLO	BORDO	aut	0.04	0.00	1.23	0.23	0.13	0.02	5.65	0.18
		inv	0.05	0.01	1.52	0.16	0.09	0.01	3.15	0.14
		prim	0.06	0.00	1.95	0.10	0.12	0.00	5.18	0.40
		est	0.01	0.01	2.15	0.36	0.14	0.04	4.04	0.36
	CENTRO	aut	0.08	0.01	4.19	0.09	0.09	0.01	7.42	0.48
		inv	0.05	0.00	4.75	0.33	0.09	0.02	7.48	0.01
		prim	0.09	0.00	4.59	0.12	0.15	0.00	11.01	0.66
		est	0.04	0.01	3.94	0.23	0.10	0.02	6.18	1.11

Confrontando i dati ottenuti per i quattro metalli indagati nei sedimenti, con i limiti imposti dalle leggi italiane concernenti la fissazione di standard di qualità nell'ambiente acquatico per le sostanze pericolose (G.U.R.I., D.M. 367/03, 2004), concentrazioni oltre i limiti consentiti sono state riscontrate solo per il Pb e l'As. L'As è risultato più elevato rispetto ai limiti di legge (12 mg/kg p.s.) in entrambi i siti di Verde e di Fondo Porto, invece il Pb ha presentato concentrazioni più elevate del limite consentito dalla legge (30 mg/kg p.s.) solo nel sito CENTRO del lago Verde. Tali limiti sono stati superati per entrambi i metalli, nelle stagioni più calde, primavera ed estate, probabilmente per un'azione congiunta di diversi fattori. Innanzitutto, in primavera si è assistito ad una maggiore

produzione di guano da parte dei gabbiani e di conseguenza ad un maggiore rilascio nell'ambiente (pers. obs.). Inoltre, temperature e pH elevati sono tra i principali fattori che favoriscono la diminuzione della solubilità degli elementi in traccia in seguito alla loro precipitazione come idrossidi, carbonati e fosfati ed all'aumento della stabilità dei complessi formati con la sostanza organica (Kabata-Pendias, 2001).

L'analisi permutazionale della varianza PERMANOVA effettuata sulle concentrazioni di metalli in tracce nei sedimenti dell'area dei laghetti di Marinello, considerando fissi e ortogonali i fattori stagione, stazione e sito, ha messo in evidenza differenze altamente significative per tutti i fattori singolarmente e per tutte le interazioni possibili (Tab. 21). Andando ad osservare le analisi delle interazioni con un maggiore dettaglio, dal test a coppie relativo all'interazione stazione x sito, per coppie di livelli del fattore stazione, emerge che non vi sono differenze significative tra i siti BORDO delle stazioni Verde e Fondo Porto ($t= 1.63$; $p > 0.05$). Questo risultato potrebbe essere imputabile alla vicinanza dei due laghi che rende facilmente accessibile le rive di Fondo Porto ai gabbiani che vivono nella falesia a ridosso del lago Verde, rendendole soggette anch'esse all'impatto aviario. Inoltre, la complessiva omogeneità spaziale caratteristica di Fondo Porto, già ampiamente discussa, interessa anche le concentrazioni dei metalli in tracce, come è emerso dal test a coppie relativo all'interazione stazione x sito, per coppie di livelli del fattore sito all'interno della stazione Fondo Porto ($t= 2.01$, $p > 0.05$).

Tabella 21. Risultati della PERMANOVA effettuata sulle concentrazioni dei metalli in tracce nei sedimenti dell'area dei laghetti di Marinello trasformati in forma logaritmica, $\log(x+1)$ considerando i tre fattori stagione (stag), stazione (staz) e sito (sito) fissi e ortogonali. ***= $p < 0.001$.

Sorgente di variazione	df	MS	P(perm)
stag	3	1.0122	***
staz	2	11.635	***
sito	1	6.5299	***
stagxstaz	6	0.36876	***
stagxsito	3	0.36784	***
stazxsito	2	1.0104	***
stagxstazxsito	6	0.21538	***
Residui	30	3.41E-02	

L'ordinamento delle componenti principali, PCO (Fig. 18) spiega complessivamente il 99.7% della varianza associata al set di dati (primo asse: 89%, secondo asse: 10.7%). Il primo asse separa nettamente i campioni sulla base dei fattori

stazione e sito ad indicare una maggiore importanza della variazione spaziale nelle concentrazioni dei metalli in tracce dei sedimenti del sistema dei laghetti di Marinello, piuttosto che di quella stagionale. Il sito CENTRO del lago Verde è risultato il più contaminato in As, Pb e Cd, come indicato dalla direzione dei vettori. Il lago Fondo Porto ed il sito BORDO del lago Verde hanno presentato un livello di contaminazione complessivamente inferiore, trovandosi nella parte più centrale del grafico. Infine il lago Mergolo, posizionato nella parte sinistra del grafico, è risultato il meno contaminato, pur mantenendo una certa variabilità interna tra i siti.

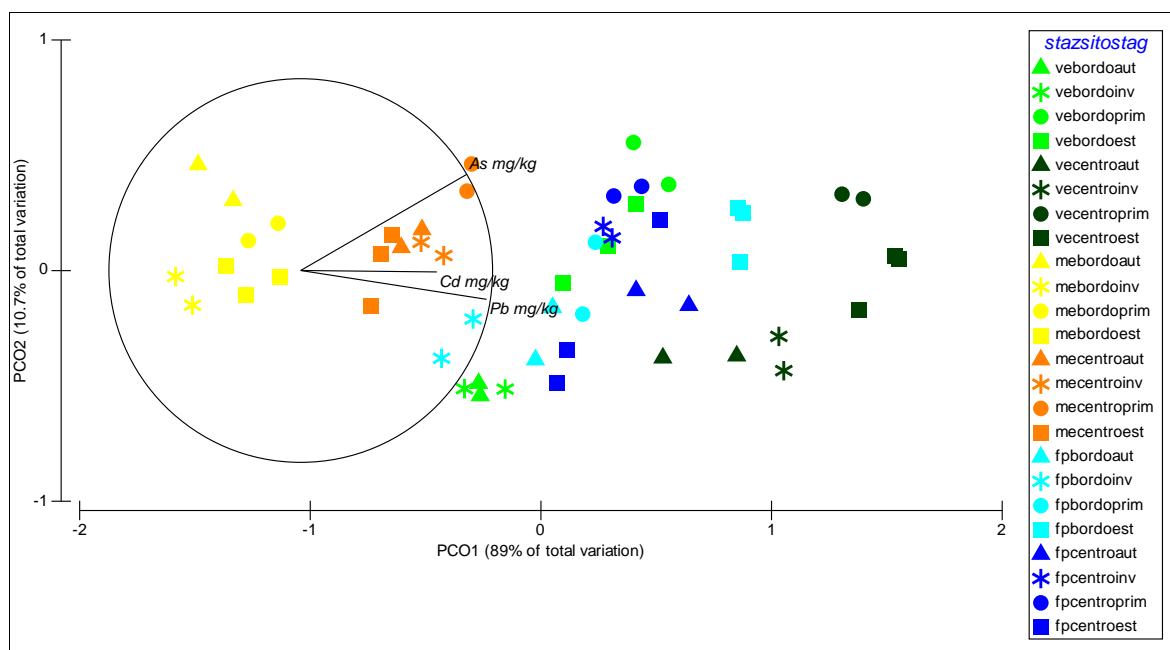


Figura 18. PCO effettuata sulle concentrazioni dei metalli in tracce nei sedimenti dell'area dei laghetti di Marinello: Verde (VE); Fondo Porto (FP); Mergolo (ME). I vettori relativi ai metalli in tracce sono sovrapposti al grafico sulla base della correlazione di Spearman > 0.5.

Se la stima dei metalli in tracce nei sedimenti fornisce un'indicazione utile sul livello di contaminazione ambientale da metalli, al contempo non dà indicazioni sugli effetti sul comparto biotico (Luoma, 1995). Al contrario, una valutazione della concentrazione dei metalli in tracce nei tessuti nei produttori e consumatori dà un'indicazione dello stato ambientale dell'ecosistema studiato. Limitate sono purtroppo le conoscenze sull'effetto della contaminazione ambientale da uccelli marini sui produttori e specialmente sui consumatori. Godzik (1991) e Grodzinska e Godzik (1991) hanno osservato concentrazioni di metalli in tracce più elevate nei muschi presenti in aree occupate da

uccelli marini nidificanti piuttosto che in quelle prive di colonie. Più recentemente Liu *et al.* (2010) hanno riscontrato livelli di Zn, Cu, Cd and Hg significativamente più elevati nelle piante terrestri presenti in aree influenzate dal guano del Sulidae *Sula sula*.

Osservando complessivamente le concentrazioni dei metalli in tracce negli organismi delle diverse stazioni di campionamento, queste riflettono il *trend* osservato nei sedimenti. I maggiori livelli di contaminazione ambientale di Cd, Pb e As riscontrati a livello sedimentario nel lago Verde e Fondo Porto si manifestano complessivamente sul comparto biotico (figg. 19, 21 e 22). Al contrario, Hg è risultato complessivamente più omogeneo tra gli organismi analizzati nelle diverse stazioni (Fig. 20). Anche a Capo Vera (Isola di Devon, Canada), la distanza dalla colonia di Procellaridi *Fulmarus glacialis* non sembra influenzare la concentrazione di THg nei produttori primari intorno all'area (Choy, 2010).

Tra le fonti di materia organica, la fanerogama *Cymodocea nodosa* del lago Verde ha presentato le concentrazioni più elevate di Cd, Pb e As (figg. 19, 21 e 22). È stato osservato che le fanerogame, al contrario delle macroalghe che non presentano apparato radicale, sequestrano i metalli in tracce dall'ambiente marino sia attraverso l'apparato fogliare che radicale (Prange e Dannison, 2000). Tale assorbimento congiunto, associato alle elevate concentrazioni del sedimento presente in questo lago, spiegherebbe un tale risultato. Tra gli invertebrati, le concentrazioni più alte di tutti e quattro i metalli in tracce analizzati sono state riscontrate nel bivalve filtratore *Cerastoderma edule* proveniente dal lago Verde. Che i metalli in tracce potessero essere bioaccumulati in elevate concentrazioni nei molluschi è un fenomeno già osservato (Anajjar *et al.*, 2008; Jung *et al.*, 2006). I bivalvi, specialmente, sono particolarmente suscettibili a questa forma d'inquinamento in relazione alla loro biologia ed ecologia (ubiquitari, sedentari, filtratori...) (Paul-Pont *et al.*, 2010), tanto da giustificare il loro ruolo da bioindicatori (Saavedra *et al.*, 2009). Infine tra i pesci, elevate concentrazioni sono state riscontrate nel mugilidae detritivoro *Liza aurata*. Ciò è in accordo con le abitudini alimentari di questa specie ittica, che, in quanto detritivora, è in grado di filtrare il sedimento attraverso l'apparato faringo-branchiale ingerendo invertebrati, microalghe e detrito (Almeida *et al.*, 1993).

L'assorbimento dei metalli in tracce negli organismi marini ed il loro accumulo risultano essere fenomeni molto variabili in relazione a diversi fattori biotici o abiotici: oltre alla specie stessa di metallo, come già osservato, anche la specie di organismo

considerata (Luoma e Rainbow, 2005), l'area (Krantzberg, 1994), la categoria trofica (Pourang, 1995; Barwick e Maher, 2003), il grado di sviluppo (Farkas *et al.*, 2003) ed il sesso (Al-Yousuf *et al.*, 2000) giocano un importante ruolo. Infine, anche la capacità ed i meccanismi di detossificazione risultano essere molto variabili tra le specie nei confronti dei singoli elementi (Amiard *et al.*, 2006; Kojadinovic *et al.*, 2007).

Il termine "bioaccumulo" indica il processo secondo cui gli organismi assorbono i composti xenobiotici attraverso la respirazione, il contatto, l'ingestione, ecc. (Watras *et al.*, 1998; Reinfelder *et al.*, 1998). Il fenomeno del bioaccumulo potrebbe amplificarsi nella catena alimentare con la biomagnificazione, fenomeno che invece si riferisce all'accumulo progressivo di prodotti chimici lungo la catena alimentare, tramite ingestione (Vighi *et al.*, 1996).

Osservando il *trend* complessivo dei metalli in tracce all'interno delle fonti di materia organica e dei consumatori (invertebrati e pesci), si può notare che le concentrazioni di Cd si mantengono piuttosto costanti nel sedimento e nel biota (Fig. 19), a parte i picchi relativi a *C. nodosa*, *C. glaucum* e *L. aurata*, che corrispondono rispettivamente ad una concentrazione nei tessuti, rispetto al sedimento, pari a 3 (*C. glaucum* e *L. aurata*) e 5 volte (*C. nodosa*).

Al contrario, le concentrazioni di Hg, nonostante siano piuttosto basse nei sedimenti, tendono ad incrementare negli organismi da 2 volte (*C. nodosa*) fino a 37 (*L. aurata*) e addirittura 70 volte (*C. edule*) (Fig. 20). Sebbene non analizzata direttamente in questo studio, la forma metilata dell'Hg, il metil-mercurio (MeHg) è considerata responsabile del bioaccumulo e della biomagnificazione dell'Hg totale (Furness e Camphuysen, 1997; Gochfeld, 2003). Il processo di metilazione avviene preferenzialmente in sedimenti fini, in condizioni anaerobiche ad opera di batteri solfo-riduttori anaerobi, ed è favorito da diversi fattori sia abiotici che biotici (pH, temperatura, potenziale redox, concentrazioni di solfati e di sostanza organica, comunità batteriche ecc.) (Miganti *et al.*, 1996), condizioni molto frequenti nelle aree di transizione. La scarsa concentrazione di Hg totale riscontrata nei sedimenti, a fronte dell'elevata concentrazione nel guano e negli organismi, potrebbe essere giustificata da un intenso processo di metilazione del *pool* di Hg presente nei sedimenti, che verrebbe così reso biodisponibile e quindi sottratto dal mezzo per essere assimilato dagli organismi entrando nella rete trofica.

Per quanto riguarda Pb ed As, i livelli più elevati sono stati riscontrati nei sedimenti per poi tendere a diminuire nel comparto biotico (figg. 21 e 22). Infatti, mentre nei produttori primari si è assistito ad un decremento della concentrazione di Pb di 9 volte (*C. nodosa*), nei consumatori le concentrazioni sono state ancora più basse presentando un fattore di decremento pari a circa 30 volte (*C. glaucum* e *L. aurata*). Al contrario, livelli più o meno comparabili di As sono stati trovati tra produttori e consumatori che hanno presentato concentrazioni due volte inferiori a quelle del sedimento. D'altronde, il contenuto di metalli in tracce delle macrofite sommerse ha mostrato spesso buone correlazioni con i livelli osservati nel sedimento stesso in cui sono radicate (Sanchiz *et al.*, 2001). Gli animali marini hanno una capacità estremamente limitata ad accumulare l'As inorganico dal cibo e dall'ambiente circostante (Neff, 2002). Le elevate concentrazioni riscontrate nel biota potrebbero essere dovute al fatto che i produttori primari marini hanno invece la capacità di bioaccumulare l'As essenzialmente dall'acqua di mare e trasformarlo in forme organiche che poi vengono facilmente bioaccumulate negli animali (Neff, 2002). Inoltre, negli ecosistemi marini, l'accumulo di metalli in tracce nei sedimenti è favorito da un ridotto idrodinamismo, condizione presente nelle aree di studio considerate, che ne facilita la rapida precipitazione (Benes *et al.*, 1985; White e Driscoll, 1985).

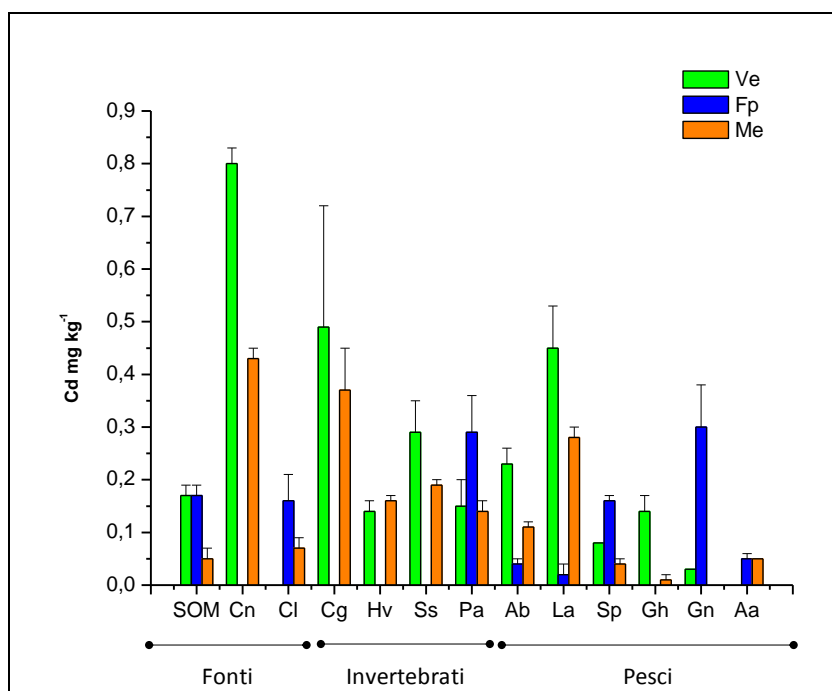


Figura 19. Concentrazione di Cadmio (mg/Kg p.s. \pm d.s.) nelle Fonti di materia organica, Invertebrati e Pesci delle tre stazioni di campionamento. Verde (VE); Fondo Porto (FP); Mergolo

(ME). Fonti: SOM= Materia Organica Sedimentaria, Cn= *Cymodocea nodosa*, Cl= *Chaetomorpha linum*; Invertebrati: Cg= *Cerastoderma glaucum*; Hv= *Hydrobia ventrosa*; Ss= *Sphaeroma serratum*; Pa= *Palaemon adspersus*; Pesci: Ab= *Atherina boyeri*; La= *Liza aurata*; Sp= *Salaria pavo*; Gh= *Gambusia holbrooki*; Gn= *Gobius niger*; Aa= *Anguilla anguilla*.

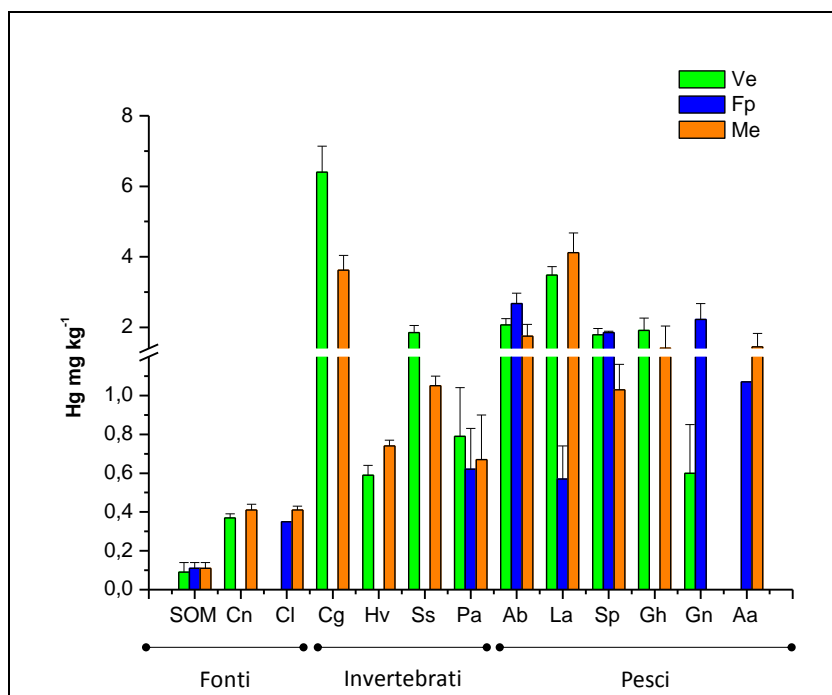


Figura 20. Concentrazione di Mercurio (mg/Kg p.s. ± d.s.) nelle Fonti di materia organica, Invertebrati e Pesci delle tre stazioni di campionamento. Verde (VE); Fondo Porto (FP); Mergolo (ME). Il significato degli acronimi è presentato in figura 19.

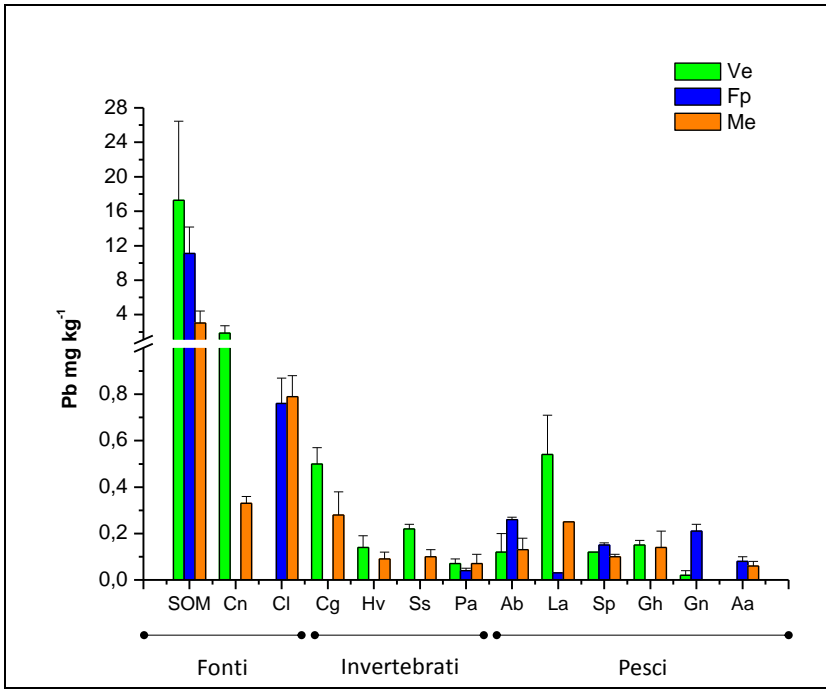


Figura 21. Concentrazione di Piombo (mg/Kg p.s. \pm d.s.) nelle Fonti di materia organica, Invertebrati e Pesci delle tre stazioni di campionamento. Verde (VE); Fondo Porto (FP); Mergolo (ME). Il significato degli acronimi è presentato in figura 19.

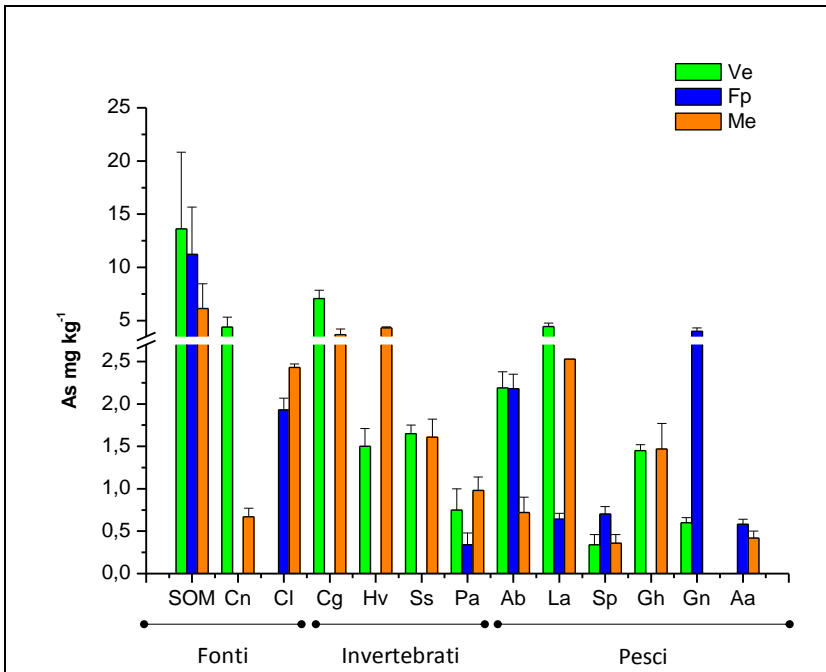


Figura 22. Concentrazione di Arsenico (mg/Kg p.s. \pm d.s.) nelle Fonti di materia organica, Invertebrati e Pesci delle tre stazioni di campionamento. Verde (VE); Fondo Porto (FP); Mergolo (ME). Il significato degli acronimi è presentato in figura 19.

4.2 Gazi Bay (Mombasa, Kenya)

Le variabili fisico-chimiche dell'acqua superficiale di Gazi Bay (Tab. 22) non hanno mostrato differenze statisticamente significative tra le stazioni né tra i siti gerarchizzati all'interno delle stazioni (stazioni: $df=3$, $MS=7.1302E-2$, $p>0.05$; siti: $df=0.4$, $MS=0.103$, $p>0.05$) ad indicare una notevole omogeneità della colonna d'acqua dovuta presumibilmente all'influenza delle forzanti abiotiche quali principalmente le correnti di marea ed eoliche (Kitheka, 1996).

Tabella 22. Variabili fisico chimiche dell'acqua superficiale delle stazioni e dei relativi siti di Gazi Bay. Mangrovie (M), Fanerogame intertidali (IS), Fanerogame subtidali (SS), Barriera corallina (CR).

Stazione	sito	Latitudine - Longitudine	Prof (m.)	Temp [°C]	Sal [ppt]	SpCond [mS/cm]	LDO% [Sat]	pH [Units]
M	A	S 04°25.155' E 039°30.725'	2.50	31.93	36.25	55.04	91.80	8.19
M	B	S 04°24.958' E 039°31.408'	1.70	31.60	36.91	55.91	111.33	8.08
IS	A	S 04°25.534' E 039°30.789'	2.70	31.63	35.98	54.67	94.70	8.24
IS	B	S 04°25.175' E 039°31.417'	2.50	32.17	37.12	56.22	141.50	8.16
SS	A	S 04°26.149' E 039°30.627'	3.00	31.36	35.72	54.29	107.30	8.37
SS	B	S 04°25.962' E 039°31.254'	2.70	30.95	35.95	54.59	103.60	8.27
CR	A	S 04°27.557' E 039°31.281'	4.20	30.22	35.33	53.72	143.20	8.49
CR	B	S 04°26.990' E 039°31.574'	4.00	30.10	35.59	54.06	107.00	8.31

4.2.1 I movimenti del Carbonio lungo un *continuum* terra-mare di un ecosistema a mangrovie

Il relativo ruolo delle diverse fonti di materia organica nel movimentare il *pool* del carbonio lungo un *continuum* terra-mare è stato indagato mediante l'approccio congiunto degli isotopi stabili del carbonio e degli acidi grassi delle fonti di materia organica della baia di Gazi.

I dati isotopici relativi alle fonti di materia organica non hanno presentato differenze significative tra i siti (PERMANOVA con i siti gerarchizzati all'interno delle stazioni: $df=1$, $MS=0.54$, $p>0.05$), pertanto sono stati trattati nel loro insieme. Sono emerse differenze altamente significative nei valori di $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ delle principali fonti di materia organica (POM, SOM, mangrovie, macroalghe, fanerogame ed epifiti) tra le cinque

stazioni (PERMANOVA con le fonti gerarchizzate all'interno delle stazioni: $df = 4$, $MS = 328.7$, $p < 0.01$). La variabilità spaziale tra le stazioni ha evidenziato complessivamente una netta tendenza all'arricchimento in ^{13}C lungo il transetto terra-mare (Tab. 23, fig., 23). Tale fenomeno è stato già osservato sia nell'area di Gazi Bay (Hemminga *et al.*, 1994; Nyunja *et al.*, 2009) che in altre aree costiere (es. Cocheret de la Morinière *et al.*, 2003; Guest *et al.*, 2004; Lugendo *et al.*, 2006) ed è principalmente determinato dalla variazione spaziale della firma isotopica del DIC (carbonio inorganico disciolto) che viene utilizzato dai produttori primari acquatici per effettuare la fotosintesi, condizionandone così anche le loro firme isotopiche (Marguillier *et al.*, 1997; Bouillon *et al.*, 2008).

L'elevata e frequente escursione tidale presente nella baia (Kitheka, 1996) determina la movimentazione di materiale particellato e disciolto prodotto nei vari *habitat* (Hemminga *et al.*, 1994). La POM, che risente notevolmente di questo effetto di rimescolamento presenta, infatti, una ridotta variazione inter-*habitat* (media $\delta^{13}C$: -22.07 ± 1.54 ‰) e presenta differenze significative solo tra la stazione CR e le altre (CR-M: $t = 5.74$, $p < 0.05$; CR-IS: $t = 5.23$, $p < 0.05$; CR-SS: $t = 3.53$, $p < 0.05$) a conferma dell'azione tampone esercitata dalle fanerogame presenti lungo la baia (Hemminga *et al.*, 1994, Marguillier *et al.*, 1997).

Nonostante le forzanti tidali ed eoliche giochino un importante ruolo nella risospensione dei sedimenti in aree estuarine (Uncles e Stephens, 2010) la SOM a Gazi Bay ha presentato differenze significative tra tutte le stazioni (Tab. 24) evidenziando un'elevata sito-specificità in risposta probabilmente alla composizione isotopica della vegetazione presente localmente. Inoltre la SOM ha presentato complessivamente valori meno negativi (media $\delta^{13}C$: -20.01 ± 4.51 ‰) della POM. Nelle stazioni centrali (IS, SS) si osserva una maggiore sovrapposizione dei valori di $\delta^{13}C$ della SOM con quelli delle macroalghe piuttosto che con quelli delle fanerogame (Fig. 23), diversamente da quanto precedentemente riportato (Hemminga *et al.*, 1994, Bouillon *et al.*, 2004b, Nyunja *et al.*, 2010), a suggerire un maggior contributo di questa componente nei flussi di materia organica della baia di Gazi. La discrepanza che invece si osserva nella stazione a mangrovie tra i valori delle foglie e del sedimento può essere attribuibile ad un contributo misto di altre fonti di materia organica, con firma isotopica meno negativa, che vengono importate dalla marea (Stoner e Zimmerman 1988, Dittel *et al.*, 1997).

Per quanto riguarda i produttori primari, le foglie senescenti delle tre specie di mangrovie campionate (*Ceriops tagal*, *Rhizophora mucronata*, *Sonneratia alba*) hanno presentato i valori più negativi (media $\delta^{13}\text{C}$: -27.66 ± 0.61 ‰) (Tab. 23). I valori così negativi delle mangrovie sono dovuti al fatto che le mangrovie sfruttano, per realizzare la fotosintesi, la via di carbossilazione basata sul metabolismo C4, a differenza delle fanerogame e delle alghe che utilizzano principalmente la via fotosintetica C3 (Benedict *et al.*, 1980). Questo diverso metabolismo fotosintetico, influenzando in maniera diversa i valori di $\delta^{13}\text{C}$ dei produttori primari, permette di poter distinguere chiaramente le mangrovie dalle fanerogame o dalle alghe (Bouillon *et al.*, 2008).

Gli altri produttori primari mostrano, infatti, complessivamente valori meno negativi ed una marcata variabilità spaziale (Tab. 23). Le macroalghe nel loro complesso mostrano valori di $\delta^{13}\text{C}$ che oscillano attorno al valore medio di -20.35 ‰ (± 5.00) ed una variabilità spaziale statisticamente significativa tra tutte le stazioni eccetto che tra quelle a fanerogame (IS, SS) che si presentano isotopicamente più omogenee (Tab. 25a). Si nota una considerevole sovrapposizione tra le Rodoficee e le Feoficee, come già riportato in letteratura (es. Connolly *et al.*, 2005; Hanson *et al.*, 2010) ed a sua volta, una sovrapposizione coi valori medi degli epifiti (-21.10 ± 2.55 ‰). Tale risultato, già osservato in letteratura (Hanson *et al.*, 2010), rappresenta un limite dell'utilità dell'approccio isotopico nel valutare il contributo dei diversi gruppi funzionali alla dieta dei consumatori. Le fanerogame nel loro complesso presentano invece valori medi mediamente più arricchiti (-14.90 ± 3.58 ‰) (Tab. 23) e differenze significative tra le stazioni (Tab. 24b). In questo caso, le stazioni dominate dalle fanerogame (IS, SS), che hanno presentato una maggiore omogeneità isotopica, hanno lasciato emergere la minore significatività.

Tabella 23. $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) delle fonti di materia organica nelle cinque stazioni dell'area di Gazi Bay. Mangrovie (M); Canali tidali a mangrovie (M ch); Fanerogame intertidali (IS); Fanerogame subtidali (SS); Barriera corallina (CR). POM= Materia Organica Particellata, SOM= Materia Organica Sedimentaria.

POM (6)	Stazione	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
-	M	-22.87	0.52	2.64	0.45
-	IS	-22.88	0.71	2.26	0.74
-	SS	-22.60	1.54	1.95	1.11
-	CR	-19.93	0.60	3.71	0.97
SOM (6)		$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
-	M	-24.30	1.71	1.28	0.52
-	IS	-21.72	1.22	1.76	0.61
-	SS	-20.50	0.38	1.57	0.31
-	CR	-12.80	0.75	2.77	0.14
Mangrovie (6)		$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
<i>Ceriops tagal</i>	M	-27.23	0.55	1.40	0.91
<i>Rhizophora mucronata</i>	M	-27.93	0.49	2.01	1.61
<i>Sonneratia alba</i>	M	-27.66	0.77	1.24	0.77
Macroalghe (3)		$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
Feoficee					
<i>Dyctiota cervicornis</i>	M ch	-25.00	0.64	2.28	0.31
<i>Padina gymnospora</i>	M ch	-18.40	0.24	2.27	0.56
<i>Sargassum binderi</i>	M ch	-27.26	0.65	2.40	0.37
<i>Padina tetrastomatica</i>	CR	-10.51	0.12	3.09	0.40
<i>Turbinaria conoides</i>	CR	-10.00	0.42	4.04	0.08
Rodoficee					
<i>Gracilaria corticata</i>	M ch	-23.70	0.29	3.73	0.13
<i>Gracilaria salicornia</i>	M ch	-20.30	0.18	4.02	0.29
<i>Hypnea cornuta</i>	M ch	-19.72	0.22	4.69	1.02
<i>Hypnea cornuta</i>	IS	-19.77	0.14	5.29	1.11
<i>Sarconema scinaoides</i>	IS	-20.84	0.35	2.92	0.85
<i>Sarconema scinaoides</i>	SS	-19.75	0.69	3.18	0.28
Fanerogame (3)		$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
<i>Cymodocea rotundata</i>	IS	-13.86	0.23	1.53	0.25
<i>Cymodocea rotundata</i>	SS	-12.46	0.23	2.06	0.12
<i>Cymodocea serrulata</i>	M ch	-22.46	0.20	1.61	0.08
<i>Cymodocea serrulata</i>	IS	-13.57	0.12	1.73	0.14
<i>Cymodocea serrulata</i>	SS	-14.63	0.31	1.88	0.13
<i>Enhalus acoroides</i>	M ch	-15.94	0.16	1.46	0.75
<i>Enhalus acoroides</i>	IS	-14.47	0.13	0.83	0.20
<i>Halophila stipulacea</i>	SS	-12.18	0.50	0.76	0.79
<i>Syringodium isoetifolium</i>	SS	-7.49	0.08	2.49	0.27
<i>Thalassodendron ciliatum</i>	M ch	-19.63	0.14	2.69	0.36
<i>Thalassodendron ciliatum</i>	IS	-16.75	0.24	2.69	0.21
<i>Thalassodendron ciliatum</i>	SS	-13.35	0.03	2.67	0.25
Epifiti (3)		$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
-	M ch	-23.16	1.45	2.54	1.21
-	SS	-18.35	0.14	3.14	0.34

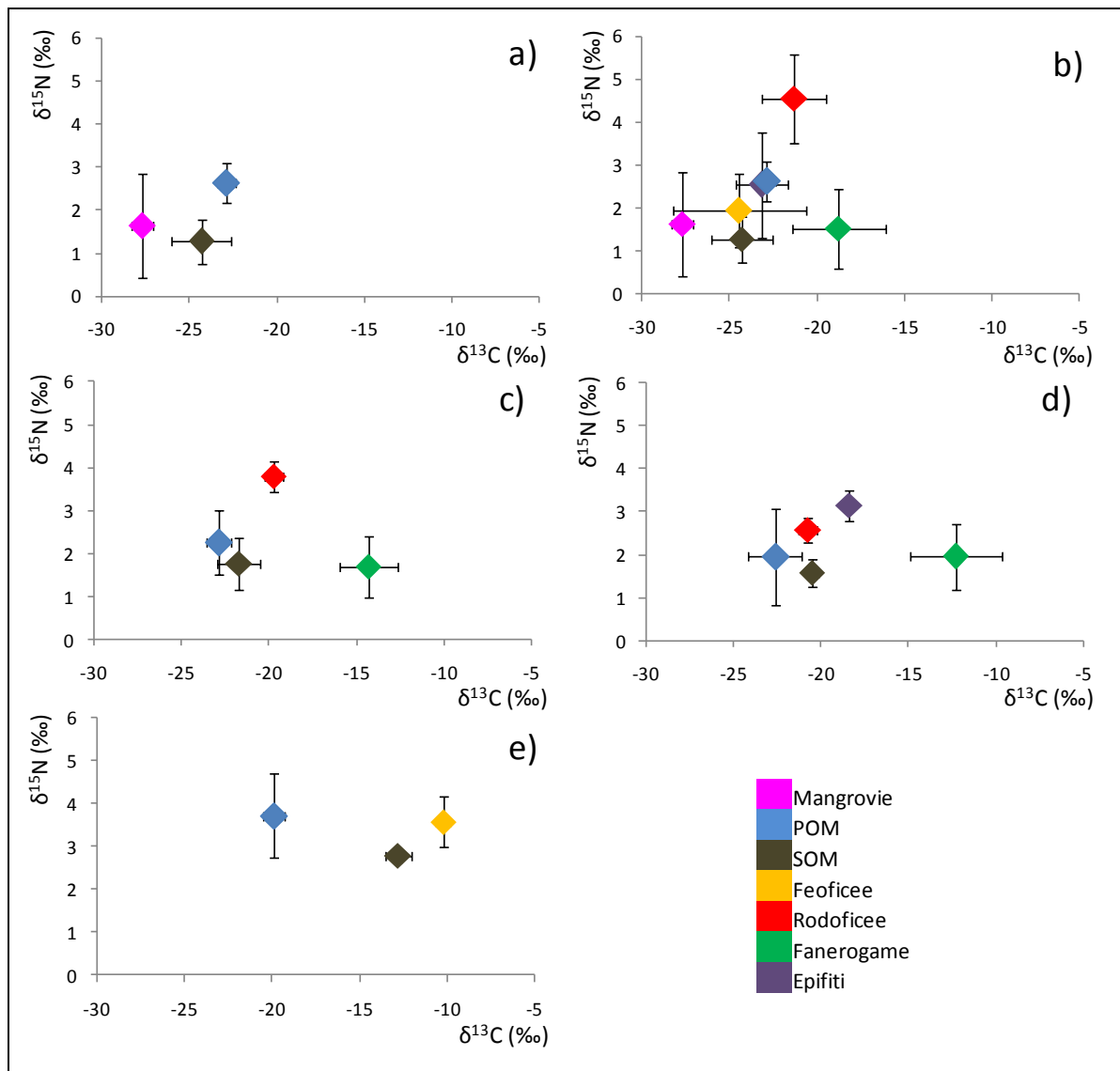


Figura 23. $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) delle fonti di materia organica nelle cinque stazioni dell'area di Gazi Bay. a) Mangrovie (M); b) Canali tidali a mangrovie (M ch); c) Fanerogame intertidali (IS); d) Fanerogame subtidali (SS); e) Barriera corallina (CR). POM= Materia Organica Particellata, SOM= Materia Organica Sedimentaria.

L'ordinamento nMDS (Fig. 24) ha evidenziato graficamente le differenze tra e stazioni messe in evidenza dal test PERMANOVA e dai test a coppie. In particolare, l'ordinamento spaziale dell'nMDS evidenzia il gradiente di arricchimento isotopico cui si assiste lungo il transetto terra-mare. I valori relativi alla stazione a mangrovie sono tutti raggruppati nella parte destra del grafico seguiti dai valori relativi alla stazione a canali tidali, a fanerogame intertidali, subtidali, e nella parte centrale-sinistra del grafico sono presenti i valori della barriera corallina.

Tabella 24. Risultato del Test a coppie tra stazioni (st) relativamente ai valori di $\delta^{13}\text{C}$ della SOM, effettuato a partire dalla PERMANOVA. *= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$. Mangrovie (M), Fanerogame intertidali (IS), Fanerogame subtidali (SS), Barriera corallina (CR).

Test a coppie		
Termine 'stazione'		
Gruppi	SOM	
	t	P(perm)
M, IS	2.93	*
M, SS	5.05	**
M, CR	14.74	**
IS, SS	2.10	*
IS, CR	14.08	**

Tabella 25. Risultato del Test a coppie tra stazioni relativamente ai valori di $\delta^{13}\text{C}$ delle macroalghe (a) e delle fanerogame (b) effettuato a partire dalla PERMANOVA. *= $p < 0.05$; **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; n.s.= non significativo. Canali tidali a mangrovie (M ch), Fanerogame intertidali (IS), Fanerogame subtidali (SS), Barriera corallina (CR).

Test a coppie				
Termine 'stazione'				
Gruppi	a) MACROALGHE		b) FANEROGAME	
	t	P(perm)	t	P(perm)
M ch, IS	2.50	*	4.94	***
M ch, SS	1.17	*	6.32	***
M ch, CR	10.03	***	-	-
IS, SS	0.29	n.s.	2.30	*
IS, CR	16.19	***	-	-

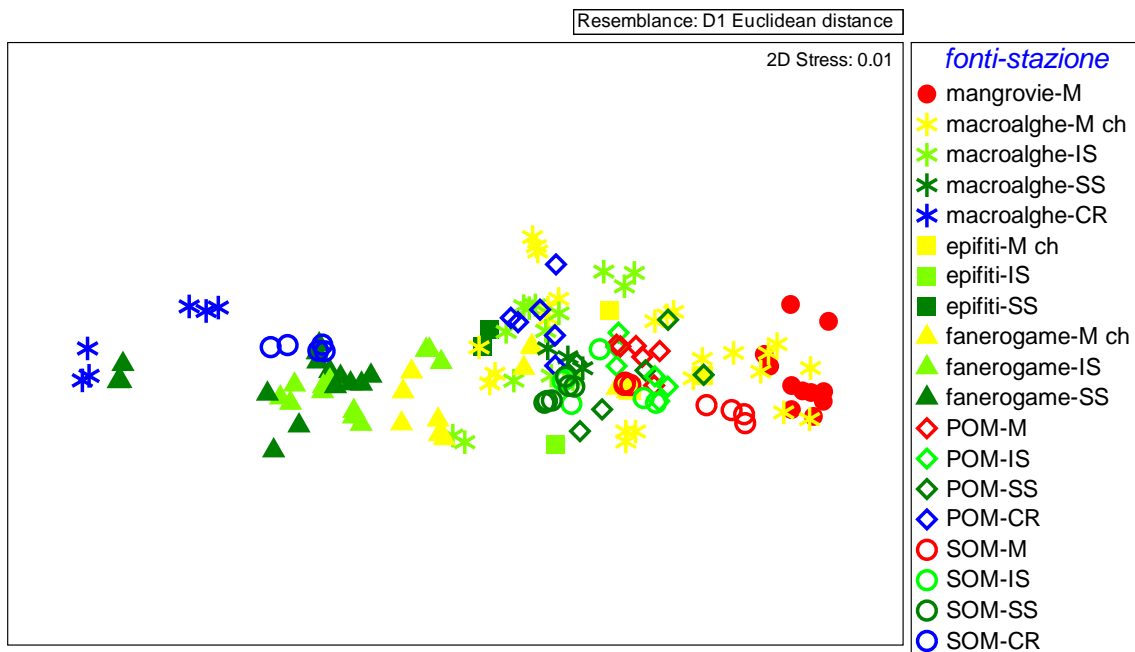


Figura 24. nMDS dei valori di $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ delle principali fonti di materia organica nelle cinque stazioni dell'area di Gazi Bay: Mangrovie (M); Canali tidali a mangrovie (M ch); Fanerogame intertidali (IS); Fanerogame subtidali (SS); Barriera corallina (CR). POM= Materia Organica Particellata, SOM= Materia Organica Sedimentaria.

Delle 14 specie appartenenti alle 5 categorie di fonti di materia organica analizzate (mangrovie, fanerogame, macroalghe, POM e SOM), un totale di 32 diversi acidi grassi sono stati identificati (Tab. 26). Gli acidi grassi identificati non hanno mostrato variazioni significative tra le stazioni di campionamento a conferma della scarsa variabilità spaziale di questi composti chimici (Guest *et al.*, 2010), pertanto i dati di ciascuna specie, relativi alle diverse stazioni di campionamento, sono stati mediati. La PERMANOVA ha invece evidenziato differenze significative tra le famiglie delle macroalghe (feoficee e rodoficee) ($t = 3.489$, $p < 0.001$). Tra tutte le fonti di materia organica esaminate, gli acidi grassi saturi (Saturated Fatty Acids, SFA) sono stati generalmente la componente dominante, rappresentando una percentuale maggiore del 50% in tutte le specie, tranne che nella fanerogama *Thalassodendron ciliatum* che invece ha presentato la più alta percentuale di acidi grassi poli-insaturi (Polyunsaturated Fatty Acids, PUFA) (45.13 ± 3.12 %) come si vede in tabella 26. Gli acidi grassi 18:2 n6 e 18:2 n3 sono risultati molto abbondanti nelle 4 specie di fanerogame analizzate (Tab. 26, Fig. 25), a conferma del loro ruolo di *biomarker* (Kharlamenko *et al.*, 2001; Alfaro *et al.*, 2006). Le alghe rosse hanno evidenziato le percentuali più alte di 16:00 (68.74 – 87.38 %) e di 20:5 n3 (2.90 – 7.74 %) mentre le alghe brune si sono caratterizzate per le

più alte percentuali di 18:1 n₉ (8.30 – 12.27 %), tutti e tre acidi grassi riportati in letteratura come *biomarker* (Johns *et al.*, 1979; Alfaro *et al.*, 2006; Guest *et al.*, 2008).

Le mangrovie si sono distinte per la più elevata percentuale di acidi grassi a catena lunga (Long Chain Fatty Acids, LCFA) (5.18 – 41.29 %) rispetto alle altre fonti, nonostante in letteratura siano state riportate percentuali complessivamente più alte (Alfaro *et al.*, 2006) e più basse (Meziane *et al.*, 2007). La SOM ha presentato le percentuali più alte, ma anche un'elevata variabilità, di 15:00 (1.05 – 31.26 %), acido grasso che, insieme al 17:00, rappresenta un *biomarker* batterico, e ha presentato anche percentuali miste di *biomarker* di diatomee bentoniche, mangrovie, macroalghe ad indicare un contributo misto di tali produttori primari alla matrice sedimentaria. Al contrario, si nota uno scarso contributo della componente a fanerogame (Fig. 25). La POM, infine, ha presentato un profilo degli acidi grassi che suggerisce una prevalenza della componente detritica a macroalghe su quella planctonica a dinoflagellati (18:1n₉Z: 3.18 – 54.53 % vs. 18:2n₆: 0.00 – 15.92 %), ma la presenza degli acidi grassi a 20 e 22 atomi di carbonio (20:1+22:1: 0.00 – 33.00 %) indicherebbe la presenza di zooplancton nella componente particellata della colonna d'acqua (Falk-Petersen *et al.*, 2002) (Fig. 25).

L'ordinamento delle componenti principali, PCO effettuato sulle fonti di materia organica (Fig. 26) ha confermato infine la relativa importanza degli acidi grassi come *biomarker*. La PCO spiega complessivamente il 78.2% della varianza associata al set di dati (primo asse: 49.5 %, secondo asse: 28.7%). Entrambi gli assi separano le fonti sulla base della diversa tipologia, ma mentre il primo separa principalmente le fanerogame e le mangrovie (parte destra del grafico) sulla base del contenuto degli acidi grassi 18:2 n₆ e 18:2 n₃ particolarmente abbondanti in queste due classi di fonti (Fig. 25), il secondo asse separa prevalentemente le macroalghe dal *pool* di Materia Organica Particellata POM e sedimentaria SOM sulla base del contenuto in LCFA, maggiormente abbondanti in mangrovie, POM e SOM.

Tabella 26. Profilo degli Acidi Grassi delle fonti di materia organica dell'area di Gazi Bay (% del totale degli Acidi Grassi, medie \pm dev.st.). POM= Materia Organica Particellata, SOM= Materia Organica Sedimentaria. Acidi Grassi Saturi (SFA), Acidi Grassi Monoinsaturi (MUFA), Acidi Grassi Polinsaturi (PUFA), Acidi Grassi a Catena Lunga (LCFA).

Acidi Grassi	Mangrovie				Fanerogame								Rodoficee				Feoficee				Sedimento		Acqua di mare				
	<i>R. mucronata</i> (6)		<i>S. alba</i> (4)		<i>C. serrulata</i> (8)		<i>C. rotundata</i> (6)		<i>E. acoroides</i> (5)		<i>T. ciliatum</i> (7)		<i>G. salicornia</i> (4)		<i>H. cornuta</i> (4)		<i>D. bartayresiana</i> (2)		<i>S. binderi</i> (4)		<i>T. conoides</i> (4)		SOM (17)		POM (16)		
	MEDIA	DS	MEDIA	DS	MEDIA	DS	MEDIA	DS	MEDIA	DS	MEDIA	DS	MEDIA	DS	MEDIA	DS	MEDIA	DS	MEDIA	DS	MEDIA	DS	MEDIA	DS	MEDIA	DS	MEDIA
12:00	2.99	0.84	-	-	0.23	0.15	0.05	0.03	-	-	0.03	0.02	-	-	0.11	0.07	-	-	-	-	-	-	0.29	0.2	-	-	
14:00	9.18	1.42	3.35	1.7	1.21	0.63	1.17	0.28	0.82	0.44	0.67	0.28	1.81	0.3	14.17	2.48	15.26	1.17	10.05	0.58	6.62	0.57	5.49	2.73	4.54	2.56	
15:00	0.35	0.28	0.1	0.2	0.43	0.27	0.69	0.56	0.44	0.35	0.14	0.12	0.18	0.11	0.62	0.07	0.89	0.15	0.48	0.02	0.5	0.08	6.17	4.88	-	-	
16:00	49.95	9.39	43.14	5.87	46.16	5.8	50.98	3.65	48.48	2.78	43.2	2.03	84.58	2.35	72.06	4.15	50.93	1.15	61.44	2.19	66.63	1.52	40.91	16.08	54.12	11.15	
17:00	1.62	0.84	0.7	0.5	0.85	0.12	0.61	0.48	-	-	0.51	0.17	-	-	0.17	0.19	0.19	0.17	-	-	-	-	0.63	0.24	-	-	
18:00	4.97	0.53	3.58	0.67	2.08	0.7	4.36	1.27	5.33	0.89	1.93	0.42	1.2	0.11	1.04	0.05	1.34	0.06	0.73	0.05	1.15	0.28	7.28	4.19	20.52	5.89	
20:00	0.79	0.41	2.38	0.89	-	-	-	-	0.61	0.16	0.47	0.15	-	-	-	-	0.45	0.03	0.28	0.02	0.31	0.07	0.4	1.1	-	-	
22:00	0.77	0.45	1.83	0.44	0.56	0.24	1.3	0.4	0.67	0.43	0.7	0.24	-	-	-	-	-	-	0.36	0.07	0.61	0.18	-	-	-	-	
ΣSFA	70.63	12.06	55.07	6.2	51.51	5.94	59.18	3.65	56.35	2.85	47.65	2.81	87.77	1.9	88.16	1.69	69.06	0.31	73.35	2.16	75.82	1.55	61.17	14.45	79.18	13.6	
15:1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.21	1.17	-	-	
16:1 n7 (9)	0.22	0.14	-	-	3.15	0.9	2.26	1.03	1.68	1.26	4.35	3.07	-	-	1.24	0.41	1.49	0.22	4.21	0.96	1.54	0.1	5.52	3.99	2.32	0.76	
16:1 n7 (7)	0.15	0.12	0.11	0.1	1.05	0.18	0.74	0.15	0.7	0.33	1.37	0.31	0.72	0.22	0.12	0.03	0.16	0.01	0.18	0.06	0.12	0.05	0.42	0.02	-	-	
17:1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.26	0.17	-	-	
18:1 n7	0.12	0.08	0.6	0.28	-	-	-	-	-	-	-	-	0.61	0.25	0.58	0.05	0.2	0.08	0.11	0.03	0.12	0.1	-	-	-	-	
18:1 n9 - Z	-	-	-	-	3.77	2.71	0.81	0.73	1.08	1.05	0.93	0.78	3.71	0.38	5	0.31	12.13	0.2	8.77	0.46	11.07	0.84	10.87	8.62	10.39	5.29	
18:1 n9 - E	-	-	0.26	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.23	2.33	-	-	
20:1 n9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.45	0.05	-	-	1.62	1.39	-	-	
22:1 n9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.05	0.04	0.32	0.18	
22:1 n11	-	-	-	-	-	-	-	-	0.06	0.03	0.04	0.01	-	-	-	-	-	-	0.3	0.07	-	-	0.48	0.28	2.34	1.23	
ΣMUFA	0.5	0.32	0.97	0.57	7.98	4.24	3.8	0.43	3.52	1.76	6.68	4.91	5.04	0.08	6.95	0.61	13.98	0.11	14.02	0.74	12.85	0.87	23.66	10.4	15.37	4.46	
16:2 n6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.47	0.14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
18:2 n6	8.79	2.53	14.79	4.33	14.84	3.56	15.05	1.59	10.21	0.53	12.12	1.63	0.32	0.09	0.77	0.3	0.91	0.06	2.54	0.56	2.01	0.09	0.55	0.45	2.84	1.22	
18:3 n3	4.84	1.21	12.71	4.99	24.51	5.2	21.1	4.73	29.79	3.66	32.54	2.74	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.02	0.01	-	-	
18:3 n6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.14	0.02	0.38	0.09	0.2	0.01	0.14	0.09	0.02	0.02	-	-	
18:4 n3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6.96	0.68	2.32	0.34	1.18	0.2	-	-	-	-	
20:2 n6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.13	0.18	-	-	0.18	0.04	0.02	0.02	-	-	
20:3 n6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.73	0.18	0.29	0.12	0.42	0.02	0.27	0.04	0.3	0.12	-	-	-	-	
20:4 n6 - ara	-	-	-	-	0.06	0.04	-	-	-	-	-	-	-	-	0.69	0.33	3.29	0.02	5.68	1.05	6.21	0.65	1.33	0.68	-	-	
20:4 n6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.58	0.06	0.28	0.01	-	-	-	-	-	-	
20:5 n3	-	-	-	-	0.1	0.04	-	-	-	-	-	-	6.14	1.72	2.97	1.3	-	-	1.34	0.16	0.85	0.11	2.64	2.26	-	-	
22:2 n6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.74	0.48	-	-	
22:6 n3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.3	0.03	-	-	-	-	0.11	0.12	-	-	
ΣPUFA	13.63	2.71	27.5	5	39.5	2.5	36.15	3.61	40	3.44	45.13	3.12	7.19	1.96	4.86	1.45	16.96	0.42	12.63	1.57	10.88	0.8	5.43	3.67	2.84	1.22	
ΣLCFA	15.23	5.15	16.46	8.4	1.01	0.5	0.88	0.76	0.12	0.12	0.54	0.15	-	-	0.03	0.05	-	-	-	-	0.45	0.18	9.75	5.98	1.63	0.65	

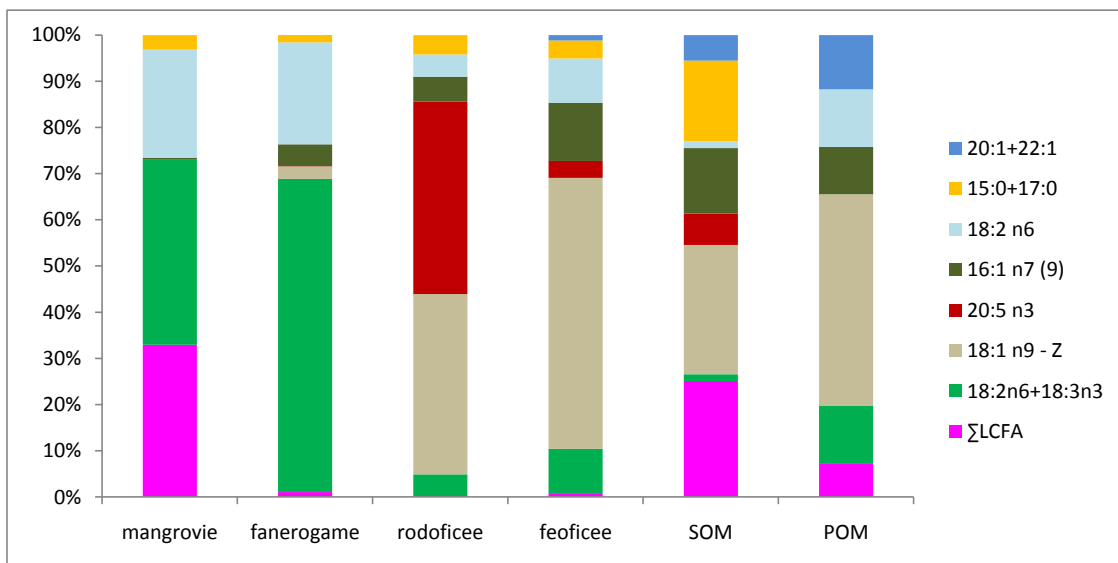


Figura 25. Composizione percentuale dei principali biomarker delle fonti di materia organica. POM= Materia Organica Particellata, SOM= Materia Organica Sedimentaria. LCFA (Acidi grassi a catena lunga).

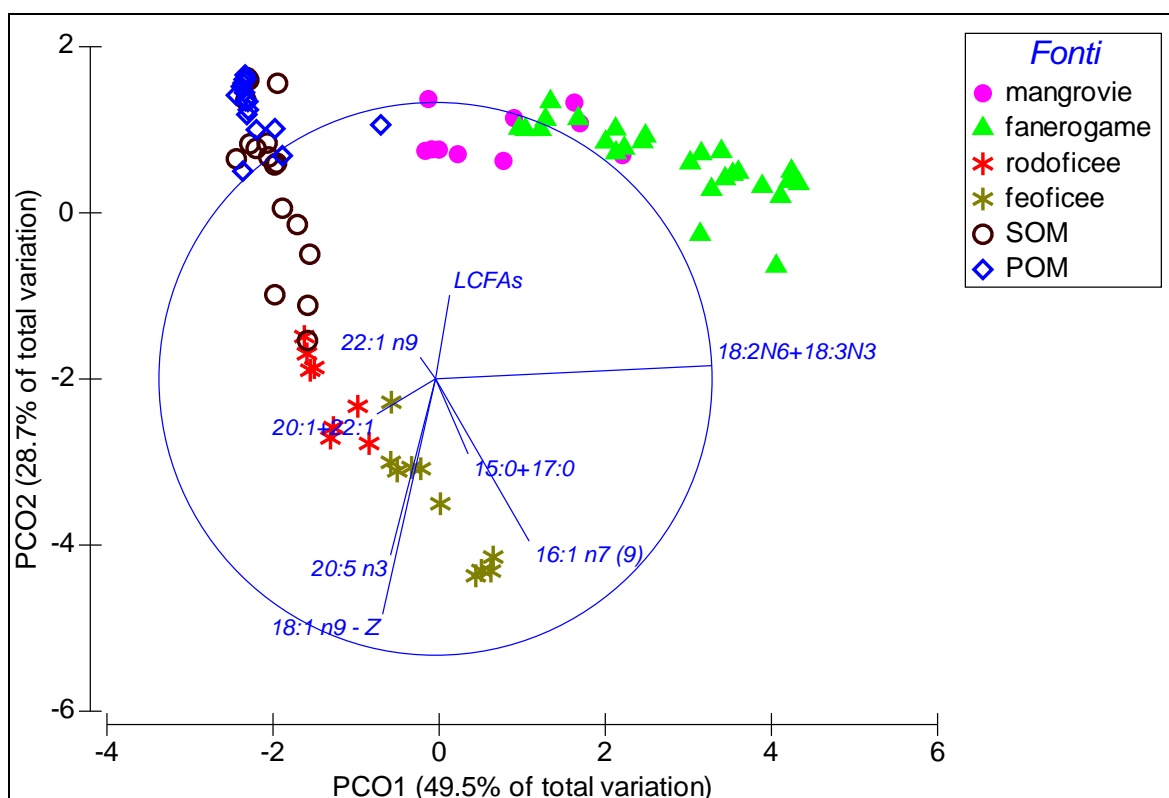


Figura 26. PCO effettuata sugli acidi grassi delle fonti di materia organica (% del totale degli acidi grassi). POM= Materia Organica Particellata, SOM= Materia Organica Sedimentaria. Acidi grassi a catena lunga (LCFA). I vettori relativi alle variabili ambientali sono sovrapposti al grafico sulla base della correlazione di Spearman > 0.5

Da una valutazione congiunta delle firme isotopiche del carbonio e dei profili degli acidi grassi delle fonti di materia organica si può affermare che le macroalghe, e specialmente le alghe brune, sembrano avere un ruolo importante, precedentemente sottovalutato, nei movimenti del carbonio nella baia di Gazi. Sia la Materia Organica Sedimentaria che particellata sembrano risentire fortemente della componente macroalgale. Dall'approccio isotopico risulta impossibile distinguere quale sia la famiglia di macroalghe che contribuisce maggiormente alla componente detritica che viene sedimentata e risospesa dall'azione tidale lungo la baia, andando a costituire una parte importante della Materia Organica Particellata, al contrario dall'approccio degli acidi grassi sembra che le feoficee siano la famiglia di macroalghe che contribuisce maggiormente, insieme alla componente fanerogamica (Fig. 25). D'altronde, a Gazi Bay grandi quantità di fanerogame (specialmente *Thalassodendron ciliatum*) e macroalghe (principalmente *Sargassum* sp.) galleggianti vengono trasportate dalla marea lungo la baia (Coppejans *et al.*, 1992).

4.2.2 Il ruolo di *nursery*, rifugio e *feeding ground* degli habitat di *back-reef* per giovanili e adulti di specie ittiche.

Un totale di 2303 individui appartenenti a 104 specie e 40 famiglie (Tab. 27) sono stati pescati complessivamente nelle cinque stazioni di Gazi Bay durante la stagione di campionamento (stagione secca Mar-Apr 2009). Delle 40 famiglie identificate, quelle rappresentate dal maggior numero di specie sono state Gobidi e Labridi con 10 specie ciascuna, seguite da Apogonidi e Signatidi rappresentati entrambi da 7 specie, Letrinidi, Scaridi e Tetraodontidi presenti con 6 specie, Acanthuridi e Mullidi con 4 specie, Siganidi, Pomacentridi e Carangidi con 3 specie, mentre 5 famiglie hanno presentato solo 2 specie ciascuna, ed infine la maggior parte delle famiglie identificate, 22, sono state rappresentate ognuna soltanto da 1 specie (Tab. 27).

Tabella 27. Elenco delle famiglie e delle specie dell'ittiofauna riscontrate a Gazi Bay.

Famiglia	Specie	Famiglia	Specie	Famiglia	Specie	Famiglia	Specie
Acanthuridae	<i>Acanthurus blochii</i> <i>Acanthurus dussumeri</i> <i>Naso brevirostris</i> <i>Zebrasoma veliferum</i>	Ephippidae	<i>Platax teira</i>	Lutjanidae	<i>Lutjanus ehrembergi</i> <i>Lutjanus fulviflamma</i> <i>Lutjanus gibbus</i>	Scorpaenidae	<i>Parascorpaena mossambica</i> <i>Sebastapistes strongia</i>
Apogonidae	<i>Apogon hyalosoma</i> <i>Apogon nigripes</i> <i>Apogon novemfasciatus</i> <i>Fowleria aurita</i> <i>Sphaeramia orbicularis</i> Non identificato 1 Non identificato 2	Fistulariidae	<i>Fistularia petimba</i>	Monacanthidae	<i>Paramonacanthus frenatus</i>	Serranidae	<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i>
Atherinidae	<i>Atherinomorus lacunosus</i>	Gerreidae	<i>Gerres oyena</i>	Monodactylidae	<i>Monodactylus argenteus</i>	Siganiidae	<i>Siganus canaliculatus</i> <i>Siganus stellatus</i> <i>Siganus sutor</i>
Blenniidae	<i>Petrosirtes mitratus</i>	Gobiidae	<i>Acentrogobius audax</i> <i>Acentrogobius viridipunctulatus</i> <i>Amblygobius albimaculatus</i> <i>Amblygobius semicinctus</i> <i>Amblygobius sphynx</i> <i>Callogobius maculipinis</i> <i>Favonigobius melanobranchus</i> <i>Valenciennea helsdingenii</i> Non identificato 1 Non identificato 2	Mugilidae	<i>Valamugil seheli</i>	Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i> <i>Sphyraena flavicauda</i>
Bothidae	<i>Bothus mancus</i> <i>Bothus panterinus</i>	Hemulidae	<i>Plectrorincus gaterinus</i>	Mullidae	<i>Parupeneus barberinus</i> <i>Parupeneus indicus</i> <i>Parupeneus porphreus</i> <i>Upeneus trigula</i>	Syngnathidae	<i>Hippichthys cyanospilus</i> <i>Hippichthys spicifer</i> <i>Hippocampus camelopardatus</i> <i>Microphis fluviatilis</i> <i>Syngnathoides biaculeatus</i> <i>Syngnatus acus</i> <i>Trachyrhamphus bicoarctatus</i>
Callionymidae	<i>Synchropus marmoratus</i>	Labridae	<i>Cheilinus trilobatus</i> <i>Cheilinus undulatus</i> <i>Cheilio inermis</i> <i>Coris caudimacula</i> <i>Epibulus insidiator</i> <i>Halichoeres hortulanus</i> <i>Novaculichthys macrolepidotus</i> <i>Stethojulis albobittata</i> <i>Stethojulis strigiventer</i> <i>Stethojulis sp.</i>	Ostraciidae	<i>Lactoria cornuta</i>	Synodontidae	<i>Saurida undosquamis</i> <i>Synodus binotatus</i>
Carangidae	<i>Caranx armatus</i> <i>Caranx papuensis</i> <i>Trachinotus africanus</i>	Lethrinidae	<i>Lethrinus harak</i> <i>Lethrinus lentjan</i> <i>Lethrinus mahsena</i> <i>Lethrinus microdon</i> <i>Lethrinus nebulosus</i> <i>Lethrinus sp.</i>	Ostraciidae	<i>Ostracion cubicus</i>	Terapontidae	<i>Pelates quadrilineatus</i> <i>Therapon jarbua</i>
Centriscidae	<i>Aeoliscus punctulatus</i>	Lethrinidae	<i>Lethrinus harak</i> <i>Lethrinus lentjan</i> <i>Lethrinus mahsena</i> <i>Lethrinus microdon</i> <i>Lethrinus nebulosus</i> <i>Lethrinus sp.</i>	Percophidae	<i>Bembrops caudimacula</i>	Tetraodontidae	<i>Arothron hispidus</i> <i>Arothron immaculatus</i> <i>Arothron sp.</i> <i>Canthigaster bennetti</i> <i>Canthigaster solandri</i> <i>Canthigaster valentini</i>
Chaetodontidae	<i>Chaetodon auriga</i>	Lethrinidae	<i>Lethrinus harak</i> <i>Lethrinus lentjan</i> <i>Lethrinus mahsena</i> <i>Lethrinus microdon</i> <i>Lethrinus nebulosus</i> <i>Lethrinus sp.</i>	Platycephalidae	<i>Platycephalus indicus</i>		
Clupeidae	<i>Sardinella gibbosa</i>	Lethrinidae	<i>Lethrinus harak</i> <i>Lethrinus lentjan</i> <i>Lethrinus mahsena</i> <i>Lethrinus microdon</i> <i>Lethrinus nebulosus</i> <i>Lethrinus sp.</i>	Plotosiidae	<i>Plotosus lineatus</i>		
Cynoglossidae	<i>Cynoglossus zanzibarensis</i>	Lethrinidae	<i>Lethrinus harak</i> <i>Lethrinus lentjan</i> <i>Lethrinus mahsena</i> <i>Lethrinus microdon</i> <i>Lethrinus nebulosus</i> <i>Lethrinus sp.</i>	Pomacentridae	<i>Abudefduf sexatilis</i> <i>Abudefduf sexfasciatus</i> <i>Amphiprion clarkii</i>		
Diodontidae	<i>Diodon liturosus</i>	Lethrinidae	<i>Lethrinus harak</i> <i>Lethrinus lentjan</i> <i>Lethrinus mahsena</i> <i>Lethrinus microdon</i> <i>Lethrinus nebulosus</i> <i>Lethrinus sp.</i>	Scaridae	<i>Calotomus spinidens</i> <i>Hipposcarus longiceps</i> <i>Leptoscarus vaigiensis</i> <i>Scarus ghobban</i> Non identificato 1 Non identificato 2 Non identificato 3		

La tabella 28 mostra il numero di specie, le abbondanze percentuali ed i principali indici di diversità calcolati, J' e H' , per l'ittiofauna delle cinque stazioni di Gazi Bay. Il maggior numero di specie S , così come la maggiore abbondanza di individui N espressa in percentuale sul totale, sono stati trovati nell'*habitat* a fanerogame subtidali (49 e 49% rispettivamente), seguita dall'*habitat* a fanerogame intertidali (47 e 25% rispettivamente) e dei canali tidali (27 e 12% rispettivamente). Gli *habitat* delle mangrovie e della barriera corallina hanno presentato i valori più bassi di abbondanza percentuale (7 e 8% rispettivamente), ma, mentre il numero di specie di pesci pescati nelle mangrovie è stato il più basso riscontrato (25), nella barriera corallina ha presentato valori tra i più alti (45). Al contrario, sia l'indice di diversità di Shannon che quello di equitabilità di Pielou hanno mostrato una certa omogeneità tra tutti gli *habitat* della baia, evidenziando valori leggermente più alti nella barriera corallina.

Tabella 28. Numero di specie (S), Abbondanza percentuale ($N\%$), indice di equitabilità di Pielou (J') e di diversità di Shannon (H') delle specie dell'ittiofauna delle cinque stazioni di Gazi Bay: Mangrovie (M), Canali tidali a mangrovie (M ch), Fanerogame intertidali (IS), Fanerogame subtidali (SS), Barriera corallina (CR).

Stazione	S	N %	J'	H'
M	25	7	0.8	2.5
M ch	27	12	0.8	2.7
IS	47	25	0.7	2.7
SS	49	49	0.7	2.7
CR	45	8	0.9	3.4

Valori di abbondanza percentuale così bassi nelle mangrovie potrebbero sembrare in controtendenza rispetto alla grande mole di letteratura che attesta il grande valore delle mangrovie a sostegno delle comunità ittiche (es. Mumby *et al.*, 2004; Faunce e Serafy, 2006; Nagelkerken *et al.*, 2000a), ma va sottolineato che la maggior parte degli studi sulle comunità ittiche delle mangrovie hanno utilizzato come area di campionamento nelle mangrovie, i canali tidali immediatamente adiacenti ad esse, data la difficoltà o impossibilità di pescare con gli strumenti tradizionali tra le radici delle mangrovie. Tale scelta può in realtà portare ad errori di valutazione, in quanto è stato osservato che differenze tra *habitat* distanti anche pochi metri possono avere importanti effetti sulle comunità ittiche (Nagelkerken *et al.*, 2000a), come i nostri risultati attestano.

Pertanto, dato il rischio di campionare comunità ittiche differenti tra le mangrovie ed i canali adiacenti, i campioni presi dai canali e/o dagli *habitat* adiacenti potrebbero non essere rappresentativi della comunità ittica che realmente entra nelle mangrovie durante l'alta marea (Huxham *et al.*, 2004) ed i risultati ottenuti potrebbero complicare la comprensione del ruolo che questi *habitat* realmente svolgono nella vita dei pesci (Serafy *et al.*, 2003). Da qui la scelta adottata in questa ricerca di campionare sia i canali che la foresta.

Similmente a quanto riscontrato nel presente studio, già Huxham *et al.* (2004) avevano trovato abbondanze molto basse di pesci all'interno della foresta di Gazi Bay e hanno spiegato tale risultato con diversi fattori tra cui la tecnica di campionamento usata (*stake-net*), qui infatti modificata, la torbidità della colonna d'acqua ed altri fattori, non ben definiti, legati alla specificità del sito. Un altro fattore determinante l'accesso e l'uso dell'*habitat* delle mangrovie da parte dei pesci è la struttura geomorfologica (Lugendo *et al.*, 2007). Le mangrovie di Gazi sono "*fringing mangroves*", mangrovie a frangia che si prosciugano completamente durante la bassa marea, fattore che ne limita la frequenza di accesso ai picchi di alta marea e conseguentemente i pesci che vi sono entrati, si trovano costretti a migrare negli *habitat* adiacenti in fase di marea uscente.

L'elevata abbondanza e ricchezza delle specie ittiche negli *habitat* a fanerogame sono state ampiamente osservate in letteratura e correlate a diversi fattori intrinseci come la biomassa e la densità delle macrofite sommerse stesse (fanerogame e macroalghe) (Stoner, 1983; Bell e Westoby 1986; Sogard *et al.*, 1987), così come all'abbondanza di cibo e alla disponibilità di rifugi che ne deriva (Súarez *et al.*, 2004; Gullström *et al.*, 2008). Dal momento che le fanerogame adiacenti alle mangrovie hanno presentato una maggiore diversità e ricchezza specifica di pesci rispetto alle fanerogame a sé stanti in diverse aree tropicali (Nagelkerken *et al.*, 2001, Lugendo *et al.*, 2005, Unsworth *et al.*, 2008), è stato anche proposto che l'interazione dei due *habitat* conferisca un vantaggio alle specie ittiche, aumentandone la ricchezza in specie (Unsworth *et al.*, 2008). Anche Kimani *et al.*, (1996), a Gazi Bay, hanno correlato un maggiore numero di specie del sito a fanerogame adiacente alle mangrovie, rispetto al resto della baia, con l'esistenza di un diverso *microhabitat* riconducibile alla commistione di mangrovie e fanerogame.

La figura 27 mostra rispettivamente le abbondanze (a) e le biomasse (b) percentuali delle specie ittiche campionate nelle diverse stazioni di Gazi Bay suddivise per fase ontogenetica. Si può notare come i giovanili sono risultati più abbondanti nelle stazioni caratterizzate dalla presenza di fanerogame, ossia i canali tidali e le stazioni della baia, intertidali e subtidali, caratterizzate da un fondale prevalentemente ricoperto da praterie di fanerogame miste a macroalghe. I risultati sono coerenti con le elevate abbondanze di giovanili riscontrate da De Troch *et al.* (1996) e Kimani *et al.*, (1996) nei pregressi studi effettuati sulla comunità ittica di Gazi Bay. Anche nel mar dei Caraibi, area notevolmente studiata dal punto di vista della connettività e dell'uso dell'*habitat* da parte delle specie ittiche, è stato osservato che gli *habitat* di *back-reef* in generale, praterie a fanerogame e canali a mangrovie, presentano densità di giovanili più elevate rispetto agli *habitat* a barriera corallina, dove invece gli adulti sono maggiormente presenti (Parrish 1989, Nagelkerken *et al.*, 2000a, Eggleston *et al.*, 2004). Le praterie di fanerogame sono caratterizzate inoltre da una notevole complessità strutturale tale da rappresentare un'area di rifugio, oltre che, fungendo da substrato per svariati produttori primari e consumatori (i.e. invertebrati bentonici), rappresentano anche un'area di alimentazione per i giovanili di specie ittiche (Nakamura e Sano, 2004).

Per quanto riguarda l'*habitat* a mangrovie, le grandi abbondanze di adulti rispetto ai giovanili potrebbero essere dovute a diversi fattori. Innanzitutto, la torbidità dell'acqua potrebbe essere un fattore determinante per i giovanili in quanto, fornendo di per sé un'adeguata protezione dai predatori (Cyrus e Blaber, 1992; Maes *et al.*, 1998), i pesci potrebbero non trarre alcun vantaggio aggiuntivo dal penetrare nelle mangrovie e così, in acque torbide, come a Gazi Bay (osservazione personale) ridurrebbero o eliminerebbero del tutto il "comportamento anti-predatore" (Abrahams e Kattenfeld, 1997). L'elevata copertura a macrofite della baia e dei canali, e pertanto la complessità strutturale che ne scaturisce, rappresenterebbe già di per sé un'area di rifugio, come visto precedentemente. D'altronde, come osservato in altri studi, la complessità strutturale e l'ombra creata dalle fronde vegetali, in relazione al rischio di predazione, sono tra i fattori più importanti nel determinare la distribuzione dei giovanili (Laegdsgaard e Johnson, 2001; Cocheret de la Morinière *et al.*, 2004; Verweij *et al.*, 2006). Inoltre, come già detto, a Gazi Bay le mangrovie sono accessibili ai pesci solo per un breve lasso di tempo, essendo un'area interessata da marea bidiurna (Kitheka *et al.*, 1996), e i pesci, pertanto, non potendo usare esclusivamente l'*habitat* a mangrovie, sono obbligati a migrare tra le mangrovie e gli *habitat* adiacenti in funzione della marea. Questi frequenti movimenti sembrano essere importanti in termini di *budget* energetico

specialmente per giovanili di piccole dimensioni (Nøttestad *et al.*, 1999), come la maggior parte di quelli trovati a Gazi Bay (<3-5 cm). D'altronde, è possibile anche che i pesci che non penetrano realmente nella foresta ma rimangono nei canali e negli *habitat* a mangrovie adiacenti, traggano comunque beneficio "passivo" dall'elevata produttività delle mangrovie, grazie al trasferimento del carbonio di origine dalle mangrovie negli *habitat* adiacenti in funzione delle maree (Hemminga *et al.*, 1994). Le specie ittiche della baia di Gazi pare traggano invece vantaggio dall'uso delle mangrovie prevalentemente nella fase adulta non tanto in quanto aree di *nursery*, date le scarse abbondanze di giovanili, bensì come *feeding ground*, data la grande abbondanza di cibo dovuta all'elevata produttività delle mangrovie e della macrofauna bentonica associata [sensu. "the feeding hypothesis", Laegdsgaard e Johnson (2001)].

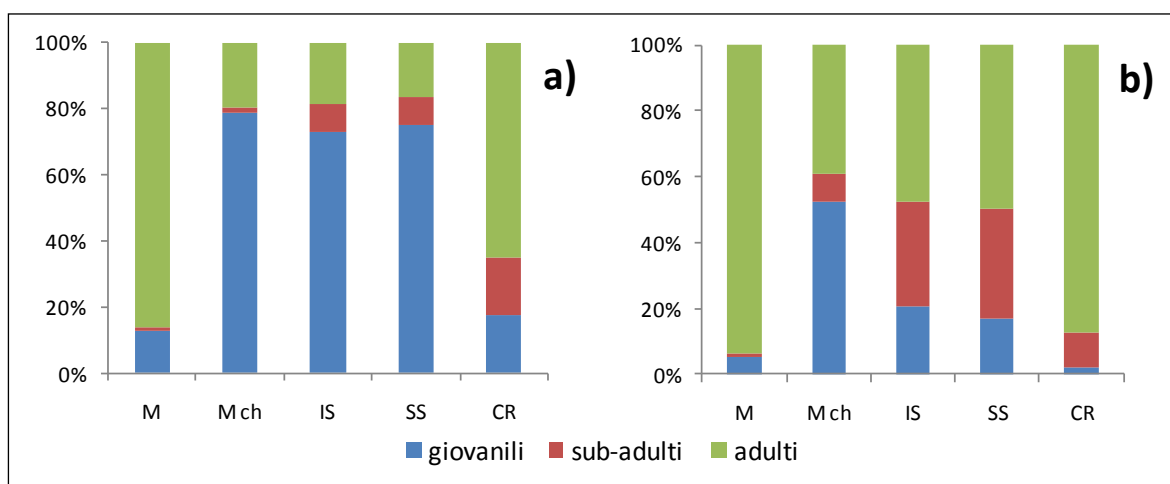


Figura 27. Abbondanza (a) e biomassa (b) percentuale delle specie ittiche suddivise per fase ontogenetica nelle diverse stazioni di Gazi Bay. Mangrovie (M), Canali tidali a mangrovie (M ch), Fanerogame intertidali (IS), Fanerogame subtidali (SS), Barriera corallina (CR).

L'analisi multivariata ANOSIM a due vie ortogonale ha mostrato differenze significative nell'abbondanza e nella biomassa percentuale tra le stazioni e tra le fasi ontogenetiche (Tab. 29). È stato utilizzato, inoltre, il metodo di ordinamento nMDS (non-Metric Multi Dimensional Scaling) (Clarke e Warwick, 1994) per rappresentare graficamente le differenze dell'abbondanza e biomassa percentuali tra le stazioni e le fasi ontogenetiche messe in evidenza con l'ANOSIM (figg. 28 e 29). Risulta evidente un *trend* simile in entrambi gli ordinamenti: lungo l'asse delle y si distribuiscono dall'alto verso il basso le stazioni così come lungo il transetto terra-mare ovvero: M - M ch - IS - SS - CR. Lungo l'asse delle x invece si distribuiscono le fasi ontogenetiche con i sub-adulti

raggruppati nella parte destra del grafico, i giovanili nella parte centrale e gli adulti nella parte sinistra. La CLUSTER analysis, sovrainposta all'nMDS, conferma tale suddivisione con i giovanili delle mangrovie che si distaccano dagli altri due raggruppamenti a causa della bassissima abbondanza e relativa biomassa.

Tabella 29. Risultati del Global test dell'ANOSIM a due vie per testare le differenze tra le stazioni e le fasi e ontogenetiche. * = $p < 0.05$; *** = $p < 0.001$.

ANOSIM	ABBONDANZA %		BIOMASSA %	
	Global R	p	Global R	p
tra stazioni	0.77	***	0.82	***
tra fasi ontogenetiche	0.55	*	0.55	*

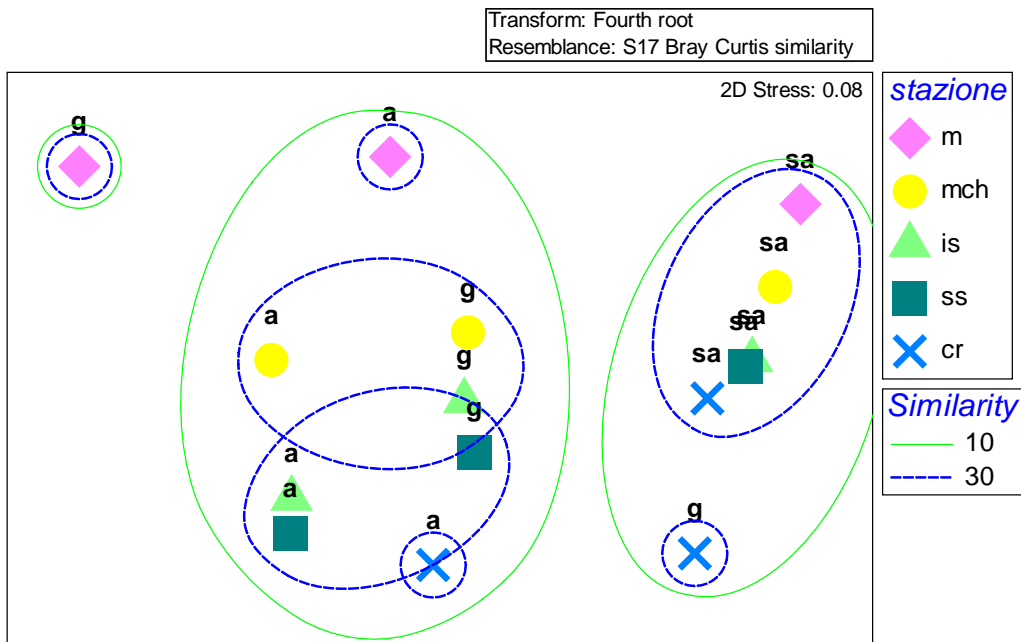


Figura 28. nMDS dei dati di abbondanza percentuale delle specie ittiche dell'area di Gazi Bay con sovrainposti i raggruppamenti identificati dalla CLUSTER analysis. Mangrovie (M), Canali tidali a mangrovie (M ch), Fanerogame intertidali (IS), Fanerogame subtidali (SS), Barriera corallina (CR).

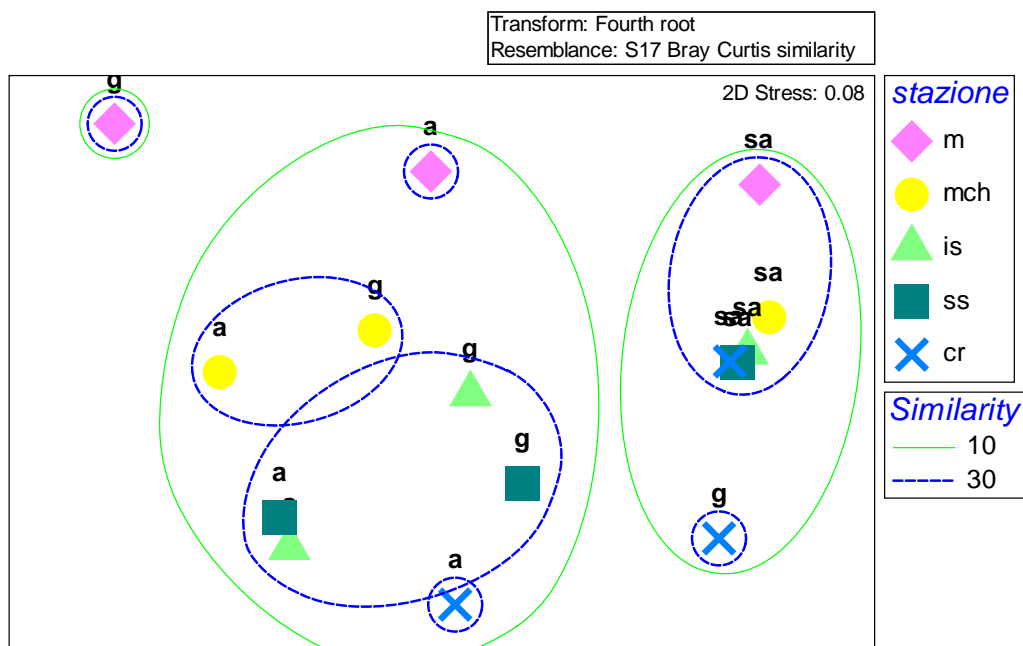


Figura 29. nMDS dei dati di biomassa percentuale delle specie ittiche dell'area di Gazi Bay con sovrainposti i raggruppamenti identificati dalla CLUSTER analysis. Mangrovie (M), Canali tidali a mangrovie (M ch), Fanerogame intertidali (IS), Fanerogame subtidali (SS), Barriera corallina (CR).

L'ipotesi del ruolo di *nursery* degli ambienti di *back reef* si basa sulle differenze di "idoneità degli *habitat*" per i pesci durante le diverse fasi ontogenetiche. I pesci pertanto sfrutterebbero queste differenze in "idoneità dell'*habitat*" attraverso le migrazioni ontogenetiche tra gli *habitat* (Lugendo *et al.*, 2006). Beck *et al.* (2001) hanno definito il concetto di "aree di *nursery*" come quell'insieme di *habitat*, caratterizzati dalla presenza di giovanili, che forniscono un contributo per unità di area alla produzione di individui che reclutano in popolazioni di adulti, in quantità maggiore di altri *habitat*. Secondo questo criterio, a Gazi Bay gli *habitat* a fanerogame e a canali tidali rappresenterebbero aree di *nursery* per giovanili, più che gli *habitat* a mangrovie e barriera corallina che risulterebbero invece più idonei alle fasi adulte.

Il concetto di migrazione ontogenetica suppone che, una volta raggiunta la maturità, i pesci migrino nella barriera corallina in quanto *habitat* più idoneo alla vita nella fase adulta in termini di riproduzione, visibilità, disponibilità di cibo e riparo (Lugendo *et al.*, 2006) e dove pertanto risulta elevata la biomassa delle specie ittiche (Mumby *et al.*, 2004). Risulta evidente dalla letteratura che diverse specie ittiche continuano comunque a frequentare gli *habitat* di back-reef, anche dopo aver effettuato la migrazione ontogenetica nel *reef*, a scopi alimentari (es. Sheaves e Molony

2000; Cochéret de la Morinière *et al.*, 2003; Chittaro *et al.*, 2004). Pesci per i quali siano state osservate tali migrazioni alimentari sono ad esempio *Sphyræna barracuda* (Serafy *et al.*, 2003), varie specie appartenenti alla famiglia dei Serranidi (Sheaves e Molony 2000), degli Emulidi (Nagelkerken *et al.*, 2000b; Nagelkerken e van der Velde, 2004a, b) e dei Lutjanidi (Sheaves e Molony, 2000; Nagelkerken *et al.*, 2000b; Nagelkerken e van der Velde, 2004a).

Tra le 104 specie identificate, 56 sono state trovate in un *habitat* solo, 21 in due *habitat*, 18 in tre *habitat*, 7 in quattro *habitat* e soltanto 2 in tutti e cinque gli *habitat* di Gazi Bay (Tab.30). Inoltre 41 specie sono state trovate in più di una fase ontogenetica, mentre le altre 63 sono state trovate in una fase soltanto, 44 solo nella fase adulta e 19 solo giovanili. La maggior parte delle specie (80) ha presentato un'abbondanza percentuale sul totale minore dell'1%, 21 specie compresa tra 1 e 5 %, mentre solo tre specie hanno presentato un'abbondanza maggiore del 5%, con una dominanza di *Siganus sutor* sul totale (21.8%) seguito da *Lethrinus harak* (8.2%) e *Leptoscarus vaigiensis* (6.4%). Una netta dominanza di poche specie è una caratteristica comune degli ambienti a mangrovie (Wright, 1986; 1989; Little *et al.*, 1988; Laroche *et al.*, 1997; Kuo *et al.*, 1999; Lin e Shao, 1999), e le suddette specie sono comuni negli ambienti a mangrovie della costa orientale dell'Africa (Oceano Indiano occidentale) (es. De Troch *et al.*, 1996; Gell e Whittington, 2002; Lugendo *et al.*, 2005; Nyunja *et al.*, 2009).

Seguendo le classificazioni sull'uso dell'*habitat* definite da Adams *et al.*, (2006), l'ittiofauna di Gazi Bay può essere distinta nelle seguenti tre classi sulla base delle abbondanze delle diverse fasi ontogenetiche e dei diversi *habitat* della baia: 1) pesci specialisti dell'*habitat* (*habitat specialists*), connessi al sito di origine in cui poi passano tutto il resto della vita; 2) pesci generalisti dell'*habitat* (*habitat generalists*), che usano una varietà di *habitat* durante l'intero ciclo vitale; 3) pesci che effettuano variazioni ontogenetiche dell'*habitat*, della dieta e del comportamento durante il passaggio dalla fase giovanile a quella adulta e/o sub-adulta (*ontogenetic shifters*) (Tab. 31). Per quanto riguarda il primo gruppo si possono ulteriormente distinguere i pesci specialisti dell'*habitat* a mangrovie, a fanerogame e a barriera corallina.

Tabella 30. Presenza/assenza delle specie dell'ittiofauna nelle stazioni dell'area di Gazi Bay. Mangrovie (M), Canali tidali a mangrovie (M ch), Fanerogame intertidali (IS), Fanerogame subtidali (SS), Barriera corallina (CR).

Famiglia	Specie	M	M ch	IS	SS	CR	Famiglia	Specie	M	M ch	IS	SS	CR	
Acanthuridae	<i>Acanthurus blochii</i>	X					Lutjanidae	<i>Lutjanus ehremergi</i>		X	X			
	<i>Acanthurus dussumeri</i>		X		X			<i>Lutjanus fulviflamma</i>	X	X	X	X	X	
	<i>Naso brevirostris</i>				X			<i>Lutjanus gibbus</i>			X	X		
	<i>Zebрасoma veliferum</i>					X								
Apogonidae	<i>Apogon hyalosoma</i>	X		X	X		Monacanthidae	<i>Paramonacanthus frenatus</i>			X	X	X	
	<i>Apogon nigripes</i>			X	X		Monodactylidae	<i>Monodactylus argenteus</i>	X					
	<i>Apogon novemfasciatus</i>				X		Mugilidae	<i>Valamugil seheli</i>	X					
	<i>Fowleria aurita</i>			X	X	X		Mullidae	<i>Parupeneus barberinus</i>			X	X	X
	<i>Sphaeramia orbicularis</i>	X							<i>Parupeneus indicus</i>					X
	non identificato 1		X				<i>Parupeneus porphreus</i>						X	
non identificato 2					X		<i>Upeneus trigula</i>			X				
Atherinidae	<i>Atherinomorus lacunosus</i>	X					Nemipteridae	<i>Scolopsis ghanam</i>				X		
Blenniidae	<i>Petroscirtes mitratus</i>		X	X	X		Ostraciidae	<i>Lactoria cornuta</i>	X		X	X	X	
	<i>Bothus mancus</i>		X	X	X		Ostraciidae	<i>Ostracion cubicus</i>					X	
	<i>Bothus panterinus</i>	X			X			Percophidae	<i>Bembrops caudimacula</i>		X			
Callionymidae	<i>Synchropus marmoratus</i>			X	X		Platycephalidae	<i>Platycephalus indicus</i>	X					
Carangidae	<i>Caranx armatus</i>	X					Plotosiidae	<i>Plotosus lineatus</i>			X			
	<i>Caranx papuensis</i>	X					Pomacentridae	<i>Abudefduf sexatilis</i>					X	
	<i>Trachinotus africanus</i>	X						<i>Abudefduf sexfasciatus</i>					X	
Centriscidae	<i>Aeoliscus punctulatus</i>			X	X			<i>Amphiprion clarkii</i>					X	
Chaetodontidae	<i>Chaetodon auriga</i>					X	Scaridae	<i>Calotomus spinidens</i>		X	X	X		
Clupeidae	<i>Sardinella gibbosa</i>		X	X	X			<i>Hipposcarus longiceps</i>				X		
Cynoglossidae	<i>Cynoglossus zanzibarensis</i>	X			X			<i>Leptoscarus vaigiensis</i>		X	X	X	X	
Diodontidae	<i>Diodon liturosus</i>							<i>Scaridae sp</i>			X	X		
Ephippidae	<i>Platax teira</i>	X						<i>Scarus ghobban</i>			X	X	X	
								<i>Scarus sp.</i>			X			
Fistulariidae	<i>Fistularia petimba</i>					X	Scorpaenidae	<i>Parascorpaena mossambica</i>		X	X	X		
Gerreidae	<i>Gerres oyena</i>	X	X	X	X			<i>Sebastapistes strongia</i>			X	X		
Gobiidae	<i>Acentrogobius audax</i>		X	X	X		Serranidae	<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i>	X				X	
	<i>Acentrogobius viridipunctulatus</i>		X	X			Siganidae	<i>Siganus canaliculatus</i>					X	
	<i>Amblygobius albimaculatus</i>			X	X			<i>Siganus stellatus</i>	X	X	X	X	X	
	<i>Amblygobius semicinctus</i>				X			<i>Siganus sutor</i>	X	X	X	X	X	
	<i>Amblygobius sphynx</i>				X		Sphyracidae	<i>Sphyracna barracuda</i>	X	X	X			
	<i>Callogobius maculipinis</i>	X						<i>Sphyracna flavicauda</i>			X	X		
	<i>Favonigobius melanobranchus</i>		X	X			Syngnathidae	<i>Hippichthys cyanospilos</i>					X	
	<i>Valenciennesa helsdingenii</i>				X			<i>Hippichthys spicifer</i>			X			
	non identificato 1	X		X				<i>Hippocampus camelopardatus</i>			X			
	non identificato 2		X					<i>Microphis fluviatilis</i>			X	X		
Hemulidae	<i>Plectrorincus gaterinus</i>			X	X	X		<i>Syngnathoides biaculeatus</i>			X	X		
Labridae	<i>Cheilinus trilobatus</i>				X	X	Syngnathidae	<i>Syngnathus acus</i>	X					
	<i>Cheilinus undulatus</i>		X	X	X	X		<i>Trachyrhamphus bicoarctatus</i>					X	
	<i>Cheilio inermis</i>			X	X	X	Synodontidae	<i>Saurida undosquamis</i>		X				
	<i>Coris caudimacula</i>				X			<i>Synodus binotatus</i>					X	
	<i>Epibulus insidiator</i>			X				Terapontidae	<i>Pelates quadrilineatus</i>					X
	<i>Halichoeres hortulanus</i>				X				<i>Therapon jarbua</i>	X				
	<i>Novaculichthys macrolepidotus</i>					X	Tetraodontidae	<i>Arothron hispidus</i>		X				
	<i>Stethojulis albovittata</i>				X			<i>Arothron immaculatus</i>					X	
	<i>Stethojulis strigiventer</i>		X	X	X	X		<i>Arothron sp.</i>				X		
	<i>Stethojulis sp.</i>				X			<i>Canthigaster bennetti</i>				X	X	
Lethrinidae	<i>Lethrinus harak</i>	X	X	X	X			<i>Canthigaster solandri</i>			X	X	X	
	<i>Lethrinus lentjan</i>			X	X	X		<i>Canthigaster valentini</i>			X	X	X	
	<i>Lethrinus mahsena</i>			X	X									
	<i>Lethrinus microdon</i>			X	X	X								
	<i>Lethrinus nebulosus</i>				X	X								
	<i>Lethrinus sp.</i>		X	X	X									

16 specie sono state trovate solo nelle mangrovie, 2 di queste sia da giovanili che adulti, rappresentano quindi specie strettamente connesse a questo *habitat*. *Sphaeramia orbicularis*, *Valamugil seheli*, *Monodactylus argenteus* e *Callogobius maculipinnis* sono state identificate come specie tipiche degli *habitat* a mangrovie di Gazi (Huxham *et al.*, 2004; Nyunja *et al.*, 2009). Non essendo state registrate in nessun altro *habitat* durante la bassa marea, si può supporre che queste specie siano sfuggite al campionamento nelle altre stazioni o che migrino altrove o che si nascondano. Ad esempio si può supporre che alcune, tipiche specie pelagiche (i.e. Carangidi e Serranidi) migrino nella barriera corallina mentre altre, tipiche specie bentoniche (i.e. Gobidi e Efiptidi) si nascondano nel fango. 39 specie sono state registrate all'interno della baia, tra i canali e le fanerogame intertidali e subtidali, *habitat* caratterizzati dalla presenza di praterie di fanerogame miste a macroalghe e pertanto possono essere classificate come specialiste degli *habitat* a fanerogame. 12 di queste specie sono state registrate in più fasi ontogenetiche a conferma del marcato uso dell'*habitat* per l'intero arco della vita. Tra le più abbondanti *Petroscirtes mitratus* e *Acentrogobius audax*, appartenenti alle famiglie dei Blennidi e dei Gobidi, sono specie bentoniche di piccole dimensioni, più legate al substrato e pertanto meno mobili, al contrario *Calotomus spinidens* e *Lutjanus ehrenbergii* sono specie di maggiori dimensioni e più mobili, pertanto si può immaginare un uso dell'intero *habitat* a fanerogame durante tutto il ciclo vitale. Le alte percentuali di giovanili di *S. flavicauda*, contrariamente alle basse degli adulti, fanno immaginare che questa specie usi l'*habitat* a fanerogame come *nursery* per poi in realtà ampliare l'areale di distribuzione in *habitat* anche differenti dalle fanerogame. 18 specie sono infine classificabili come specie caratteristiche esclusivamente della barriera corallina essendo state registrate solo in questo *habitat*.

12 specie sono state riscontrate nei diversi *habitat* della baia senza però poter identificare un *trend* ben definito tra la distribuzione dei giovanili e quella degli adulti, e pertanto sono state classificate come specie generaliste dell'*habitat* (Tab. 31). Queste specie sono state campionate principalmente tra gli *habitat* a fanerogame, sebbene alcuni individui siano stati registrati anche nella barriera corallina e nelle mangrovie. Tra le specie più abbondanti, *Cheilio inermis*, *Stethojulis strigiventer* e *Leptoscarus vaigiensis* sono state classificate da Nakamura e Tsuchiya (2008) come specie caratteristiche degli *habitat* a fanerogame, ma non in maniera esclusiva. *Gerres oyena* è nota come una specie tipica degli ambienti a mangrovie nelle diverse fasi vitali (Huxham *et al.*, 2004; Crona e Rönnbäck, 2007; Shibuno *et al.*, 2008), ma il cui comportamento denota una

certa connettività anche con gli *habitat* a fanerogame (Gell e Whittington, 2002; Lugendo *et al.*, 2006) e macroalghe (Mwandya *et al.*, 2010).

Infine, sulla base dell'andamento delle abbondanze tra le fasi e gli *habitat*, possono essere distinte due classi anche tra gli "ontogenetic shifters": la prima costituita da specie che effettuano migrazioni ontogenetiche dalle mangrovie alla barriera corallina e che poi restano connesse fortemente con questo *habitat*, ed una seconda classe che effettua migrazioni ontogenetiche dalle mangrovie alla barriera corallina e che poi durante la fase adulta effettua anche migrazioni alimentari nelle mangrovie (Tab. 31). All'interno di questa prima sottoclasse, *Fowleria aurita* e *Lethrinus lentjan* sono risultate le più abbondanti. *F. aurita* è già stata identificata come una delle specie caratteristiche della baia di Gazi da Van der Velde *et al.* (1995). *L. lentjan* è considerata da Gell e Whittington (2002) una specie tipica degli *habitat* a fanerogame durante la fase giovanile negli estuari del Mozambico, mentre Lugendo *et al.* (2006) lungo le coste dell'isola di Zanzibar hanno riscontrato la presenza dei giovanili nei canali e degli adulti nel resto della baia a confermarne il ruolo di "ontogenetic shifters". Infine, *Siganus sutor*, *Lethrinus harak* e *Lutjanus fulviflamma* sono tra le specie più abbondanti della baia (abbondanza tot: 33.8%) e sono quelle che sembrano supportare il maggior grado di connettività tra *habitat* adiacenti all'interno della baia di Gazi. I giovanili delle tre specie presentano un areale ristretto alle fanerogame durante la fase giovanile, per poi espandere l'areale alle mangrovie ed alla barriera corallina durante la fase sub-adulta e adulta. Tale meccanismo è perfettamente riconducibile al comportamento degli "ontogenetic shifters" definito da Adams *et al.* (2006). Mentre Locham *et al.* (2010) identificano la barriera corallina come *habitat* preferenziale per gli individui di *S. sutor* al di sopra dei 15 cm, Lugendo *et al.* (2005, 2006) hanno confermato la presenza di elevate abbondanze di giovanili tra le fanerogame ed i canali a mangrovie di Zanzibar, mentre Gell e Whittington (2002) ne confermano la netta dominanza sulle altre specie a sottolinearne l'importanza ecologica ed economica. Anche *L. harak* risulta particolarmente legato alle aree con elevata copertura algale durante la fase giovanile (Mwandya *et al.*, 2010) mentre Huxham *et al.*, (2007), basandosi sulle analisi isotopiche degli otoliti, hanno classificato sia *L. harak* che *L. fulviflamma* come specie che migrano *offshore* da adulti.

Tabella 31. Abbondanze percentuali delle specie di Gazi Bay nelle diverse stazioni e fasi ontogenetiche classificate per classi sulla base dell'uso dell'habitat *sensu* Adams *et al.* (2006), Mangrovie (M), Canali tidali a mangrovie (M ch), Fanerogame intertidali (IS), Fanerogame subtidali (SS), Barriera corallina (CR).

Famiglia	Specie	fase ontogenetica	M	M ch	IS	SS	CR
Habitat specialists							
Mangrovie							
Acanthuridae	<i>Acanthurus blochii</i>	a	0.6				
Apogonidae	<i>Sphaeramia orbicularis</i>	g	0.6				
Apogonidae	<i>Sphaeramia orbicularis</i>	a	7.7				
Atherinidae	<i>Atherinomorus lacunosus</i>	a	6.4				
Carangidae	<i>Caranx armatus</i>	a	1.3				
Carangidae	<i>Caranx papuensis</i>	a	0.6				
Carangidae	<i>Trachinotus africanus</i>	a	1.9				
Cynoglossidae	<i>Cyanoglossus zanzibarensis</i>	a	1.3				
Ephippidae	<i>Platax teira</i>	a	0.6				
Gobiidae	<i>Callogobius maculipinis</i>	a	1.3				
Gobiidae	non identificato 1	g	10.3				
Monodactylidae	<i>Monodactylus argenteus</i>	g	0.6				
Monodactylidae	<i>Monodactylus argenteus</i>	a	1.9				
Mugilidae	<i>Valamugil seheli</i>	a	4.5				
Platycephalidae	<i>Platycephalus indicus</i>	a	1.3				
Serranidae	<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i>	a	0.6				
Syngnathidae	<i>Syngnatus acus</i>	a	0.6				
Terapontidae	<i>Therapon jarbua</i>	a	0.6				
Fanerogame							
Apogonidae	<i>Apogon nigripes</i>	g				0.1	
Apogonidae	<i>Apogon nigripes</i>	a			0.2	0.7	
Apogonidae	<i>Apogon novemfasciatus</i>	g				0.1	
Apogonidae	<i>Apogon novemfasciatus</i>	a				0.1	
Apogonidae	non identificato 1	g		0.7			
Apogonidae	non identificato 2	g				0.2	
Blenniidae	<i>Petroscirtes mitratus</i>	g		8	3.2	0.2	
Blenniidae	<i>Petroscirtes mitratus</i>	a		0.7		0.8	
Centriscidae	<i>Aeoliscus punctulatus</i>	a			0.2	1.2	
Diodontidae	<i>Diodon liturus</i>	a				0.1	
Gobiidae	<i>Acentrogobius audax</i>	g		6.9	1.2	0.2	
Gobiidae	<i>Acentrogobius audax</i>	a		4.4	2.5	0.3	
Gobiidae	<i>Acentrogobius viridipunctulatus</i>	a		0.4	0.4		
Gobiidae	<i>Amblygobius albimaculatus</i>	g			0.2		
Gobiidae	<i>Amblygobius albimaculatus</i>	a			0.2	0.3	
Gobiidae	<i>Favonigobius melanobranchus</i>	g		1.8			
Gobiidae	<i>Favonigobius melanobranchus</i>	a		0.7		0.1	
Gobiidae	non identificato 2	a		2.2			
Labridae	<i>Epibulus insidiator</i>	g			0.2		
Labridae	<i>Halichoeres hortulanus</i>	g				0.4	
Labridae	<i>Stethojulis</i> sp.	g				0.1	
Lethrinidae	<i>Lethrinus mahsena</i>	g			0.5	0.1	
Lethrinidae	<i>Lethrinus</i> sp.	g		8.4	0.5	0.1	
Lutjanidae	<i>Lutjanus ehremergi</i>	g		5.8	1.1		
Lutjanidae	<i>Lutjanus ehremergi</i>	a		1.5	0.2		
Mullidae	<i>Upeneus trigula</i>	a			0.2		
Nemipteridae	<i>Scolopsis ghanam</i>	a				0.2	
Percophidae	<i>Bembrops caudimacula</i>	g		2.5			
Scaridae	<i>Calotomus spinidens</i>	g		0.4		0.4	
Scaridae	<i>Calotomus spinidens</i>	a			4.1	3.1	
Scaridae	<i>Hipposcarus longiceps</i>	g				0.1	
Scaridae	<i>Hipposcarus longiceps</i>	a			0.2		
Scaridae	non identificato 1	g			0.2	0.4	
Scaridae	non identificato 2	g			1.1		
Scaridae	non identificato 3	g			0.9		
Scorpaenidae	<i>Sebastapistes strongia</i>	g			0.7	0.4	
Scorpaenidae	<i>Sebastapistes strongia</i>	a			1.4	0.3	
Siganidae	<i>Siganus canaliculatus</i>	g				0.3	
Sphyraenidae	<i>Sphyraena flavicauda</i>	g			0.2	8.2	
Sphyraenidae	<i>Sphyraena flavicauda</i>	a				1.2	
Syngnathidae	<i>Hippichthys cyanospilus</i>	a				0.1	
Syngnathidae	<i>Hippichthys spicifer</i>	a		1.8			
Syngnathidae	<i>Hippocampus camelopardatus</i>	a			0.2		
Syngnathidae	<i>Microphis fluviatilis</i>	g		0.4			
Syngnathidae	<i>Microphis fluviatilis</i>	a			0.7		
Syngnathidae	<i>Syngnathoides biaculeatus</i>	a			1.2	0.9	
Syngnathidae	<i>Trachyrhamphus bicoarctatus</i>	a				0.1	
Synodontidae	<i>Saurida undosquamis</i>	a		0.4			
Terapontidae	<i>Pelates quadrilineatus</i>	g			0.2		
Tetraodontidae	<i>Arothron hispidus</i>	g		1.1			
Tetraodontidae	<i>Arothron immaculatus</i>	g				0.1	

continua

Famiglia	Specie	fase ontogenetica	M	M ch	IS	SS	CR
Habitat specialists							
Barriera corallina							
Acanthuridae	<i>Naso brevirostris</i>	a					1.1
Acanthuridae	<i>Zebbrasoma veliferum</i>	g					0.5
Chaetodontidae	<i>Chaetodon auriga</i>	a					0.5
Fistulariidae	<i>Fistularia petimba</i>	a					0.5
Gobiidae	<i>Amblygobius semicinctus</i>	a					0.5
Gobiidae	<i>Amblygobius sphynx</i>	a					1.6
Gobiidae	<i>Valenciennea helsdingeni</i>	a					0.5
Labridae	<i>Coris caudimacula</i>	a					1.1
Labridae	<i>Novaculichthys macrolepidotus</i>	g					5.5
Labridae	<i>Novaculichthys macrolepidotus</i>	a					4.4
Labridae	<i>Stethojulis albobittata</i>	a					7.1
Mullidae	<i>Parupeneus indicus</i>	sa					1.1
Mullidae	<i>Parupeneus porphreus</i>	a					1.6
Ostraciidae	<i>Ostracion cubicus</i>	a					0.5
Pomacentridae	<i>Abudefduf sexatilis</i>	a					0.5
Pomacentridae	<i>Abudefduf sexfasciatus</i>	g					0.5
Pomacentridae	<i>Abudefduf sexfasciatus</i>	a					0.5
Pomacentridae	<i>Amphiprion clarkii</i>	a					1.6
Scaridae	<i>Scarus ghobban</i>	a				0.1	6.0
Synodontidae	<i>Synodus binotatus</i>	a					1.1
Habitat generalists							
Apogonidae	<i>Apogon hyalosoma</i>	g			0.2	10.0	
Apogonidae	<i>Apogon hyalosoma</i>	a	0.6				
Bothidae	<i>Bothus pantherinus</i>	g				0.1	
Bothidae	<i>Bothus pantherinus</i>	a	0.6				
Callionymidae	<i>Synchropus marmoratus</i>	a			0.5		0.5
Gerreidae	<i>Gerres oyena</i>	g		7.6	0.4		
Gerreidae	<i>Gerres oyena</i>	a	9.0	4.7	1.2	0.3	
Hemulidae	<i>Plethorincus gaterinus</i>	a			0.2	0.1	1.1
Labridae	<i>Cheilinus undulatus</i>	g		0.4		1.1	
Labridae	<i>Cheilinus undulatus</i>	a		0.4	0.2	1.2	0.5
Labridae	<i>Cheilio inermis</i>	g			1.2	1.2	5.5
Labridae	<i>Cheilio inermis</i>	sa			1.2	3.4	6.0
Labridae	<i>Stethojulis strigiventer</i>	g		3.3	0.7		1.1
Labridae	<i>Stethojulis strigiventer</i>	a		1.5		0.3	2.7
Monacanthidae	<i>Paramonacanthus frenatus</i>	g				0.4	
Monacanthidae	<i>Paramonacanthus frenatus</i>	a			0.4	0.9	0.5
Ostraciidae	<i>Lactoria cornuta</i>	a	1.3		0.2	0.1	0.5
Scaridae	<i>Leptoscarus vaigiensis</i>	g		1.5	10.1	3.4	2.2
Scaridae	<i>Leptoscarus vaigiensis</i>	sa		1.1	5.7	3.5	4.4
Scorpaenidae	<i>Parascorpaena mossambica</i>	g		0.4		0.1	0.5
Siganidae	<i>Siganus stellatus</i>	g			0.4		
Siganidae	<i>Siganus stellatus</i>	a	0.6	0.4	0.2		1.1
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i>	g	1.3	3.6	3.2		
Tetraodontidae	<i>Canthigaster bennetti</i>	a			0.2		1.6
Ontogenetic shifters							
Migrazioni ontogenetiche nursery-reef - legame col reef							
Acanthuridae	<i>Acanthurus dussumeri</i>	g		0.4			0.5
Acanthuridae	<i>Acanthurus dussumeri</i>	a					0.5
Labridae	<i>Cheilinus trilobatus</i>	g				0.1	
Labridae	<i>Cheilinus trilobatus</i>	a					0.5
Clupeidae	<i>Sardinella gibbosa</i>	g		0.4		0.3	
Clupeidae	<i>Sardinella gibbosa</i>	a				0.2	2.7
Apogonidae	<i>Fowleria aurita</i>	g			0.5	1.7	
Apogonidae	<i>Fowleria aurita</i>	a			0.4	1.2	2.2
Lethrinidae	<i>Lethrinus lentjan</i>	g			3.4	1.2	
Lethrinidae	<i>Lethrinus lentjan</i>	a			1.4	2.0	1.1
Lethrinidae	<i>Lethrinus microdon</i>	g			0.2	0.4	
Lethrinidae	<i>Lethrinus microdon</i>	a					1.6
Lethrinidae	<i>Lethrinus nebulosus</i>	g				0.1	
Lethrinidae	<i>Lethrinus nebulosus</i>	a				0.2	0.5
Lutjanidae	<i>Lutjanus gibbus</i>	g			0.5		1.1
Lutjanidae	<i>Lutjanus gibbus</i>	a					0.5
Mullidae	<i>Parupeneus barberinus</i>	g			1.4	0.4	
Mullidae	<i>Parupeneus barberinus</i>	sa				0.2	2.2
Mullidae	<i>Parupeneus barberinus</i>	a					1.1
Plotosiidae	<i>Plotosus lineatus</i>	g			0.2		
Plotosiidae	<i>Plotosus lineatus</i>	a					3.8
Tetraodontidae	<i>Canthigaster solandri</i>	g				0.2	
Tetraodontidae	<i>Canthigaster solandri</i>	a			0.2	0.3	0.5
Tetraodontidae	<i>Canthigaster valentini</i>	g				0.4	
Tetraodontidae	<i>Canthigaster valentini</i>	a			1.1	0.4	1.6

continua

Famiglia	Specie	fase ontogenetica	M	M ch	IS	SS	CR
Ontogenetic shifters							
Migrazioni ontogenetiche <i>nursery-reef</i> e alimentari <i>reef-mangrovie</i>							
Bothide	<i>Bothus mancus</i>	g			0.2		
Bothide	<i>Bothus mancus</i>	a		0.4			0.5
Lethrinidae	<i>Lethrinus harak</i>	g		6.5	6.2		
Lethrinidae	<i>Lethrinus harak</i>	a	27.6				0.5
Lutjanidae	<i>Lutjanus fulviflamma</i>	g		1.1	0.5		
Lutjanidae	<i>Lutjanus fulviflamma</i>	a	10.3	0.4	0.2	0.3	6.6
Siganidae	<i>Siganus sutor</i>	g		17.8	34.6	42.0	
Siganidae	<i>Siganus sutor</i>	sa	1.3	0.4	1.4	1.2	3.8
Siganidae	<i>Siganus sutor</i>	a	4.5				1.6

4.2.3 Il ruolo dell'ittiofauna nei movimenti della materia organica in un ecosistema a mangrovie

Il ruolo dell'ittiofauna nel movimentare la materia organica all'interno della baia di Gazi e quindi nel connettere i diversi *habitat* della baia è stato indagato mediante l'approccio congiunto degli isotopi stabili del carbonio e dell'azoto e degli acidi grassi.

Dai risultati delle analisi isotopiche del carbonio, è possibile osservare un gradiente di arricchimento in ^{13}C dalla stazione a mangrovie a quella della barriera corallina nell'area di Gazi Bay sia per le fonti di materia organica che per gli invertebrati ed i pesci (Fig. 30). Nonostante l'elevata variabilità interna alle stazioni (elevate deviazioni standard), ascrivibile alla diversità dei *taxa* analizzati, le fonti di materia organica sono risultate significativamente differenti tra tutte le stazioni (cfr. par. 4.2.1). Gli invertebrati della barriera corallina sono risultati significativamente più arricchiti in ^{13}C rispettivamente del 5.9 ‰ ($t= 5.134$, $p<0.001$), 5.5 ‰ ($t= 6.169$, $p<0.001$) e 4.2 ‰ ($t= 2.684$, $p<0.05$) rispetto a quelli dei canali a mangrovie e delle stazioni intertidale e subtidale a fanerogame. Non sono emerse invece differenze significative tra le stazioni interne della baia (IS vs. SS, $p>0.05$). I pesci nel complesso non hanno mostrato differenze significative tra le mangrovie ed i canali tidali adiacenti, né tra le due stazioni a fanerogame interne alla baia, ma tra tutte le altre stazioni le differenze sono state altamente significative (Tab. 32).

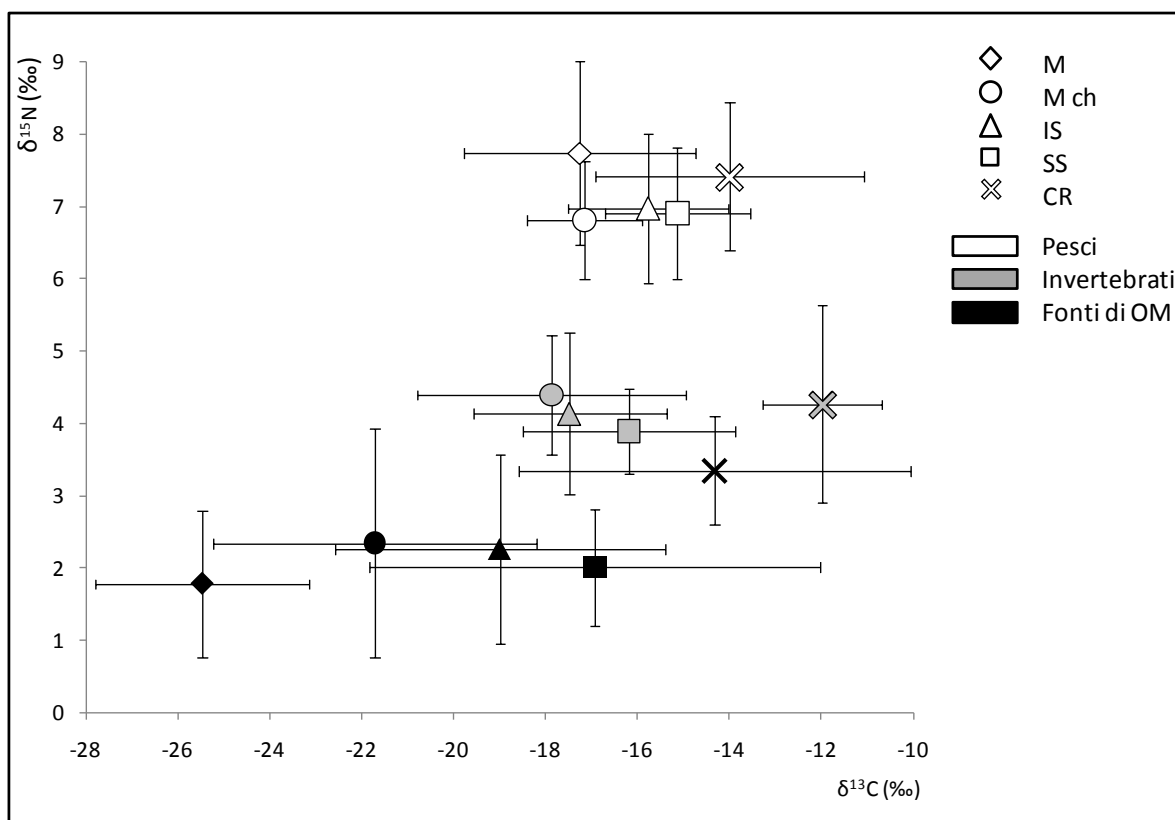


Figura 30. $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) di pesci, invertebrati e fonti di materia organica nelle cinque stazioni dell'area di Gazi Bay. Mangrovie (M); Canali tidali a mangrovie (M ch); Fanerogame intertidali (IS); Fanerogame subtidali (SS); Barriera corallina (CR).

Tabella 32. Risultato del Test a coppie tra stazioni relativamente ai valori di $\delta^{13}\text{C}$ dei pesci effettuato a partire dalla PERMANOVA. **= $p < 0.01$; ***= $p < 0.001$; n.s.= non significativo. Mangrovie (M), Canali tidali a mangrovie (M ch), Fanerogame intertidali (IS), Fanerogame subtidali (SS), Barriera corallina (CR).

TEST A COPPIE					
Termine 'stazione'					
Gruppi	t	P(perm)	Gruppi	t	P(perm)
M ch, IS	5.25	***	IS, CR	3.68	***
M ch, SS	4.97	***	IS, M	3.68	***
M ch, CR	6.72	***	SS, CR	4.38	***
M ch, M	0.18	n.s.	SS, M	3.34	**
IS, SS	0.90	n.s.	CR, M	4.73	***

Gli invertebrati bentonici ed i pesci campionati nella stazione a mangrovie e nei canali tidali adiacenti sono risultati generalmente più impoveriti in ^{13}C se confrontati con gli individui della stessa famiglia (invertebrati) (Tab. 33) o con individui della stessa specie

e della stessa fase ontogenetica (pesci) campionati nelle fanerogame e nella barriera corallina (Tab. 34). Il gradiente di arricchimento tra le stazioni è stato generalmente il seguente: Mangrovie (M) < Canali tidali a mangrovie (M ch) < Fanerogame intertidali (IS) < Fanerogame subtidali (SS) < Barriera corallina (CR). Le differenze più elevate tra stazioni sono state osservate tra gli Anfipodi Corofidi (IS-CR: 8.4‰) per quanto riguarda gli invertebrati (Tab. 33), mentre, tra i pesci, le differenze più marcate sono state riscontrate tra gli adulti della specie *Calotomus spinidens* (SS-CR: 4.5‰) (Tab. 34).

Tabella 33. $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) degli invertebrati bentonici (infauna/epifauna) nelle cinque stazioni di Gazi Bay. Mangrovie (M); Canali tidali a mangrovie (M ch); Fanerogame intertidali (IS); Fanerogame subtidali (SS); Barriera corallina (CR).

Anfipodi	Stazione	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
Ampithoidae	IS	-18.05	0.11	3.42	0.21
Corophiidae	IS	-19.55	0.12	3.98	0.63
Corophiidae	CR	-11.17	1.04	3.19	0.37
Gammaridae	IS	-18.89	0.49	4.62	0.46
Isochyroceridae	CR	-13.28	0.11	3.25	0.14
Phoxocephalide	CR	-14.24	0.86	3.60	0.38
Decapodi		$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
Stylodactylidae	IS	-17.18	0.51	6.15	0.47
Pontoniinae	CR	-10.79	0.37	7.31	0.39
Gasteropodi		$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
Cerithidae	CR	-10.99	0.59	3.93	1.00
Columbellidae	M ch	-16.98	0.33	4.10	0.11
Columbellidae	IS	-17.99	0.25	4.31	0.64
Costellaridae	M ch	-16.73	0.95	4.73	1.00
Costellaridae	IS	-14.70	0.52	4.47	1.08
Littorinidae	M ch	-16.98	0.48	3.58	0.42
Marginellidae	CR	-12.45	0.28	4.72	0.12
Mitridae	CR	-11.60	0.33	4.48	0.24
Neritidae	IS	-15.96	0.97	3.26	0.06
Neritidae	SS	-14.78	0.10	4.91	0.21
Phasianellidae	M ch	-18.68	0.28	5.13	0.38
Phasianellidae	SS	-15.23	1.08	4.42	0.73
Phasianellidae	CR	-11.49	0.84	4.14	0.05
Trochidae	M ch	-16.94	0.24	4.41	0.59
Trochidae	IS	-17.67	0.41	3.44	0.13
Zooplankton		$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
Copepoda calanoida	M ch	-19.24	0.76	4.06	0.29
Copepoda calanoida	IS	-16.68	0.07	4.43	1.06
Copepoda calanoida	SS	-17.14	0.64	3.87	0.43
Copepoda calanoida	CR	-17.74	1.26	5.05	0.36

Tabella 34. $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) delle diverse fasi ontogenetiche dei piú abbondanti pesci nelle cinque stazioni di Gazi Bay. Mangrovie (M); Canali tidali a mangrovie (M ch); Fanerogame intertidali (IS); Fanerogame subtidali (SS); Barriera corallina (CR).

Specie	classe di taglia (Ls, cm)	fase ontogenetica	N	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
<i>Acentrogobius audax</i>							
M ch	0-3	giovanili	6	-17.8	1.8	5.7	0.5
IS	0-3	giovanili	2	-14.9	0.7	6.0	0.2
IS	>3	adulti	4	-16.2	1.3	7.2	0.5
SS	>3	adulti	3	-14.9	0.1	6.8	0.3
<i>Calotomus spinidens</i>							
SS	0-3	giovanili	4	-14.5	1.8	7.4	0.5
CR	0-3	giovanili	2	-12.7	0.1	7.2	0.0
IS	>3	adulti	6	-15.4	1.1	6.3	0.3
SS	>3	adulti	5	-15.1	1.1	6.5	0.2
CR	>3	adulti	2	-10.7	0.7	6.5	0.2
<i>Cheilio inermis</i>							
CR	0-5	giovanili	3	-12.2	0.1	7.4	0.2
IS	5-15	sub-adulti	7	-15.4	1.2	7.4	0.4
SS	5-15	sub-adulti	7	-15.8	0.4	7.7	0.3
CR	5-15	sub-adulti	3	-12.1	0.2	8.2	0.1
<i>Fowleria aurita</i>							
SS	0-4	giovanili	6	-15.6	0.4	6.4	0.3
SS	>4	adulti	4	-14.4	0.8	7.2	0.4
CR	>4	adulti	4	-14.4	0.2	7.7	0.3
<i>Gerres oyena</i>							
M ch	0-5	giovanili	2	-15.0	0.8	7.3	0.7
IS	0-5	giovanili	2	-11.4	2.4	6.4	0.6
M	>5	adulti	9	-15.4	2.0	7.3	0.6
M ch	>5	adulti	4	-15.7	0.3	6.5	0.4
IS	>5	adulti	7	-13.1	1.8	6.2	0.5
<i>Lethrinus harak</i>							
M ch	0-5	giovanili	5	-17.6	1.1	7.1	0.3
IS	0-5	giovanili	6	-14.8	0.4	7.2	0.2
M	>10	adulti	6	-17.9	0.9	8.6	0.7
CR	>10	adulti	2	-9.9	0.2	8.4	0.2
<i>Leptoscarus vaigiensis</i>							
IS	0-5	giovanili	7	-16.6	1.0	6.1	0.4
SS	0-5	giovanili	5	-15.5	0.4	6.1	0.5
IS	5-15	sub-adulti	6	-16.3	1.2	5.2	0.6
SS	5-15	sub-adulti	4	-15.1	0.6	4.8	0.1
CR	5-15	sub-adulti	3	-14.4	0.4	6.4	0.2
<i>Lutjanus fulviflamma</i>							
M ch	0-5	giovanili	2	-16.5	0.3	7.1	0.1
IS	0-5	giovanili	3	-15.6	0.6	8.2	0.3
M	>5	adulti	6	-16.3	3.0	9.2	0.7
M ch	>5	adulti	6	-15.8	0.8	8.0	0.4
SS	>5	adulti	3	-14.8	0.9	8.2	0.6
CR	>5	adulti	5	-14.9	2.1	9.1	0.6

continua

Specie	classe di taglia (Ls, cm)	fase ontogenetica	N	$\delta^{13}\text{C}$	d.s.	$\delta^{15}\text{N}$	d.s.
<i>Petroscirtes mitratus</i>							
M ch	0-3	giovanili	6	-17.2	0.9	6.4	0.3
IS	0-3	giovanili	3	-14.7	1.0	6.5	0.8
<i>Siganus sutor</i>							
M ch	0-5	giovanili	3	-18.8	0.2	7.1	0.7
IS	0-5	giovanili	3	-19.0	0.1	7.6	0.2
SS	0-5	giovanili	3	-18.9	0.3	7.8	0.3
IS	5-10	sub-adulti	4	-17.7	0.8	7.0	0.2
SS	5-10	sub-adulti	4	-19.4	0.9	7.3	0.3
CR	5-10	sub-adulti	4	-20.3	0.4	6.6	0.3
M	>10	adulti	7	-19.9	0.7	6.3	0.6
CR	>10	adulti	3	-14.4	1.6	5.9	0.1
<i>Sphyraena barracuda</i>							
M ch	0-15	giovanili	6	-16.7	1.4	7.8	1.0
IS	0-15	giovanili	10	-16.7	0.5	8.4	0.6
<i>Stethojulius strigiventer</i>							
M ch	0-2.5	giovanili	5	-17.7	6.9	0.4	0.3
CR	0-2.5	giovanili	2	-12.3	7.6	0.2	0.2
M ch	>2.5	adulti	2	-17.4	7.1	0.2	0.2
CR	>2.5	adulti	3	-11.3	7.6	0.4	0.2

Per quanto riguarda il $\delta^{15}\text{N}$, non sono state osservate differenze significative tra le stazioni, né per quanto riguarda le fonti, né per invertebrati e pesci. Per quanto riguarda i pesci, sono invece emerse differenze significative tra le fasi ontogenetiche, ovvero tra i giovanili e gli adulti delle seguenti specie: *A. audax* ($t= 2.47$, $p<0.05$), *C. spinidens* ($t= 2.59$, $p< 0.05$), *F. aurita* ($t= 3.47$, $p<0.01$), *L. harak* ($t= 6.73$, $p<0.001$), *L. fulviflamma*, ($t= 4.42$, $p<0.001$), *S. sutor* ($t= 5.59$, $p< 0.001$), ma anche tra i giovanili e i sub-adulti delle specie *L. vaigiensis* ($t= 3.01$, $p<0.01$), *S. sutor* ($t= 2.87$, $p<0.01$) e tra i sub-adulti e gli adulti di *G. oyena* ($t= 2.60$, $p<0.05$), *L. fulviflamma*, ($t= 3.83$, $p<0.01$), *S. sutor* ($t= 4.25$, $p<0.001$) ad indicare possibili variazioni ontogenetiche della dieta.

Le specie di erbivori più abbondanti nella baia di Gazi, *Calotomus spinidens*, *Leptoscarus vaigiensis* e *Siganus sutor* hanno evidenziato un andamento simile dal punto di vista delle variazioni isotopiche, sia tra fasi ontogenetiche che tra stazioni. Confrontando le firme isotopiche tra le diverse fasi di crescita, tutte e tre le specie hanno presentato variazioni significative del $\delta^{15}\text{N}$, dando indicazioni di *shift* ontogenetici, ma nessuna invece ha mostrato differenze significative del $\delta^{13}\text{C}$, suggerendo l'uso, diretto o

indiretto, delle stesse risorse di base e quindi una certa mobilità, e quindi connettività, tra i diversi *habitat* all'interno della baia.

La firma isotopica del carbonio, oltre a dare indicazioni sulla dieta e sull'uso delle risorse di base da parte delle singole specie, se messa in relazione ai potenziali *food item* nelle diverse stazioni di campionamento, può dare importanti indicazioni sulla connettività trofica tra *habitat* adiacenti (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2003; Nakamura *et al.*, 2008). La sovrapposizione di valori isotopici del carbonio tra individui di diversi *habitat*, come si osserva in questo caso, suggerisce un alto grado di connettività tra gli *habitat*, con la possibilità che i pesci usino più di un *habitat* come *feeding ground*. Al contrario, valori che tendono a distanziarsi tra i diversi *habitat*, suggeriscono un uso più localizzato, sito-specifico, delle risorse. In generale, i giovanili di queste tre specie si alimentano principalmente di piccoli crostacei e gasteropodi, per poi modificare la propria dieta indirizzandola verso materiale di origine vegetale durante la crescita, come già osservato in studi pregressi (es. Bellwood, 1988; Overholtzer e Motta, 1999; Nakamura *et al.*, 2003). Tale cambiamento nelle preferenze trofiche durante la crescita può derivare da diversi fattori prevalentemente di origine metabolica e fisiologica, tra cui lo sviluppo di un intestino più lungo (Kramer e Bryant, 1995) e degli appositi enzimi digestivi (Luczkovich e Stellwag, 1993). La cellulosa e la lignina sono normalmente tessuti di difficile digestione rispetto ai tessuti animali (Wootton, 1998), pertanto la digestione di materiale vegetale da parte degli erbivori può essere favorita da un intestino più lungo e dalla fermentazione batterica che ivi avviene (Miller, 1979; Gladfelter e Johnson, 1983; Choat *et al.*, 2002). Un corpo di piccole dimensioni, come quello dei giovanili, con limitate dimensioni dell'apparato digerente, può quindi presentare problemi associati alla digestione di materiale vegetale rendendo impossibile l'erborivoria nelle prime fasi vitali (Kotrschal e Thomson, 1986; Alexander, 1996; Harrison, 1996).

I giovanili di *C. spinidens* hanno presentato una dieta a base di invertebrati bentonici (Fig. 31). Nonostante le differenze del $\delta^{13}\text{C}$ tra le stazioni non siano risultate statisticamente significative, si può notare una dieta piuttosto sito specifica per i giovanili della barriera corallina che sembrano dipendere esclusivamente dagli invertebrati, anfipodi e gasteropodi, della stessa stazione. Al contrario, i giovanili delle fanerogame subtidali hanno mostrato una maggiore variabilità del $\delta^{13}\text{C}$ ed una dipendenza da una dieta più mista, a base anche di zooplancton. La presenza di prede bentoniche delle stazioni a fanerogame intertidali (IS) e a canali tidali (M ch) nella dieta dei giovanili

pescati in quella a fanerogame subtidali (SS) dà l'evidenza di un notevole livello di connettività tra le stazioni interne alla baia, che rappresenterebbe quindi un unico *feeding ground* per i giovanili della specie in questione. Lo stesso discorso è valido anche per gli adulti delle due stazioni a fanerogame, i cui valori del $\delta^{13}\text{C}$ sono perfettamente sovrapposti, ma che risultano dipendere troficamente dalle fanerogame e dagli epifiti. Studi pregressi, che si sono avvalsi anche dei metodi tradizionali basati sull'analisi dei contenuti stomacali (Nakamura *et al.*, 2003), confermano i suddetti risultati. Gli adulti della barriera corallina, nonostante le maggiori capacità natatorie dei giovanili, sembrano comunque rappresentare una popolazione a sé stante che effettua spostamenti limitati, dipendendo troficamente dalle fanerogame della stazione SS, anche se un contributo alla dieta sembra derivi anche dalla SOM e dalle feoficee di origine locale.

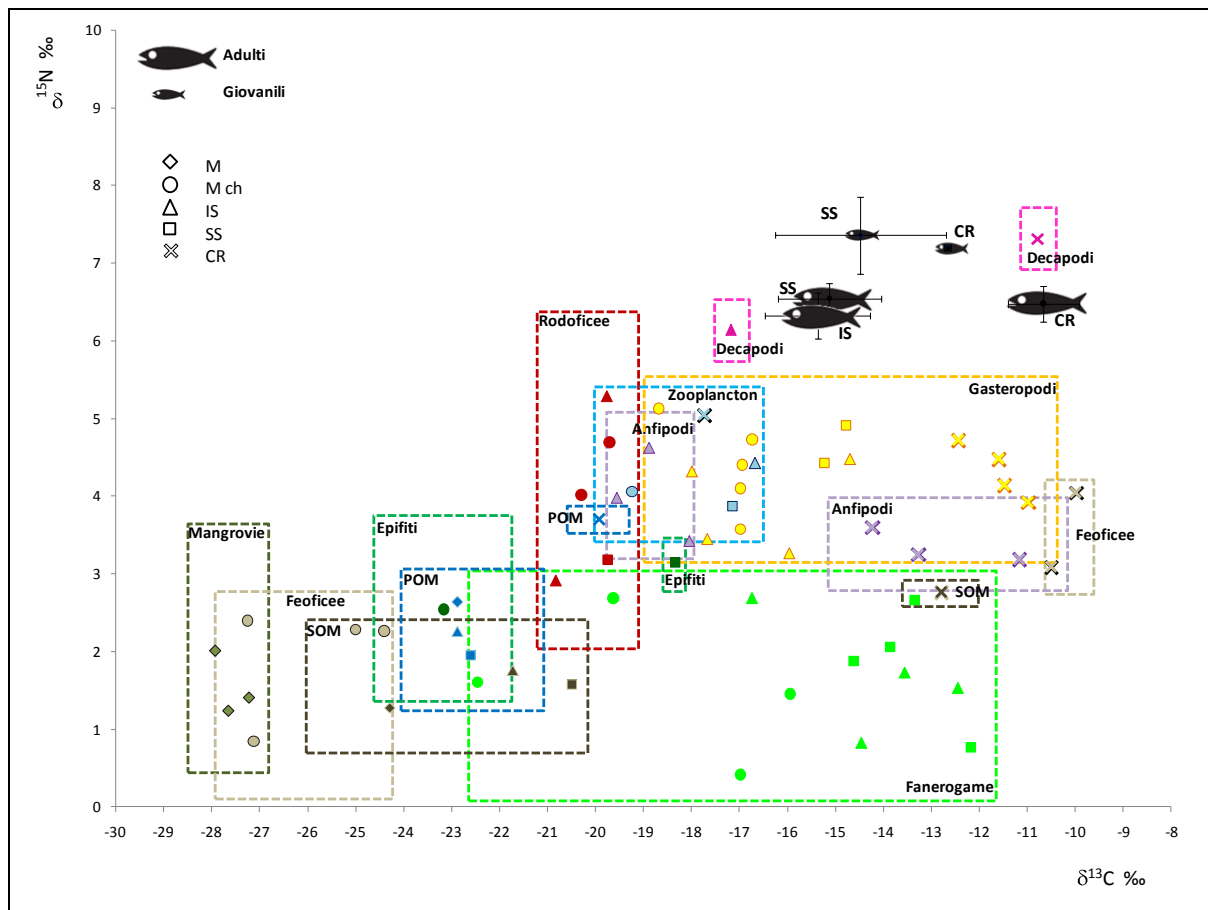


Figura 31. $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) di fonti di materia organica, invertebrati e *C. spinidens* nelle cinque stazioni dell'area di Gazi Bay. Mangrovie (M); Canali tidali a mangrovie (M ch); Fanerogame intertidali (IS); Fanerogame subtidali (SS); Barriera corallina (CR).

Anche *Leptoscarus vaigiensis* sembra utilizzare la baia a fanerogame come un unico *feeding ground* (Fig. 32), sia per quanto riguarda i sub-adulti che sembrano dipendere troficamente dalle fanerogame in maniera diretta, che per i giovanili che invece sembra si alimentino anche di invertebrati bentonici, a loro volta dipendenti dalle fanerogame e dalle macroalghe. Anche in questo caso, studi pregressi possono confermare i presenti risultati sulla base di informazioni dirette dei contenuti stomacali (Nakamura *et al.*, 2003; Nyunja *et al.*, 2009). Differenze significative sono emerse tra i pesci della barriera corallina e le altre stazioni sia per quanto riguarda il $\delta^{13}\text{C}$ (CR \neq IS, $p < 0.05$) che il $\delta^{15}\text{N}$ (CR \neq IS, SS, $p < 0.05$). Un uso diretto e quasi del tutto esclusivo della risorsa fanerogamica, come quello osservato per le due specie descritte, può sembrare contrastante con diversi studi da cui emerge invece una dipendenza trofica da tale risorsa notevolmente limitata per le specie erbivore delle aree tropicali, che invece prediligerebbero le macroalghe e gli epifiti (es. Moncreiff e Sullivan, 2001; Kieckbusch *et al.*, 2004). Nonostante ciò, i presenti dati sono corroborati da studi pregressi nella stessa area di Gazi (Marguiller *et al.*, 1997; Nyunja *et al.*, 2009), così come in altre aree estuarine australiane in cui alcune specie ittiche sembrano dipendere troficamente dalle fanerogame anche per via diretta (Thresher *et al.*, 1992; Connolly *et al.*, 2005).

I suddetti risultati sono confermati dalle analisi degli acidi grassi di *C. spinidens* e *L. vaigiensis* dalle quali emergono similitudini sia nel profilo (Tab. 35) che nell'ordinamento spaziale (Fig. 33) sulla base principalmente del contenuto percentuale di 18:2n6+18:3n3 e di 16:00, considerati rispettivamente *biomarker* di fanerogame (Alfaro *et al.*, 2006) e macroalghe (Guest *et al.*, 2008).

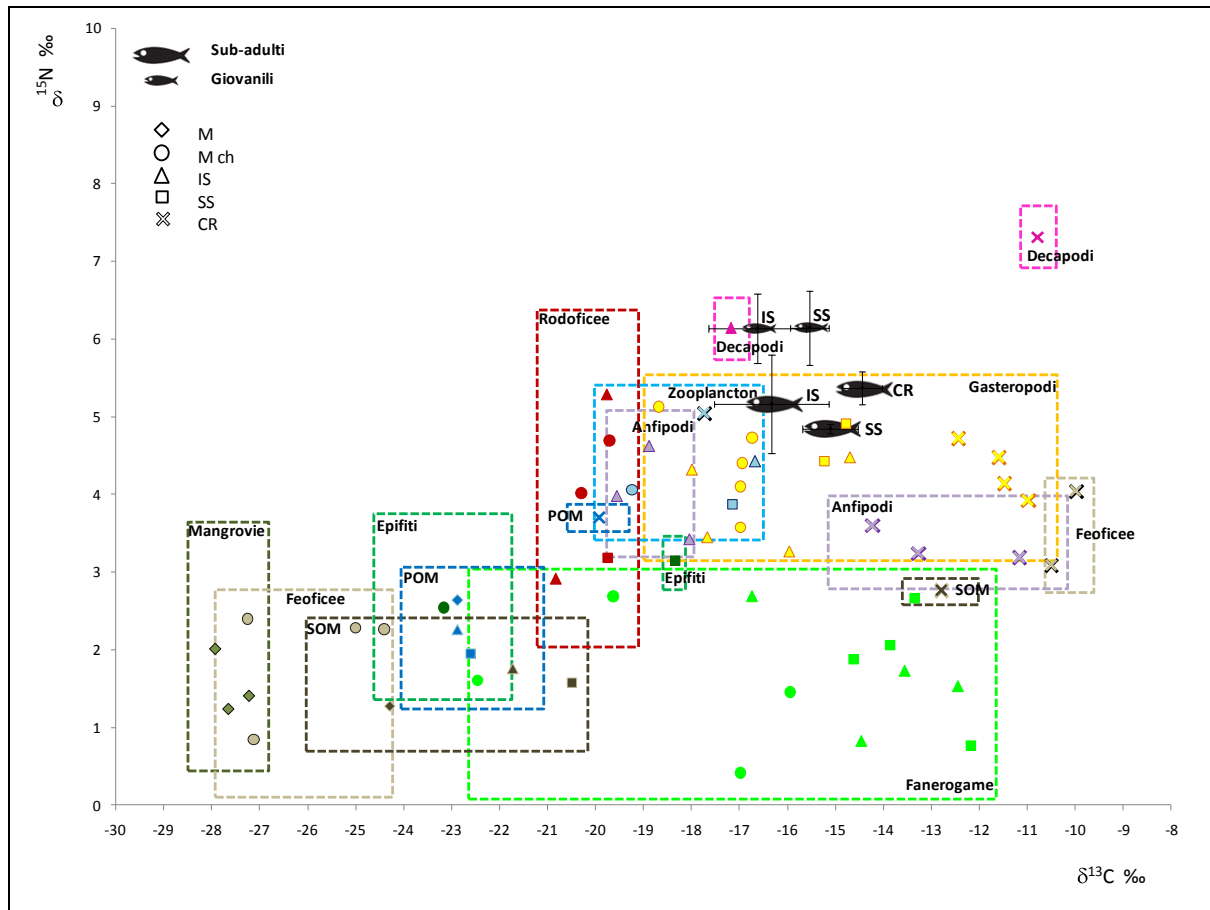


Figura 32. $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) di fonti di materia organica, invertebrati e *L. vaigiensis* nelle cinque stazioni dell'area di Gazi Bay. Mangrovia (M); Canali tidali a mangrovia (M ch); Fanerogame intertidali (IS); Fanerogame subtidali (SS); Barriera corallina (CR).

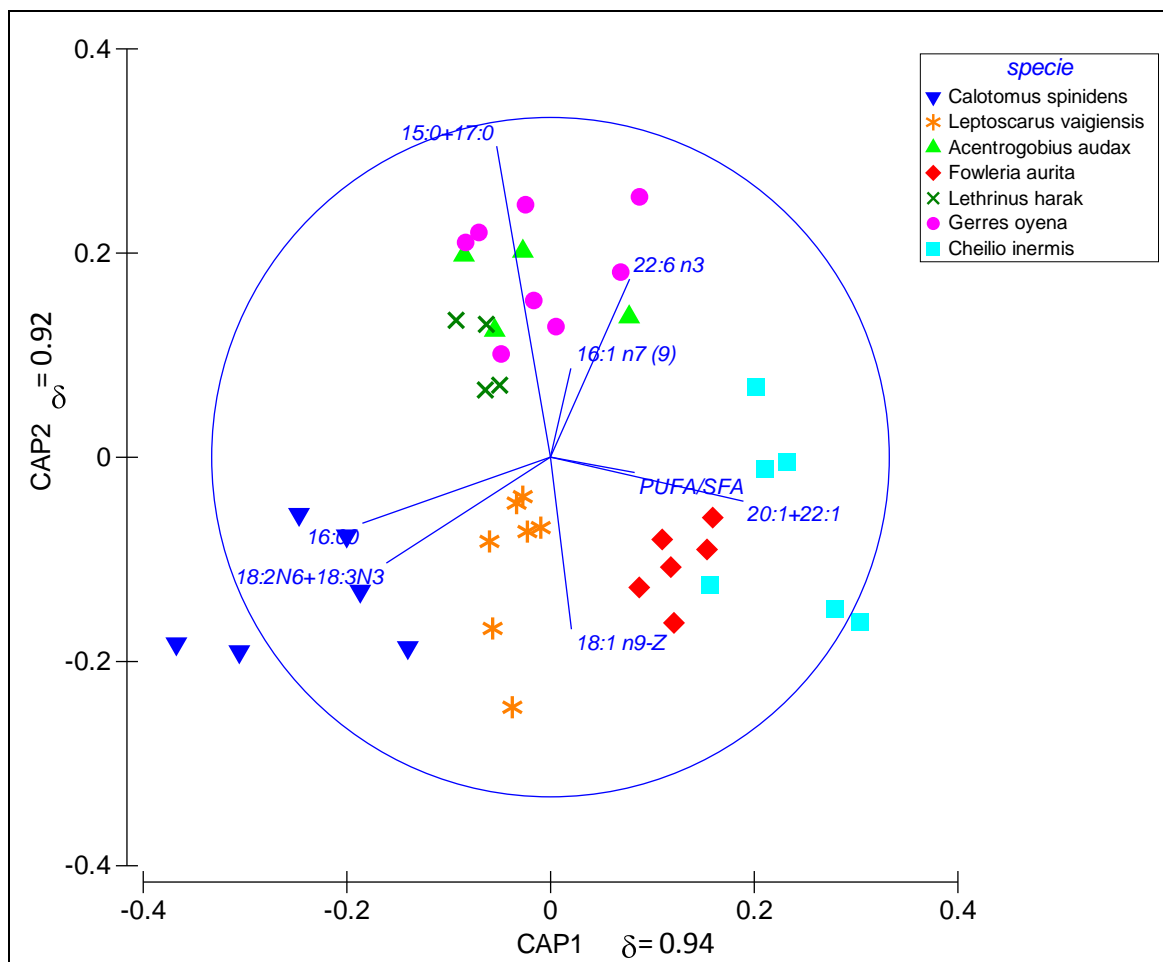


Figura 33. Analisi CAP degli acidi grassi (% del totale degli acidi grassi) dei pesci più abbondanti dell'area di Gazi Bay. Stazioni: Mangrovie (M); Canali tidali a mangrovie (M ch); Fanerogame intertidali (IS); Fanerogame subtidali (SS); Barriera corallina (CR). Acidi grassi polinsaturi (PUFA), acidi grassi saturi (SFA). I vettori relativi alle variabili ambientali sono sovrapposti al grafico sulla base della correlazione di Spearman > 0.5

Tabella 35. Profilo degli acidi grassi dei pesci dell'area di Gazi Bay (% del totale degli acidi grassi). Acidi grassi saturi (SFA), Acidi grassi monoinsaturi (MUFA), Acidi grassi polinsaturi (PUFA), Acidi grassi a catena lunga (LCFA).

Acidi grassi	Erbivori				Carnivori									
	<i>Calotomus spinidens</i> (6)		<i>Leptoscarus vaigiensis</i> (7)		<i>Acentrogobius audax</i> (4)		<i>Cheilio inermis</i> (6)		<i>Fowleria aurita</i> (6)		<i>Gerres oyena</i> (8)		<i>Lethrinus harak</i> (4)	
	Media	DS	MEDIA	DS	Media	DS	Media	DS	MEDIA	DS	MEDIA	DS	MEDIA	DS
12:00	0.08	0.07	0.01	0.01	0.03	0.07	0.21	0.50	-	-	-	-	0.01	0.03
14:00	1.55	0.76	0.98	0.69	1.16	0.26	1.66	1.41	1.41	0.33	1.01	0.41	0.88	0.15
15:00	0.68	0.09	0.76	0.19	2.16	0.30	0.62	0.65	0.56	0.29	1.86	0.56	1.41	0.34
16:00	40.52	4.10	39.76	5.04	38.40	5.19	25.95	6.74	38.99	2.12	33.96	5.65	35.60	2.53
17:00	1.11	0.31	1.57	0.20	2.74	0.36	1.02	0.30	1.22	0.15	2.80	0.44	2.32	0.32
18:00	14.51	2.22	15.32	2.22	17.78	2.21	11.59	5.98	14.16	0.81	16.09	4.41	19.66	0.36
19:00	0.27	0.36	0.41	0.15	0.46	0.33	0.17	0.10	0.27	0.02	0.47	0.14	0.32	0.13
20:00	1.26	0.78	0.73	0.31	1.68	1.25	1.56	0.86	1.37	0.20	0.90	0.27	0.99	0.75
21:00	0.02	0.06	0.01	0.01	-	-	0.02	0.03	-	-	0.05	0.07	0.11	0.19
22:00	0.19	0.10	0.29	0.09	0.33	0.03	0.66	0.47	0.43	0.21	0.39	0.14	0.21	0.15
Σ SFA	60.20	5.92	59.82	4.79	64.74	6.84	43.45	11.30	58.40	1.91	57.54	7.45	61.50	1.59
14:1	0.01	0.03	0.02	0.03	-	-	0.09	0.09	-	-	-	-	0.00	0.00
15:1	0.14	0.22	0.02	0.03	-	-	0.14	0.11	-	-	0.03	0.05	0.03	0.05
16:1 n7 (9)	1.19	0.67	0.31	0.28	0.77	0.15	1.50	1.25	0.92	0.51	1.32	0.82	1.33	0.38
16:1 n7 (7)	0.07	0.12	0.95	0.26	0.24	0.13	0.11	0.06	0.09	0.05	0.49	0.60	0.23	0.15
17:1	0.05	0.05	0.14	0.02	0.43	0.08	0.12	0.04	0.22	0.16	0.49	0.12	0.68	0.38
18:1 n9Z	4.45	1.81	5.90	0.71	2.57	0.36	3.91	0.76	6.94	2.18	3.99	0.75	4.24	0.37
18:1 n9E	3.13	0.50	2.96	0.58	2.79	0.25	1.77	0.59	1.52	0.34	3.64	0.44	3.77	0.63
18:1n7	0.01	0.01	0.04	0.03	0.15	0.06	0.05	0.08	-	-	0.05	0.02	0.06	0.05
20:1 n9	0.72	0.33	0.13	0.06	0.33	0.13	0.64	0.37	0.37	0.07	0.37	0.27	0.43	0.26
22:1 n11	0.09	0.10	2.20	1.73	6.29	3.40	21.50	17.58	6.90	0.56	5.48	3.21	0.82	0.66
22:1 n9	4.89	4.92	0.66	1.13	0.09	0.04	0.60	0.98	0.13	0.07	0.35	0.57	0.39	0.46
ΣMUFA	14.76	4.52	13.34	2.89	13.66	3.02	30.41	17.29	17.09	1.75	16.20	4.09	11.98	0.50
16:2 n6	0.04	0.08	-	-	-	-	0.03	0.05	-	-	-	-	0.08	0.10
18:3 n6	0.06	0.05	0.09	0.02	0.01	0.02	0.06	0.04	0.02	0.04	0.10	0.05	0.28	0.48
18:3 n3	0.08	0.17	-	-	-	-	-	-	0.01	0.01	-	-	0.03	0.07
18:4 n3	0.14	0.18	0.16	0.07	0.06	0.05	0.12	0.06	0.03	0.05	0.13	0.04	0.10	0.07
18:2 n6	3.66	4.97	1.37	0.80	0.45	0.04	0.54	0.15	0.71	0.03	0.84	0.33	0.94	0.20
20:4 n6-ara	9.97	1.58	9.46	1.19	6.46	1.86	4.40	1.82	7.91	0.69	5.71	1.26	7.32	0.60
20:5 n3	3.38	0.97	6.32	1.03	3.36	1.23	3.05	1.43	4.26	0.82	4.29	1.19	6.12	1.06
20:3 n6	0.28	0.14	0.16	0.05	0.18	0.10	0.14	0.09	0.06	0.05	0.23	0.06	0.22	0.10
20:4 n6	0.04	0.05	0.12	0.06	0.07	0.02	0.11	0.10	0.09	0.04	0.17	0.04	0.94	1.61
20:3 n3	0.03	0.08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	0.00
20:2 n6	0.57	0.15	0.29	0.09	0.29	0.15	0.15	0.15	0.13	0.03	0.22	0.08	0.21	0.07
22:6 n3	5.08	1.95	6.57	1.78	8.07	2.84	8.55	4.22	6.05	1.29	10.85	2.89	6.14	1.22
22:4 n6	0.35	0.08	0.27	0.09	0.48	0.15	7.20	11.28	0.52	0.09	0.64	0.34	0.68	0.12
22:5 n3	0.80	0.14	1.49	1.15	1.77	0.92	0.96	0.43	3.95	3.33	2.44	0.67	2.06	0.33
22:2 n6	0.00	0.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.20	0.41
ΣPUFA	24.50	4.03	26.31	2.63	21.21	5.93	25.31	17.09	23.75	2.95	25.61	5.23	25.33	1.36
ΣLCFA	0.54	0.09	0.54	0.11	0.39	0.19	0.82	0.35	0.76	0.17	0.66	0.29	1.18	0.57

A differenza dei precedenti erbivori, *Siganus sutor* sembra dipendere troficamente, in maniera predominante, diretta o indiretta, dalle macroalghe (Fig. 34). Le fanerogame infatti (ad eccezione di *Cymodocea serrulata* e *Thalassodendron ciliatum* dei canali tidali (con una media di $\delta^{13}\text{C}$ di -22.46 ± 0.20 e -19.63 ± 0.14 rispettivamente) hanno mostrato valori molto arricchiti rispetto ai valori medi dei tessuti muscolari di *S. sutor*. Questo dato suggerisce che le fanerogame non contribuiscono alla dieta di questo erbivoro come già osservato in altri studi nell'area di Gazi (Nyunja *et al.*, 2009) Un basso contributo di fanerogame ed al contrario un elevato contributo di macroalghe alla rete trofica, è stato già osservato anche da Moncreiff e Sullivan (2001) e da Kieckbusch *et al.* (2004) nel golfo del Messico e nella baia di Biscayne, rispettivamente, dimostrando come le macroalghe giocano un ruolo fondamentale nella dieta dei pesci erbivori. Nel presente studio, la famiglia di macroalghe che sembra essere maggiormente sfruttata da *S. sutor* sono le Rodoficee, con un range di $\delta^{13}\text{C}$ compreso tra -23.96 e -18.95 ‰ e di $\delta^{15}\text{N}$ compreso tra 2.28 e 6.14 ‰ con un'elevata variabilità intraspecifica, in linea con dati già presenti in letteratura (Crawley *et al.*, 2009; Hanson *et al.*, 2010). Al contrario, le alghe brune sembrano non contribuire in maniera rilevante alla dieta di *S. sutor* nell'area di Gazi, diversamente da quanto osservato da Lugendo *et al.* (2006) a Chwaka Bay, Zanzibar. Le differenze significative a carico del $\delta^{15}\text{N}$ trovate tra tutte le fasi ontogenetiche analizzate a coppie ($p < 0.01$) danno indicazioni anche in questo caso di *shift* ontogenetico della dieta. Non è da escludere che però potrebbe avere contribuito a questo risultato anche l'elevata variabilità intraspecifica delle alghe rosse, ovvero le abitudini e le preferenze alimentari di *S. sutor* potrebbero modificarsi durante la crescita determinando uno *shift* da una specie algale ad un'altra con valori isotopici differenti. *S. sutor* è una delle specie più importanti dal punto di vista commerciale per le comunità locali di pescatori (Ntiba e Jaccarini, 1988) e si muove in banchi molto numerosi lungo la baia. Risulta interessante notare come anche il range di $\delta^{13}\text{C}$ aumenti complessivamente dai giovanili agli adulti dando indicazioni di differenti abitudini trofiche e comportamentali nelle diverse fasi. I valori isotopici dei giovanili sembrano suggerire un alto grado di connettività tra *habitat*. Adulti e sub-adulti presentano invece un comportamento simile tra loro, ma, mentre, gli adulti della barriera corallina rispecchiano la firma isotopica di risorse vegetali locali arricchite in $\delta^{13}\text{C}$, tra cui possibilmente anche fanerogame, i sub-adulti mostrano un andamento inverso, con i pesci della barriera corallina molto impoveriti. Una spiegazione a questo fenomeno potrebbe derivare da una recente migrazione ontogenetica (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2003). I pesci potrebbero cioè avere migrato da un *habitat* all'altro di recente,

così da mantenere ancora la firma isotopica dell'*habitat* precedente. Dalla letteratura risulta che potrebbero infatti essere necessarie anche diverse settimane per acquisire la firma isotopica del nuovo *habitat* (Gearing, 1991; Hobson, 1999; Nagelkerken e van der Velde, 2004b). Un altro meccanismo che può spiegare tale risultato sono le migrazioni tidali. Migrazioni alimentari (Reis e Dean, 1981), preferenza di aree a salinità differente (Quinn & Kojis, 1987), spostamenti "passivi" guidati dalla corrente e "attivi" per evitare di rimanere arenati in aree prive d'acqua durante la bassa marea (van der Veer e Bergman, 1986), sono tra le principali ragioni che conducono i pesci a effettuare migrazioni tidali.

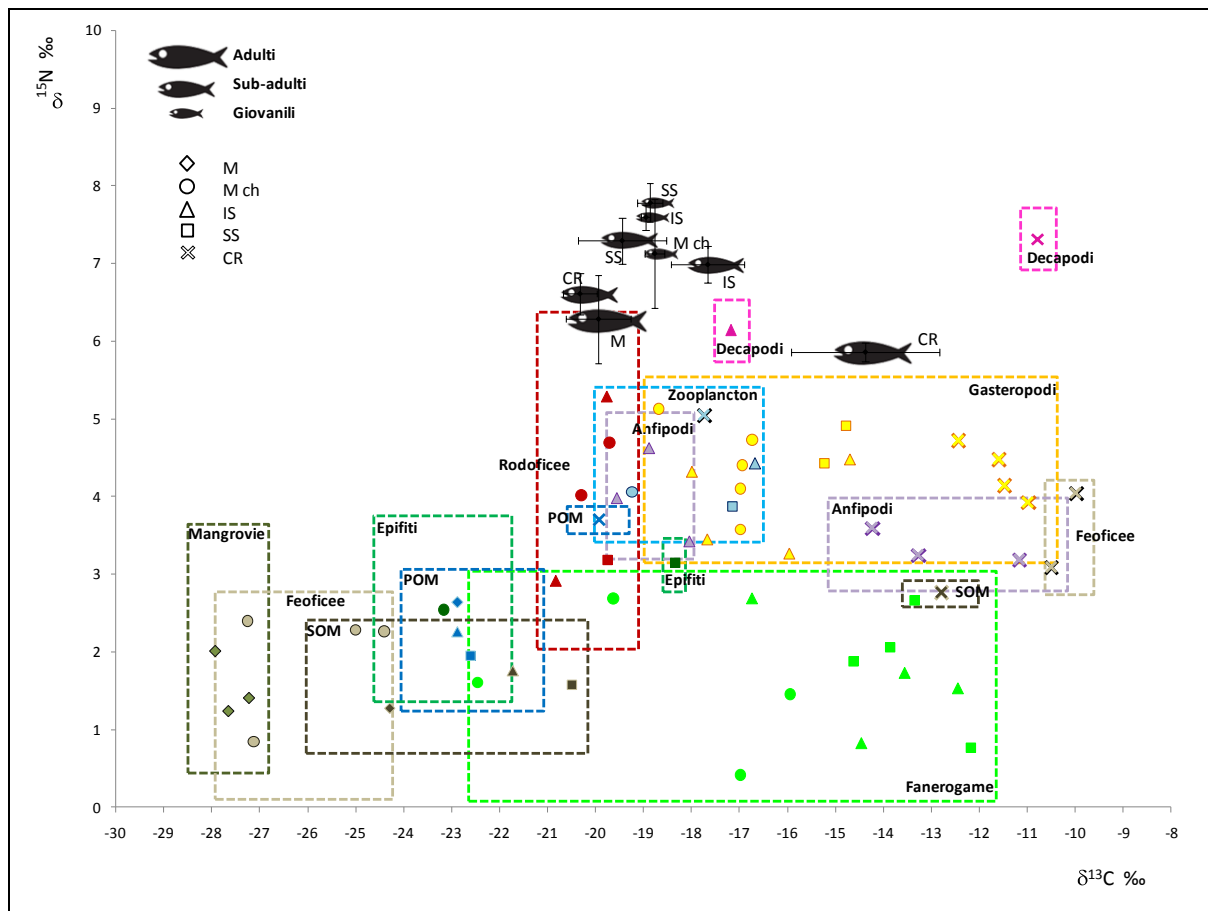


Figura 34. $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) di fonti di materia organica, invertebrati e *S. sutor* nelle cinque stazioni dell'area di Gazi Bay. Mangrovie (M); Canali tidali a mangrovie (M ch); Fanerogame intertidali (IS); Fanerogame subtidali (SS); Barriera corallina (CR).

Non possono essere valutate le variazioni ontogenetiche della specie *Petroscirtes mitratus* in quanto sono stati analizzati solo i giovanili mentre, per quanto riguarda le variazioni spaziali, essendo una specie di piccole dimensioni appartenente alla famiglia dei Blennidi, presenta una motilità minore degli altri erbivori considerati nel presente

studio. Informazioni molto limitate sono disponibili in letteratura sulla dieta di questa specie. Da uno studio effettuato sui contenuti stomacali di pesci dell'isola di Okinawa in Giappone, Sano *et al.* (1984) la classificano come specie erbivora. Nel nostro caso, nonostante le differenze di $\delta^{13}\text{C}$ non siano significative, sembrerebbe che i pesci dei due *habitat* adiacenti appartengano a due popolazioni distinte (Fig. 35), riflettendo la firma isotopica delle risorse locali, che sembrerebbero essere prevalentemente ascrivibili alle fanerogame della specie *T. ciliatum*. Lo *shift* isotopico tra pesci e fanerogame risulta però essere un po' più elevato di quello considerato in tale studio (3.4 ‰) (Post, 2002), ma, se da un lato il frazionamento isotopico può essere variabile in risposta ad una serie fattori specie-specifici (McCutchan *et al.*, 2003; Vanderklift e Ponsard, 2003), dall'altro si potrebbe ipotizzare una dieta mista comprendente anche le alghe rosse che presentano valori medi di $\delta^{15}\text{N}$ più elevati delle fanerogame (3.97 ± 0.90 ‰ vs. 1.75 ± 0.77 ‰) e/o piccoli invertebrati che vivono in mezzo alle fronde algali e fanerogamiche. Nonostante anche la specie affine *Petroscirtes breviceps* fosse stata classificata come erbivora da Sano *et al.* (1984), studi più recenti effettuati da Kwak *et al.* (2004) la identificano come una specie onnivora, che si nutre sia di risorse vegetali che animali.

Le specie zoobentivore considerate in questo studio hanno per la maggior parte mostrato di mettere in atto meccanismi di *shift* ontogenetico della dieta e/o dell'*habitat*. I giovanili e gli adulti della specie di Gobide *Acentrogobius audax* sono risultati dipendere troficamente dalle stesse risorse di base quali fanerogame, macroalghe Rodoficee, epifiti e SOM (Fig. 36). Differenze altamente significative di $\delta^{15}\text{N}$ tra le due fasi ontogenetiche considerate ($p < 0.001$) lasciano però presupporre variazioni di livello trofico durante la crescita. Al contrario dei giovanili, gli adulti, infatti, sono sembrati dipendere troficamente dagli organismi animali dell'epifauna e dello zooplancton delle stesse stazioni. Studi pregressi hanno evidenziato la presenza di una dieta mista costituita da detrito vegetale ed invertebrati bentonici per il genere *Acentrogobius* (Horinouchi, 2008) senza distinzioni in classe di taglia, dato che potrebbe corroborare i risultati trovati nel presente studio. Il profilo degli acidi grassi evidenzia, infatti, la presenza di *biomarker* di varia origine, tra cui carnivoria, ma anche erbivoria, rendendo più complessa l'interpretazione dei dati (Tab. 35), fenomeno comune nei consumatori secondari (Iverson, 2009) per i quali risulta complesso distinguere consumo diretto o indiretto delle risorse. La CAP facilita l'interpretazione, raggruppando invece gli individui della specie *A. audax*, insieme a *G. oyena* e *L. harak*, sulla base del contenuto in *biomarker* di diatomee, dinoflagellati e soprattutto batteri (Fig. 33) che potrebbero pertanto derivare dal consumo diretto di invertebrati bentonici e dallo stesso legame col comparto

bentonico. Dalla CAP emerge chiaramente una maggiore similitudine con i pesci zoobentivori piuttosto che con gli erbivori. Per quanto riguarda le variazioni spaziali, i giovanili hanno evidenziato una maggiore dipendenza trofica sito-specifica con differenze altamente significative tra le stazioni dei canali tidali e delle fanerogame intertidali ($p < 0.001$) a confermare la ridotta mobilità di questa specie e quindi l'esistenza di popolazioni diverse pur tra stazioni adiacenti. La maggiore sovrapposizione degli adulti darebbe invece indicazioni di una possibile maggiore mobilità e quindi un possibile contributo alla connettività tra *habitat* adiacenti, interni alla baia, come anche già osservato da studi precedenti (Yokoo *et al.*, 2009).

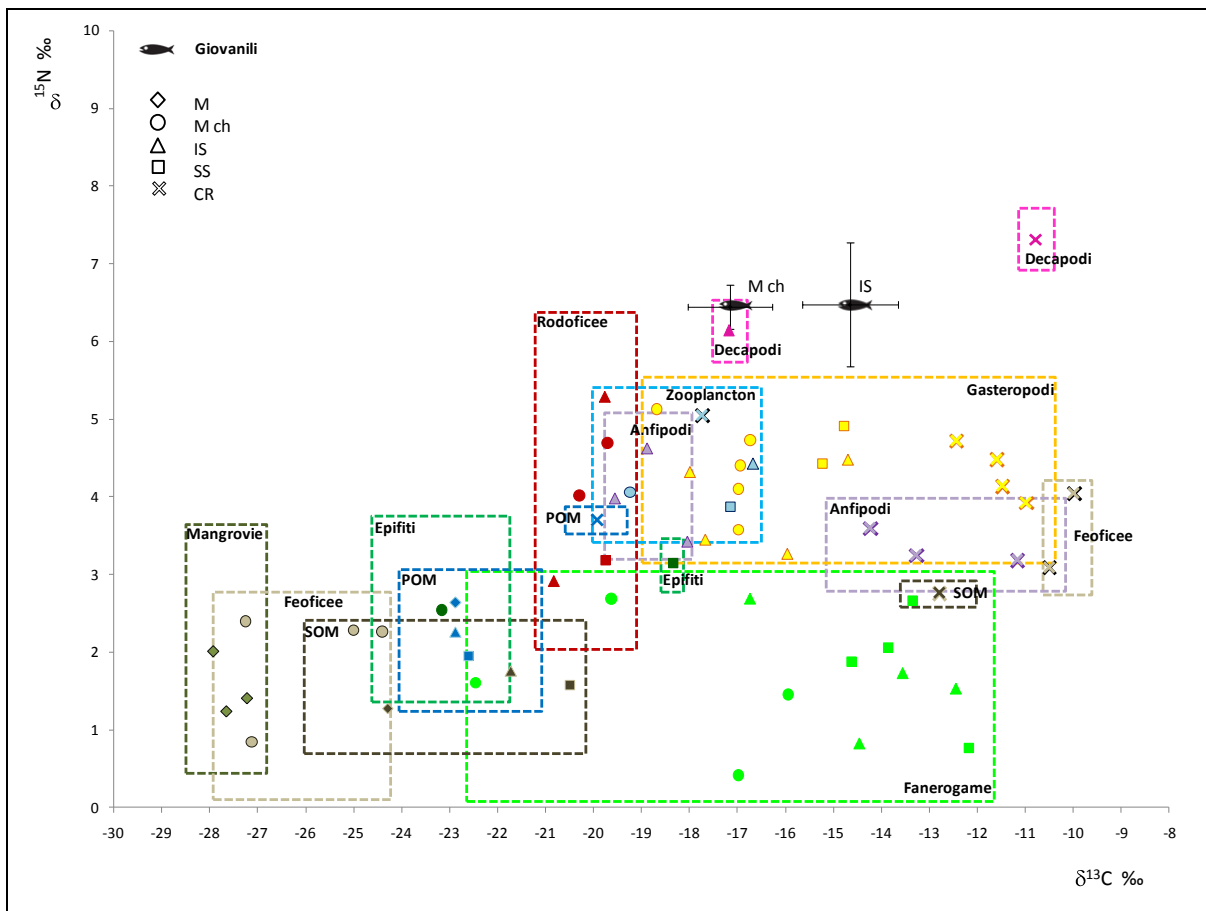


Figura 35. $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) di fonti di materia organica, invertebrati e *P. mitratus* nelle cinque stazioni dell'area di Gazi Bay. Mangrovie (M); Canali tidali a mangrovie (M ch); Fanerogame intertidali (IS); Fanerogame subtidali (SS); Barriera corallina (CR).

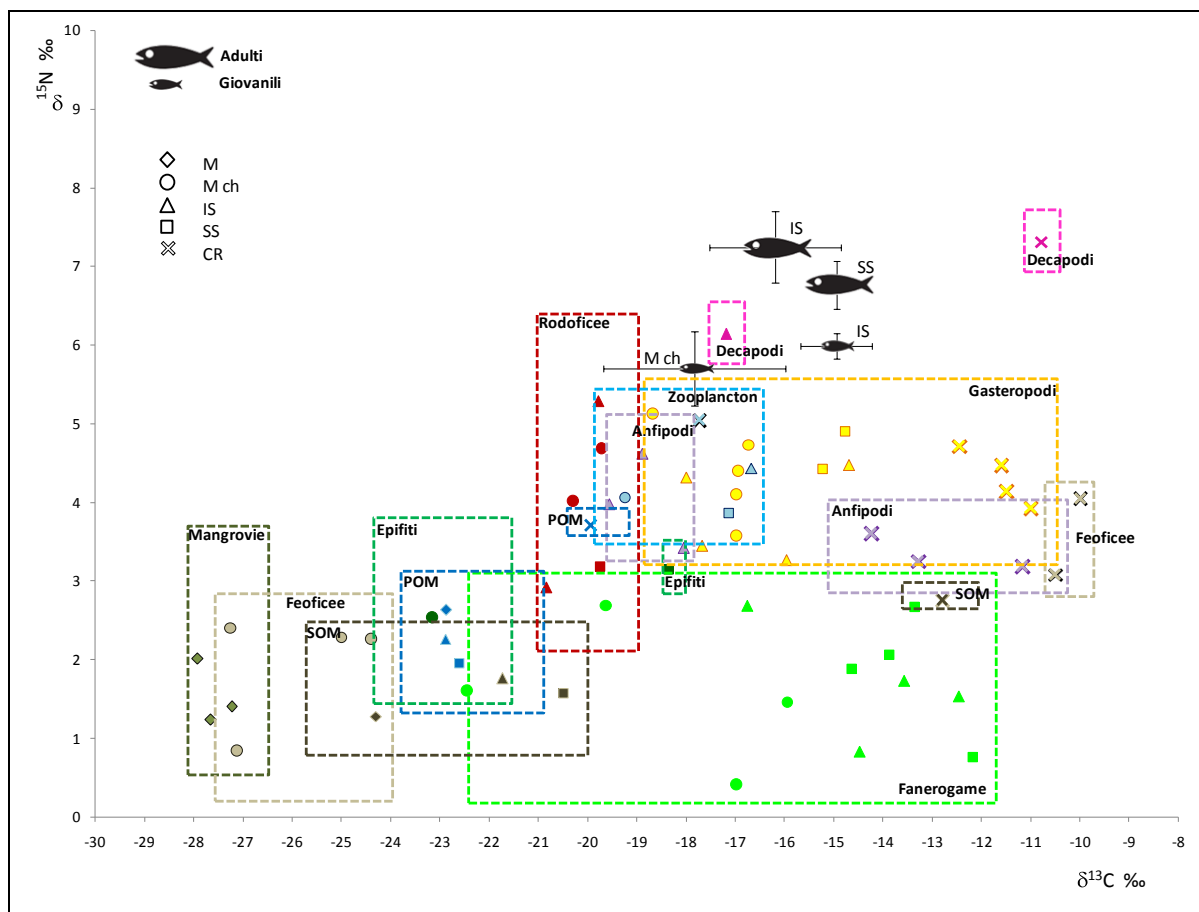


Figura 36. $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) di fonti di materia organica, invertebrati e *A. audax* nelle cinque stazioni dell'area di Gazi Bay. Mangrovie (M); Canali tidali a mangrovie (M ch); Fanerogame intertidali (IS); Fanerogame subtidali (SS); Barriera corallina (CR).

I giovanili della specie *Fowleria aurita* sono sembrati dipendere troficamente da invertebrati sia planctonici (zooplancton) che bentonici (Gasteropodi e Anifipodi) (Fig. 37), mentre i giovanili di *Lethrinus harak* sono sembrati più legati al comparto bentonico (Fig. 38). Una spiccata preferenza alimentare di queste due specie per gli anifipodi è stata già documentata (De Troch, 1998, Nakamura *et al.*, 2003). Lo shift medio del $\delta^{15}\text{N}$ tra i giovanili di *F. aurita* e gli invertebrati della stessa stazione (media: 3.16 ‰), inferiore al frazionamento da un livello trofico al precedente (3.4 ‰), potrebbe far pensare ad un contributo anche di fonti di origine vegetale. A conferma di questo risultato, il profilo degli acidi grassi (Tab. 35) e la CAP (Fig. 33) evidenziano la presenza di *biomarker* di carnivoria e zooplancton nei tessuti muscolari di *F. aurita*, e di batteri e diatomee in quelli di *L. harak*, a conferma del maggiore legame col comparto sedimentario.

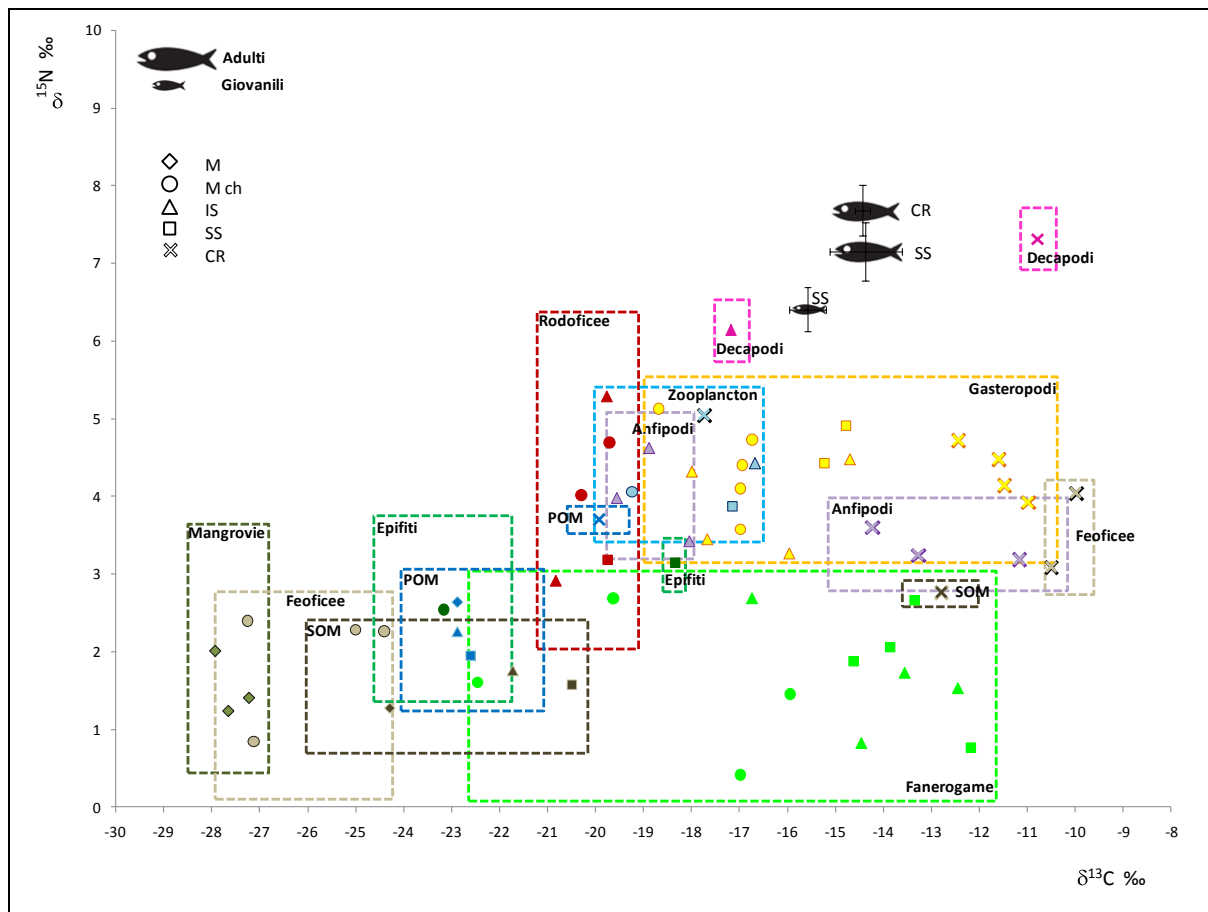


Figura 37. $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) di fonti di materia organica, invertebrati e *F. aurita* nelle cinque stazioni dell'area di Gazi Bay. Mangrovie (M); Canali tidali a mangrovie (M ch); Fanerogame intertidali (IS); Fanerogame subtidali (SS); Barriera corallina (CR).

Shift ontogenetici della dieta con un incremento medio della taglia delle prede all'aumentare della taglia del pesce stesso, sono stati già documentati in *L. harak* (Nakamura *et al.*, 2003). Un incremento medio della firma isotopica del $\delta^{15}\text{N}$ all'aumentare della taglia di specie ittiche carnivore è quindi da attribuire principalmente a variazioni della dieta. Uno spostamento delle preferenze alimentari verso prede di maggiori dimensioni può inoltre portare all'espansione del *feeding ground* durante l'ontogenia di tali specie più mobili, dal momento che la biomassa delle prede più grandi (es. decapodi e pesci) per unità di area è molto minore della biomassa di piccoli macroinvertebrati (Nagelkerken *et al.*, 2000b, Cocheret de la Morinière *et al.*, 2003). Questa espansione dell'areale utilizzato per la ricerca del cibo potrebbe così portare i sub-adulti o gli stessi adulti a nuotare fino alla barriera corallina e quindi ad innescare il meccanismo di migrazione tra area di *nursery* e barriera corallina, come si può osservare nel caso di *L. harak* (Fig. 38). Come emerge dalle differenze del

$\delta^{13}\text{C}$, tale specie risulta essere troficamente legata all'area in cui è stata pescata indipendentemente dalla taglia. Mentre i giovanili risultano avere una diffusione solo tra i canali e la baia a fanerogame, gli adulti sono stati pescati nelle mangrovie e nella barriera corallina. Si può ipotizzare pertanto che alcuni individui abbiano sperimentato un meccanismo di migrazione *nursery-reef* andando poi a creare una popolazione del tutto indipendente dal punto di vista trofico da quella rimasta più legata alle mangrovie (differenza tra i valori medi di $\delta^{13}\text{C} = 7.98 \text{ ‰}$).

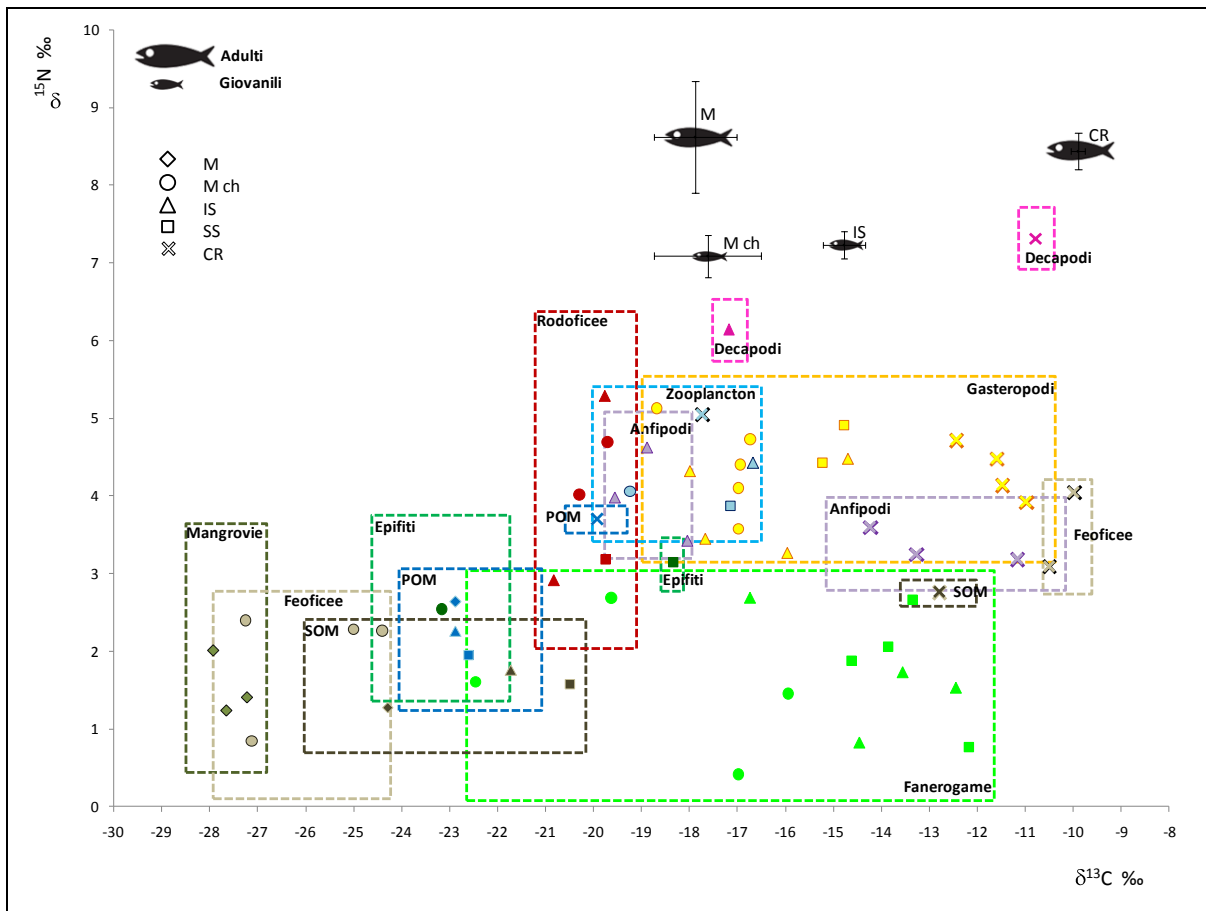


Figura 38. $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) di fonti di materia organica, invertebrati e *L. harak* nelle cinque stazioni dell'area di Gazi Bay. Mangrovie (M); Canali tidali a mangrovie (M ch); Fanerogame intertidali (IS); Fanerogame subtidali (SS); Barriera corallina (CR).

Cheilio inermis, *Gerres oyena* e *Stethojulis strigiventer* hanno mostrato differenze significative nella firma isotopica del carbonio tra i diversi *habitat* ad indicare presumibilmente una dieta sito-specifica ed una scarsa connettività tra *habitat* anche adiacenti. La presenza contemporanea di entrambe le fasi ontogenetiche nelle diverse aree confermerebbe inoltre tale ipotesi.

Gli adulti e i giovanili di *Gerres oyena* delle mangrovie e dei canali tidali hanno presentato valori medi di $\delta^{13}\text{C}$ pari a $-15.41 \pm 1.53 \text{ ‰}$, mentre gli individui nelle fanerogame intertidali hanno presentato in media valori significativamente più arricchiti ($-12.74 \pm 1.93 \text{ ‰}$) (Tab. 34). I pesci hanno mostrato poi una certa sovrapposizione tra *habitat* a confermare una tendenza sito-specifica ad alimentarsi, indipendentemente dalla taglia e quindi dalla fase ontogenetica (Fig. 39). Entrambi i raggruppamenti sono sembrati dipendere troficamente dagli organismi dell'epifauna bentonica, prevalentemente gasteropodi delle stesse aree in cui sono stati campionati, come confermato anche dall'ordinamento della CAP effettuato sugli acidi grassi (Fig. 33) e dal profilo stesso (Tab. 35) che lasciano emergere biomarker caratteristici di una dieta di tipo bentonico. Gli individui delle mangrovie e dei canali tidali hanno mostrato una firma isotopica simile anche a quella dello zooplancton, ad indicare un possibile uso anche di questa risorsa. Tali preferenze alimentari sono compatibili con quanto già osservato da Lugendo *et al.*, (2006) nella vicina area di Zanzibar.

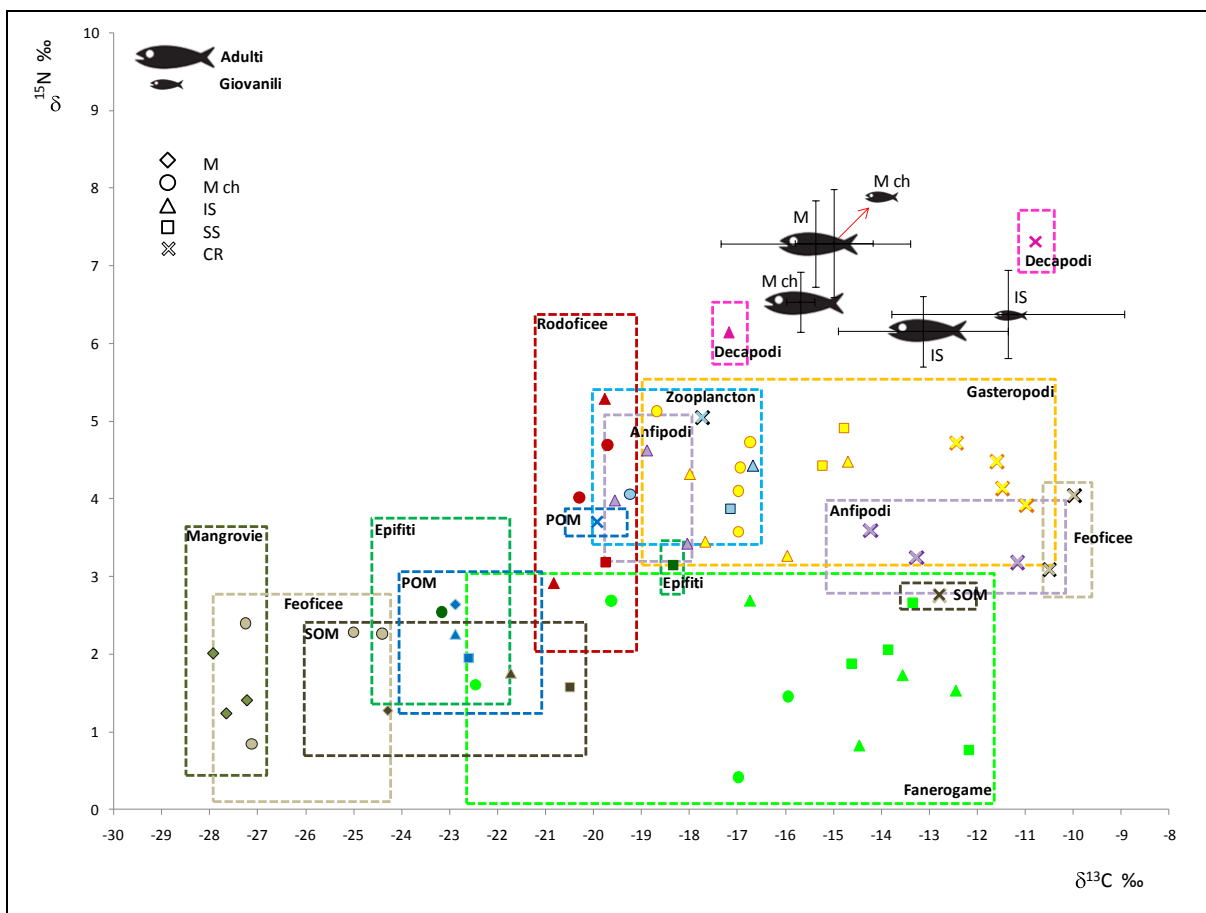


Figura 39. $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) di fonti di materia organica, invertebrati e *G. oyena* nelle cinque stazioni dell'area di Gazi Bay. Mangrovie (M); Canali tidali a mangrovie (M ch); Fanerogame intertidali (IS); Fanerogame subtidali (SS); Barriera corallina (CR).

C. inermis, e *S. strigiventer* hanno evidenziato un areale di distribuzione più ampio di *G. oycena*, essendo presenti anche tra le fanerogame subtidali e la barriera corallina. La presenza di giovanili anche in quest'ultima stazione fa escludere l'ipotesi di migrazioni ontogenetiche, corroborando piuttosto l'ipotesi dell'esistenza contemporanea di diverse popolazioni indipendenti, anche dal punto di vista trofico ($\delta^{13}\text{C}$: *C. inermis* CR \neq IS=SS, $p < 0.001$; *S. strigiventer* IS \neq M ch, $p < 0.01$). Una quasi perfetta sovrapposizione di valori del $\delta^{15}\text{N}$ tra giovanili e adulti fa escludere l'ipotesi di variazioni ontogenetiche della dieta nel caso di *S. strigiventer*, che sembrano dipendere troficamente da invertebrati bentonici (Fig. 40). Al contrario, *C. inermis* sembra presentare una firma isotopica compatibile con una dieta essenzialmente zooplanctivora come fortemente confermato dai profili e dall'ordinamento spaziale CAP degli acidi grassi (Tab. 35, Fig. 33). Gli individui della barriera corallina sono sembrati dipendere anche da altre risorse del comparto bentonico (Fig. 41). Gli individui della barriera corallina pare inoltre che modifichino la loro dieta durante la crescita passando da prede più piccole e di più basso livello trofico a prede di maggiori dimensioni di più alto livello trofico. Tale meccanismo di *shift* trofico è comune ai pesci carnivori di grandi dimensioni che da zoobentivori diventano piscivori. Tale variazione è dovuta anche allo sviluppo di migliori capacità visive (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2002), tali da migliorare la *fitness* necessaria specialmente nella barriera corallina (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2003).

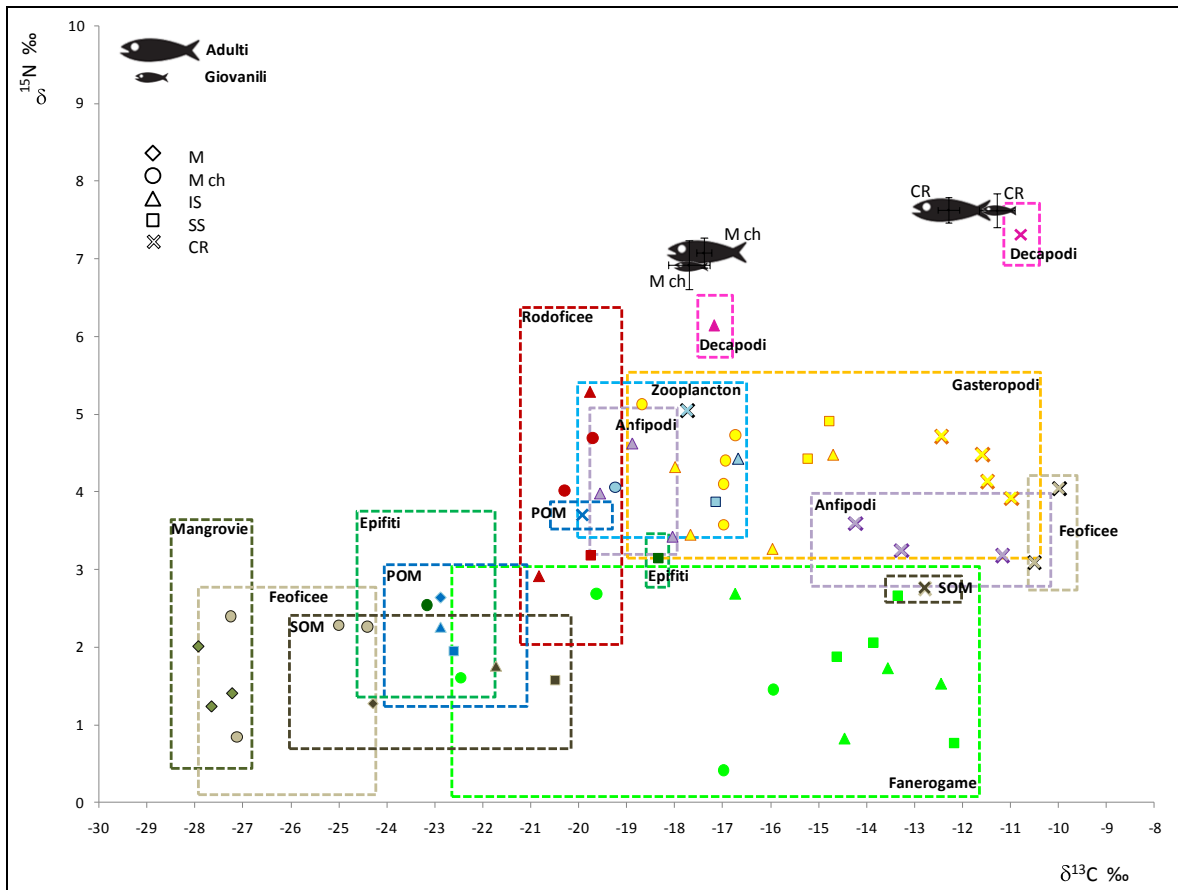


Figura 40. $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) di fonti di materia organica, invertebrati e *S. stigiventer* nelle cinque stazioni dell'area di Gazi Bay. Mangroviae (M); Canali tidali a mangroviae (M ch); Fanerogame intertidali (IS); Fanerogame subtidali (SS); Barriera corallina (CR).

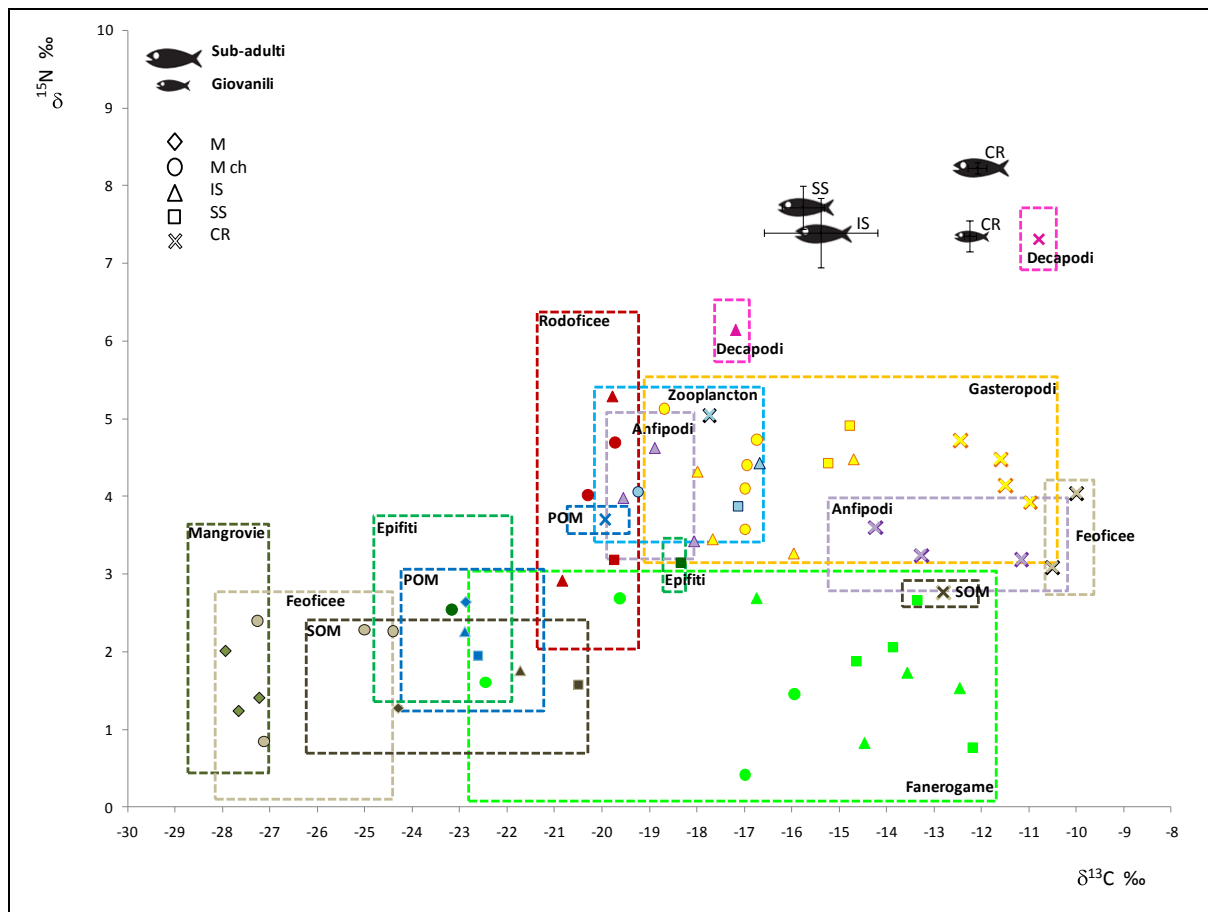


Figura 41. $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) di fonti di materia organica, invertebrati e *C. inermis* nelle cinque stazioni dell'area di Gazi Bay. Mangrovie (M); Canali tidali a mangrovie (M ch); Fanerogame intertidali (IS); Fanerogame subtidali (SS); Barriera corallina (CR).

Per quanto riguarda *S. barracuda*, solo i giovanili sono stati campionati nell'ambito del presente studio (Fig. 42). Tali individui hanno presentato una firma isotopica media dell'azoto compatibile con una dieta zooplanctivora come anche già osservato da Lugendo *et al.* (2006) in cui copepodi calanoidi, componenti fondamentali dello zooplancton, costituivano gran parte dei contenuti stomacali dei giovanili. Al contrario, è riportato in letteratura che gli adulti hanno una dieta essenzialmente piscivora (Hammerschlag *et al.*, 2010).

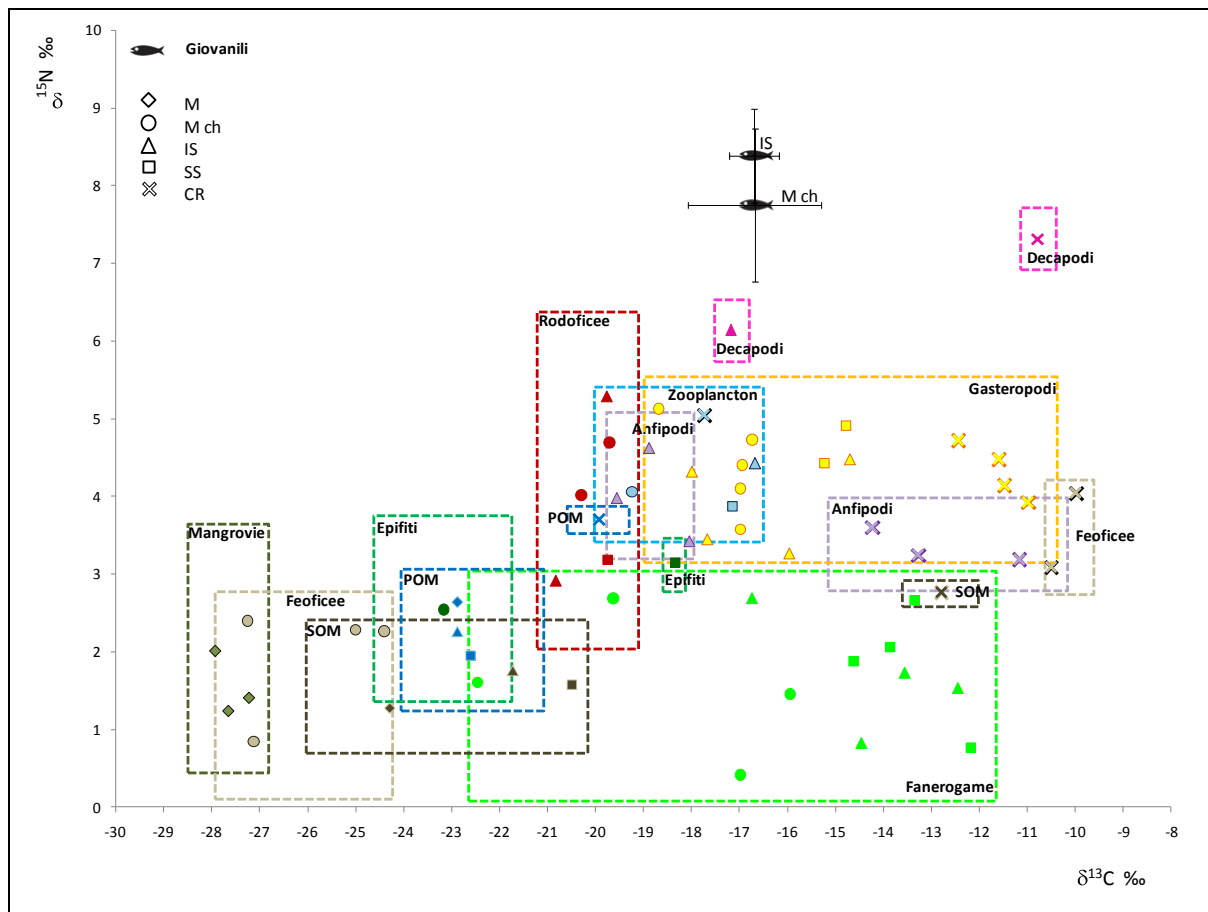


Figura 42. $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) di fonti di materia organica, invertebrati e *S barracuda* nelle cinque stazioni dell'area di Gazi Bay. Mangrovie (M); Canali tidali a mangrovie (M ch); Fanerogame intertidali (IS); Fanerogame subtidali (SS); Barriera corallina (CR).

Infine, gli adulti di *L. fulviflamma* pescati nella barriera corallina, hanno presentato i più alti valori di $\delta^{15}\text{N}$ (8.92 - 10.07 ‰) (Tab. 34; Fig. 43) tra tutti i pesci analizzati in questa ricerca, compatibilmente con una dieta piscivora, mentre i giovanili dei canali tidali e delle fanerogame intertidali hanno presentato valori compatibili con una dieta mista a base sia di zooplancton che di macroinvertebrati bentonici, come già riportato in letteratura (Kamukuru e Mgaya, 2004). Le analisi degli acidi grassi hanno evidenziato un maggiore legame degli individui di *L. fulviflamma* con il comparto bentonico (Tab. 35, Fig. 33) ma, come già evidenziato, l'interpretazione dei profili dei consumatori secondari è complicata dal contributo contemporaneo di acidi grassi derivanti dal consumo diretto ed indiretto delle prede (Iverson, 2009). La netta sovrapposizione di valori di $\delta^{13}\text{C}$ tra gli adulti delle mangrovie e della barriera corallina dà una forte indicazione di migrazioni alimentari tra questi due ambienti. Nel mar dei Caraibi, sono state osservate migrazioni notturne di pesci appartenenti alla famiglia dei Lutjanidi dai loro nascondigli

diurni (mangrovie e barriera corallina) nelle adiacenti aree a fanerogame per nutrirsi di macroinvertebrati. (Robblee e Zieman, 1984; Nagelkerken *et al.*, 2000a). Il meccanismo potrebbe essere simile per gli individui di Gazi Bay, a parte il fatto che le mangrovie non possono rappresentare un'area di nascondiglio per più ore consecutive a causa dell'elevata escursione della marea semidiurna che le lascia totalmente prive d'acqua. Inoltre gli elevati valori di $\delta^{15}\text{N}$ sembrerebbero indicare una dieta piscivora più che bentivora compatibile con una dieta a base anche di giovanili la cui firma isotopica media si aggira intorno ai 6.5 ‰ (Tab. 32). Tali considerazioni spiegano il nesso che esiste tra le migrazioni tra le aree di *nursery* e la barriera corallina e le variazioni ontogenetiche della dieta per i pesci carnivori.

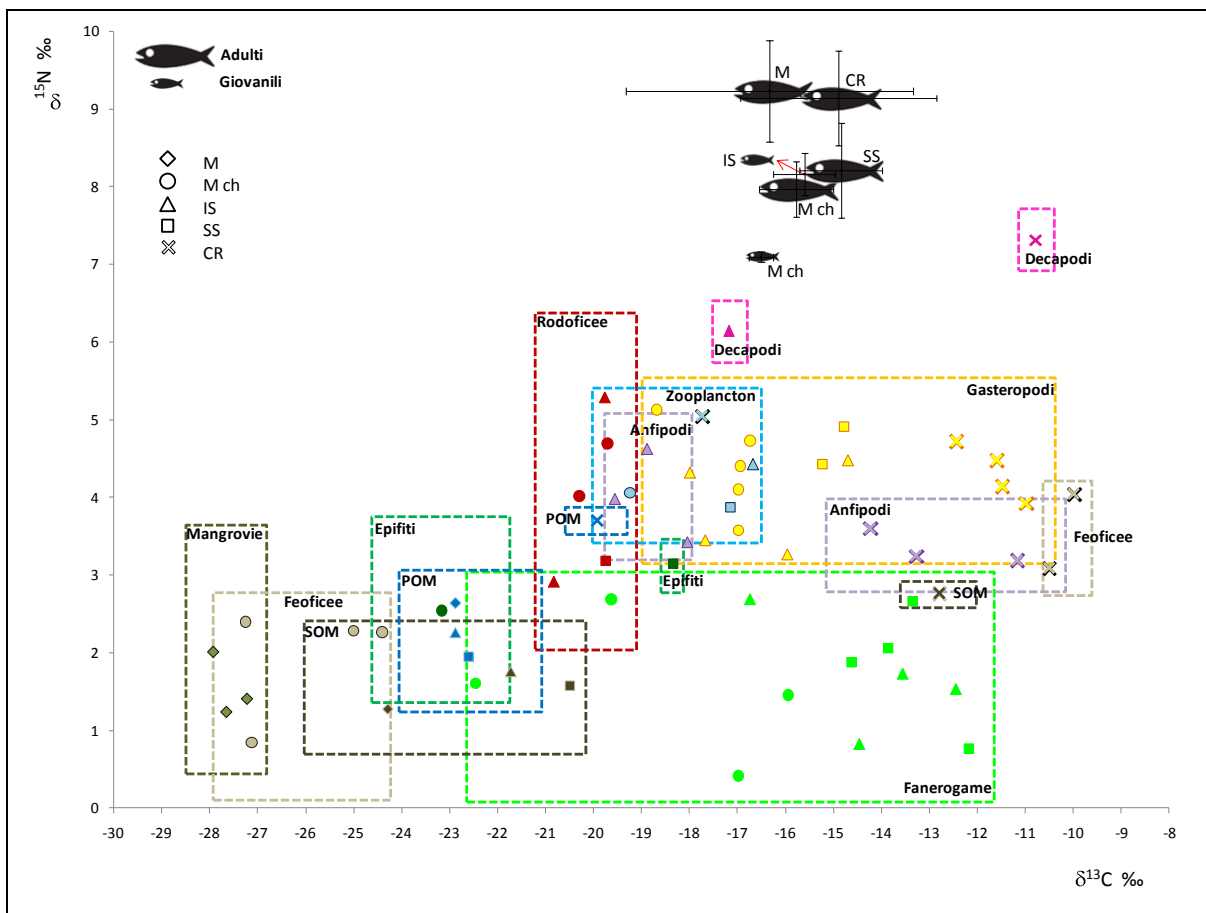


Figura 43. $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (medie \pm dev.st.) di fonti di materia organica, invertebrati e *L. fulviflamma* nelle cinque stazioni dell'area di Gazi Bay. Mangrovie (M); Canali tidali a mangrovie (M ch); Fanerogame intertidali (IS); Fanerogame subtidali (SS); Barriera corallina (CR).

Concludendo, i risultati confermano che le mangrovie non rappresentano una fonte alimentare diretta per le specie di pesci analizzate nel presente studio, come già osservato a Gazi Bay ed in una serie di altri ecosistemi a mangrovie (Marguillier *et al.*, 1997; Nagelkerken e van der Velde, 2004b; Lugendo *et al.*, 2006; Nyunja *et al.*, 2009). Una firma isotopica particolarmente negativa (< 20 ‰) è stata trovata solo nei sub-adulti e negli adulti di *S. sutor* e *L. fulviflamma* provenienti dalle mangrovie e dalla barriera corallina, ad indicare una certa influenza dell'area a mangrovie nelle abitudini trofiche di queste specie. Se, nel caso dell'erbivoro *S. sutor*, gli animali si alimenterebbero nell'area a mangrovie di macroalghe, che ne rispecchiano la firma isotopica, nel caso del carnivoro *L. fulviflamma*, la materia organica che si origina dalle mangrovie rientrerebbe invece indirettamente nella dieta degli adulti, che rappresenterebbero così una via di *outwelling*. Tale dinamica è in linea con il meccanismo alternativo di *outwelling* ipotizzato da Sheaves e Molony (2000) per cui le reti trofiche che conducono dalle mangrovie ai *top predators* sono più corte di quanto precedentemente ipotizzato (*sensu* Odum e Heald, 1972) essendo costituite da pochi livelli trofici: mangrovie – macroinvertebrati – pesci carnivori. Delle altre specie analizzate, solo la specie erbivora *C. spinidens* e quella zoobentivora *L. harak* hanno mostrato di effettuare delle migrazioni ontogenetiche dalla baia alla barriera corallina, che implicano conseguentemente adattamenti e modifiche a livello alimentare. Non si può attestare dai dati presentati un comportamento simile per *S. barracuda* nonostante sia riportato in letteratura (De Troch, 98, Lugendo *et al.*, 2006), dal momento che solo giovanili sono stati trovati nell'area di studio. L'erbivoro *L. vaigiensis* ha mostrato di effettuare invece delle migrazioni puramente alimentari tra i diversi *habitat* della baia per alimentarsi esclusivamente di fanerogame negli *habitat* centrali della baia. Al contrario, le altre specie, *P. mitratus*, *C. inermis*, *G. oyena*, *F. aurita* e *S. strigiventer* sono risultate più sedentarie supportando in maniera minore la connettività tra *habitat* adiacenti, presentando, infatti, un'alimentazione sito-specifica e la presenza contemporanea di diverse popolazioni del tutto indipendenti nei diversi *habitat* della baia.

5. CONCLUSIONI

Negli anni 2008/2009 sono stati effettuati dei campionamenti in due aree di transizione differenti geograficamente ed ecologicamente al fine di comprenderne i diversi meccanismi di funzionamento ecosistemico, attraverso lo studio delle interconnessioni trofiche mediate da fattori biotici che ivi si realizzano. Lo studio del trofismo delle acque e dei sedimenti, degli isotopi stabili del carbonio e dell'azoto, degli acidi grassi e dei metalli in tracce si sono rivelati degli ottimi strumenti per indagare gli obiettivi specifici che sono stati scelti in relazione alle diverse peculiarità e dinamiche ecologiche specifiche.

Nell'area di transizione dei laghetti di Marinello (Sicilia, Italia), si è osservato che la colonia di gabbiani rappresenta un importante *input* alloctono per l'ecosistema del lago Verde. Nonostante i gabbiani non rappresentino degli organismi strettamente appartenenti al sistema in questione, ne influenzano profondamente l'equilibrio a partire dal trofismo dei comparti acquoso e sedimentario per ripercuotersi conseguentemente sul biota. Attraverso l'importazione di nutrienti e materia organica alloctona per mezzo del guano, i gabbiani hanno determinato un incremento della produttività primaria e del carico organico all'interno del lago Verde. Conseguentemente, le comunità macrobentoniche hanno presentato bassi livelli di diversità e la struttura trofica del sistema è risultata complessivamente orientata verso l'uso della notevole quantità di Materia Organica Particellata presente nel sistema. Anche i livelli di contaminazione ambientale e biotica sono risultati complessivamente più elevati in risposta all'*input* di guano. Date le ridotte dimensioni del sistema considerato e la vicinanza tra i laghi di questa delicata area lagunare mediterranea, l'importante influenza del guano tende comunque a diminuire all'aumentare della distanza dalla colonia stessa di gabbiani.

Nell'area tropicale di Gazi Bay (Mombasa, Kenya), è emersa un'importante influenza delle mangrovie in tutta la baia e delle macroalghe, specialmente le alghe brune, nei movimenti del carbonio. Sia la Materia Organica Sedimentaria che particellata hanno risentito fortemente della componente sia a mangrovie che macroalgale, a conferma un forte *outwelling* lungo il transetto terra-mare. L'*habitat* a mangrovie di Gazi Bay non è sembrato rappresentare un'area di *feeding ground* né di nascondiglio per giovanili di specie, al contrario degli *habitat* a fanerogame interni alla baia che hanno presentato le più alte abbondanze e diversità di giovanili. Gli adulti sono stati maggiormente rappresentati nelle mangrovie e nella barriera corallina, dando indicazioni di migrazioni alimentari tra questi due *habitat*. Le analisi isotopiche e degli

acidi grassi hanno confermato tale risultato permettendo ulteriormente di distinguere tra specie che giocano un importante ruolo nel connettere i diversi *habitat* della baia effettuando migrazioni alimentari (*S. sutor* e *L. fulviflamma*), specie che effettuano migrazioni ontogenetiche che implicano pertanto adattamenti anche a livello di alimentare (*C. spinidens* e *L. harak*) e specie che invece sono risultate più sedentarie supportando in maniera minore la connettività tra *habitat* adiacenti (*P. mitratus*, *C. inermis*, *G. oyena*, *F. aurita* e *S. strigiventer*).

Complessivamente, da questo studio è emerso che, nei due modelli di aree di transizione studiate, laghetti costieri microtidali mediterranei e baia a mangrovie macrotidale tropicale, i fattori biotici giocano un forte ruolo nel connettere ecosistemi adiacenti veicolando materia organica, nutrienti e contaminanti. Le modalità con cui i diversi fattori svolgono questo importante ruolo sono legate all'ambiente in cui risiedono ed alle loro caratteristiche intrinseche, ma le conseguenze della connettività da essi innescata si ripercuotono comunque sui processi trofici e più in generale ecosistemici.

I risultati di questa tesi confermano come le aree di transizione sono sistemi costieri altamente complessi ed aperti con flussi continui di materia ed energia che li supportano e li mettono in comunicazione con gli *habitat* adiacenti. Alla luce del forte impatto antropico cui ormai sono soggetti i sistemi costieri a livello globale, risulta di grande importanza mantenere integri, attraverso adeguati strumenti di conservazione, i vari *habitat* di cui essi si compongono, al fine di garantire gli alti livelli di connettività che ne consentono il funzionamento, come emerso dal presente studio.

Questo studio ha inoltre evidenziato l'importanza di un approccio metodologico integrato per dirimere la complessità tipica degli ecosistemi costieri soprattutto in riferimento agli aspetti trofici. In particolare, l'utilizzo contestuale di diversi *marker* trofici (isotopi stabili del carbonio e dell'azoto ed acidi grassi) ha permesso una maggiore comprensione delle complesse dinamiche trofiche, e l'ulteriore integrazione dei metalli in tracce ha fornito una visione più ampia sul trasferimento dei contaminanti nelle reti trofiche, evidenziando l'importante contributo dei fattori biotici a questi processi.

Infine, mentre in letteratura è fortemente associato il ruolo delle forzanti abiotiche nell'influenzare le dinamiche ecosistemiche nelle aree costiere, questo lavoro di tesi, in linea con recenti evidenze bibliografiche (es. Layman, 2007; Kolb *et al.*, 2010), ribadisce ulteriormente l'importanza di considerare l'influenza esercitata dai fattori biotici sui processi di funzionamento a livello ecosistemico.

6. BIBLIOGRAFIA

- AAVV, 2008. Caratterizzazione della qualità degli ambienti acquatici di transizione della Regione Sicilia, Rapporto di fine attività 2005-2006, ARPA SICILIA, Palermo.
- Abrahams M, Kattenfeld M, 1997. The role of turbidity as a constraint on predator-prey interactions in aquatic environments. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 40: 169-174.
- Ackman RG, Eaton CA, 1966. Lipids of the fin whale (*Balaenoptera physalus*) from north Atlantic waters. III. Occurrence of eicosenoic and docosenoic Fatty Acids in the zooplankter *Meganyctiphanes norvegica* (M. Sars) and their effect on whale oil composition. *Canadian Journal of Biochemistry* 44: 1561–1566.
- Adams AJ, Dahlgren CP, Kellison GT, Kendall MS, Layman CA, Ley JA, Nagelkerken I, Serafy JE, 2006. Nursery function of tropical back-reef systems. *Marine Ecology Progress Series* 318: 287-301.
- Alerstam T, Baeckman J, Gudmundsson GA, Hedenstroem A, 2007. A polar system of intercontinental bird migration. *Proceeding of the Royal Society Biological Science* 274: 2523–2530.
- Alexander RM, 1996. Biophysical problems of small size in vertebrates. In: Miller PJ (Ed.) *Miniature vertebrates: the implications of small body size*. The Zoological Society of London, Oxford, pp. 1–14.
- Alfaro AC, 2008. Diet of *Littoraria scabra*, while vertically migrating on mangrove trees: Gut content, fatty acid, and stable isotope analyses. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79: 718–726.
- Alfaro AC, Thomas F, Sergent L, Duxbury M, 2006. Identification of trophic interactions within an estuarine food web (northern New Zealand) using fatty acid biomarkers and stable isotopes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70: 271-286.
- Almeida PR, Moreira F, Costa JL, Assis CA, Costa MJ, 1993. The feeding strategies of *Liza ramada* (Risso, 1826) in fresh and brackish water in the River Tagus, Portugal. *Journal of Fish Biology* 42: 1-95.
- Alongi DM, 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation* 29: 331–349.
- Alves SP, Cabrita ARJ, Fonseca A, Bessa JM, Rui JB, 2008. Improved method for fatty acid analysis in herbage based on direct transesterification followed by solid-phase extraction. *Journal of Chromatography* 1209: 212-219.
- Al-Yousuf MH, El-Shahawi MS, Al-Ghais SM, 2000. Trace metals in liver, skin and muscle of *Lethrinus lentjian* fish species in relation to body length and sex. *Science of the total Environment* 256: 87-94.

- Amiard JC, Amiard-Triquet C, Barka S, Pellerin J, Rainbow PS, 2006. Metallothioneins in aquatic invertebrates: Their role in metal detoxification and their use as *biomarkers*. *Aquatic Toxicology* 76: 160-202.
- Amore C, Giuffrida E, Zanini A, 1992. Evoluzione temporale e dinamica litorale dell'area lagunare di Oliveri-Tindari (Messina). *Bollettino Accademia Gioenia di Scienze Naturali* 337: 117-131.
- Anajjar EM, Chiffolleau JF, Bergayou H, Moukrim A, Burgeot T, Cheggour M, 2008. Monitoring of trace metal contamination in the souss estuary (South Morocco) using the clams *Cerastoderma edule* and *Scrobicularia plana*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 80: 283-288.
- Anderson MJ, Willis TJ, 2003. Canonical Analysis of Principal Coordinates: A Useful Method Of Constrained Ordination For Ecology. *Ecology* 84: 511-525.
- Anderson WB; Polis GA, 1999. Nutrient fluxes from water to land: seabirds affect plant nutrient status on Gulf of California islands. *Oecologia* 118: 324-332.
- Anderson WB, Polis GA, 2004. Allochthonous nutrient and food inputs: Consequences for temporal stability. In: Polis A, Power ME (Eds.) *Food webs at the landscape level*. Chicago: University of Chicago Press. pp. 82-95.
- Andrews JE, Greenaway AM, Dennis PF, 1998. Combined carbon isotope and C/N ratios as indicators of source and fate of organic matter in a poorly flushed, tropical estuary: Hunts Bay, Kingston Harbour, Jamaica. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46: 743-756.
- Auel H, Harjes M, da Rocha R, Stubing D, Hagen W, 2002. Lipid *biomarkers* indicate different ecological niches and trophic relationships of the Arctic hyperiid amphipods *Themisto abyssorum* and *T. libellula*. *Polar Biology* 25: 374-383.
- Azzaro F, 1995. Osservazioni biennali sull'ecosistema degli stagni costieri di Oliveri-Tindari: Nutrienti e clorofilla *a*. *Atti S.It.E.* 16: 495-497.
- Bachelet G, de Montaudouin X, Auby I, Labourg PJ, 2000. Seasonal changes in macrophyte and macrozoobenthos assemblages in three coastal lagoons under varying degrees of eutrophication. *ICES Journal of Marine Science* 57: 1495-1506.
- Barbone E, Basset A, 2010. Hydrological constraints to macrobenthic fauna biodiversity in transitional waters ecosystems *Rendiconti Lincei*.
- Barnes RSK, 1980. Coastal lagoons. The natural history of a neglected habitat. *Cambridge studies in modern Biology: 1*. Cambridge University Press, XI:106 pp.
- Barrett K, Anderson WB, Wait DA, Grismer LL, Polis GA, Rose MD, 2005. Marine subsidies alter the diet and abundance of insular and coastal lizard populations. *Oikos* 109: 145-53.
- Barron S, Weber C, Marino R, Davidson E, Tomasky G, Howarth R, 2002. Effects of varying salinity on phytoplankton growth in a low-salinity coastal pond under two nutrient conditions. *Biological Bulletin* 203: 260-261.
- Barwick M, Maher W, 2003. Biotransference and biomagnification of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Marine Environmental Research* 56: 471-502.

- Basset A, Sabetta L, Fonnesu A, Mouillot D, Do Chi T, Viaroli P, Giordani G, Reizopoulou S, Abbiati M, Carrada GC, 2006. Typology in Mediterranean transitional waters: new challenges and perspectives. *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 441–455.
- Bell JD, Westoby M, 1986. Abundance of macrofauna in dense seagrass is due to habitat preference, not predation. *Oecologia* 68: 205–209.
- Bellan G, 1987 (ed.). Écologie Littorale Méditerranéenne. *Bulletin d'Écologie* 18:105–241.
- Bellwood DR, 1988. Ontogenetic changes in the diet of early post-settlement *Scarus* species (Pisces: Scaridae). *Journal of Fish Biology* 33: 213– 219.
- Bendschneider K, Robinson RJ, 1952. A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water. *Journal of Marine Research* 11: 87-96.
- Benedict CR, Wong WWL, Wong JHH, 1980. Fractionation the stable isotopes of inorganic carbon by seagrasses. *Plant Physiology* 65: 512-517.
- Benes P, Cejchanova M, Havlik B, 1985. Migration and speciation of lead in a river system heavily polluted from a smelter. *Water Research* 19: 1-20.
- Benstead JP, March JG, Fry B, Ewel KC, Pringle CM, 2006. Testing Isosource: stable isotope analysis of a tropical fishery with diverse organic matter sources. *Ecology* 87: 326-333.
- Bergé JP, Barnathan G, 2005. Fatty Acids from lipids of marine organisms: Molecular biodiversity, roles as *biomarkers*, biologically active compounds, and economical aspects. *Marine Biotechnology* 96: 49-125.
- Berglund A, 1980. Niche differentiation between two littoral prawns in Gullmar Fjord, Sweden: *Palaemon adspersus* and *P. squilla*. *Holarctic Ecology* 3: 111–115.
- Bertellotti M, Yorio P, 1999. Spatial and temporal patterns in the diet of the kelp gull in Patagonia. *Condor* 101: 790–798.
- Blais JM, Kimpe LE, McMahon D, Keatley BE, Malloryml, Douglas MSV, Smol JP, 2005. Arctic seabirds transport marine derived contaminants. *Science* 309: 445.
- Blanco S, Romo S, Villena MJ, 2004. Experimental study on the diet of Mosquito fish (*Gambusia holbrooki*) under different ecological conditions in a shallow lake. *International Review of Hydrobiology* 89: 250-262.
- Bokn TL, Duarte CM, Pedersen MF, Marba N, Moy FE, Barron C, Bjerkeng B, Borum J, Christie H, Engelbert S, Fotel FL, Hoell EE, Karez R, Kersting K, Kraufvelin P, Lindblad C, Olsen M, Sanderud KA, Sommer U, Sorensen K, 2003. The response of experimental rocky shore communities to nutrient additions. *Ecosystems* 6: 577–594.
- Boon PI, Bunn SE, 1994. Variations in the stable isotope composition of aquatic plants and their implications for food web analysis. *Aquatic Botany* 48: 99-108.
- Bosman AL, Hockey PAR, 1986. Seabird guano as a determinant of rocky intertidal community structure. *Marine Ecology Progress Series* 32: 247-257
- Bouillon S, Mohan PC, Sreenivas N, Dehairs F, 2000. Sources of suspended organic matter and selective feeding by zooplankton in an estuarine mangrove ecosystem as traced by stable isotopes. *Marine Ecology-Progress Series* 208, 79-92.

- Bouillon S, Koedam N, Baeyens W, Satyanarayana B, Dehairs F, 2004a. Selectivity of subtidal benthic invertebrate communities for local microalgal production in an estuarine mangrove ecosystem during the post-monsoon period. *Journal of Sea Research* 51: 133–144.
- Bouillon S, Moens T, Dehairs F, 2004b. Carbon sources supporting benthic mineralization in mangrove and adjacent seagrass sediments (Gazi Bay, Kenya). *Biogeosciences* 1: 71-78.
- Bouillon S, Connolly RM, Lee SY, 2008. Organic matter exchange and cycling in mangrove ecosystems: Recent insights from stable isotope studies. *Journal of Sea Research* 59: 44–58.
- Budge SM, Iverson SJ, Koopman HN, 2006. Studying trophic ecology in marine ecosystems using Fatty Acids: a primer on analysis and interpretation. *Marine Mammal Science* 22: 759-801.
- Budge SM, Wooller MJ, Springer AM, Iverson SJ, McRoy CP, Divoky GJ, 2008. Tracing carbon flow in an arctic marine food web using fatty acid-stable isotope analysis. *Oecologia* 157: 117-129.
- Burger J, Gochfeld M, 2002. Effects of Chemicals and Pollution on Seabirds. In Schreiber EA, Burger J, (Eds.) Boca Raton, FL: CRC Press. *Biology of Marine Birds* 485–525.
- Burkholder JM, Tomasko DA, Touchette BW, 2007. Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350: 46–72.
- Burton Jr GA, Scott KJ, 1992. Sediment toxicity evaluations. *Environmental Science & Technology* 26: 2068-2075.
- Cardoso PG, Brandao A, Pardal MA, Raffaelli D, Marques JC, 2005. Resilience of *Hydrobia ulvae* populations to anthropogenic and natural disturbances. *Marine Ecology Progress Series* 289: 191-199.
- Cardoso PG, Raffaelli D, Lillebø AI, Verdelhos T, Pardal MA, 2008. The impact of extreme flooding events and anthropogenic stressors on the macrobenthic communities dynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76: 553-565.
- Carlier A, Riera P, Amouroux J, Bodiou JY, Escoubeyrou K, Desmalades M, Caparros J, Grémare A, 2007. A seasonal survey of the food web in the Lapalme Lagoon (northwestern Mediterranean) assessed by carbon and nitrogen stable isotope analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 73: 299-315.
- Carlier A, Riera P, Amouroux J, Bodiou J, Desmalades M, Grémare A, 2009. Spatial heterogeneity in the food web of a heavily modified Mediterranean coastal lagoon: stable isotope evidence. *Aquatic Biology* 5:167-179.
- Carrapiso AI, Garcia C, 2000. Development in lipid analysis: Some new extraction techniques and in situ transesterification. *Lipids* 35: 1167-1177.
- Castelli A, Lardicci C, Tagliapietra D, 2003. Il macrobenthos di fondo molle. In: Gambi MC, Dappiano M (Eds) Manuale di metodologia di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo. SIBM pp. 109–144.

- Chaichana R, Leah R, Moss B, 2010. Birds as eutrophicating agents: a nutrient budget for a small lake in a protected area. *Hydrobiologia* 646: 111-121.
- Chittaro PM, Fryer BJ, Sale R, 2004. Discrimination of French grunts (*Haemulon flavolineatum* Desmarest, 1823) from mangrove and coral reef habitats using otolith microchemistry. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 308: 168–183.
- Choat JH, Clements KD, Robbins WD, 2002. The trophic status of herbivorous fishes on coral reefs I. Dietary analyses. *Marine Biology* (Berl) 140: 613–623.
- Choy ES, Gauthier M, Malloryml, Smol JP, Douglas MS, Lean D, Blais JM, 2010. An isotopic investigation of mercury accumulation in terrestrial food webs adjacent to an Arctic seabird colony. *Science of The Total Environment* 408: 1858-1867.
- Christensen JT, Sauriau PG, Richard P, Jensen PD, 2001. Diet in mangrove snails: Preliminary data on gut contents and stable isotope analysis. *Journal of Shellfish Research* 20: 423-426.
- Claissie D, Cossa D, Bretaudeau-sanjuan J, Youchard G, Bombled B, 2001. Methylmercury in molluscs along the French coast. *Maine Pollution Bulletin* 42: 329-332.
- Clarke KR, Warwick RM, 1994. Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth Press.
- Claussen U, Zevenboom W, Brockmann U, Topcu D, Bot P, 2009. Assessment of the eutrophication status of transitional, coastal and marine waters within OSPAR. *Hydrobiologia* 629: 49-58.
- Cloern JE, 1987. Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. *Continental Shelf Research* 7: 1367–1381.
- Cloern JE, 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223-253.
- Cloern JE, 2007. Habitat connectivity and ecosystem productivity: implications from a simple model. *American Naturalist* 169: E21–E33.
- Cocheret de la Morinière E, Pollux BJA, Nagelkerken I, Hemminga MA, Huiskes AHL, Van der Velde G, 2003. Ontogenetic dietary changes of coral reef fishes in the mangrove-seagrass-reef continuum: stable isotopes and gut-content analysis. *Marine Ecology Progress Series*. 246: 279–289.
- Cocheret de la Morinière E, Nagelkerken I, van der Meij H, van der Velde G, 2004. What attracts juvenile coral reef fish to mangroves: habitat complexity or shade? *Marine Biology* 144: 139–145.
- Cognetti G, Maltagliati F, 2000. Biodiversity and Adaptive Mechanisms in Brackish Water Fauna *Marine Pollution Bulletin* 40: 7-14.
- Coleml, Valiela I, Kroeger KD, Tomasky GL, Cebrian J, Wigand C, McKinney RA, Grady SP, da Silva MHC, 2004. Assessment of a delta N-15 isotopic method to indicate anthropogenic eutrophication in aquatic ecosystems. *Journal of Environmental Quality* 33: 124–132.
- Commito JA, Thrush SF, Pridmore RD, Hewitt JE, Cummings VJ, 1995. Dispersal dynamics in a wind-driven benthic system. *Limnology and Oceanography* 40: 1513–1518.

- Como S, Magni P, Casu D, Floris A, Giordani G, Natale S, Fenzi GA, Signa G, De Falco G, 2007. Sediment characteristics and macrofauna distribution along a human-modified inlet in the Gulf of Oristano (Sardinia, Italy). *Marine Pollution Bulletin* 54: 733-744.
- 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.
- Connolly RM, Guest MA, Melville AJ, Oakes JM, 2004. Sulfur stable isotopes separate producers in marine food-web analysis. *Oecologia* 138: 161–167.
- Connolly RM, Hindell JS, Gorman D, 2005. Seagrass and epiphytic algae support nutrition of a fisheries species, *Sillago schomburgkii*, in adjacent intertidal habitats. *Marine Ecology Progress Series* 286: 69–79.
- Cook HW, 1996. Fatty acid desaturation and chain elongation in eukaryotes. In: Vance DE, Vance JE, (Eds) *Biochemistry of Lipids and Membranes*. The Netherlands: Elsevier Science, Amsterdam. pp. 29-152.
- Cooper LW, De Niro MJ, 1989. Stable carbon isotope variability in the seagrass *Posidonia oceanica*: evidence for light intensity effects. *Marine Ecology Progress Series* 50: 225-229.
- Copeman PR, Dillman FJ, 1937. Changes in the composition of guano during storage. *The Journal of Agricultural Science* 27: 178-187.
- Cornwell JC, Conley DJ, Owens M, Stevenson JC, 1996. A sediment chronology of the eutrophication of Chesapeake Bay. *Estuaries* 19: 488–499.
- Crisafi E, Giacobbe S, Leonardi M, 1981. Nuove ricerche idrobiologiche nell'area lagunare di Oliveri-Tindari (Messina). *Memorie di Biologia Marina e Oceanografica* IV: 139-186.
- Cyrus DP, Blaber S, 1992. Turbidity and salinity in a tropical northern Australian estuary and their influence on fish distribution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 35: 545-563.
- Dahdouh-Guebas R, Jayatissa L P, Di Nitto D, Bosire JO, Lo Seen D, Koedam N, 2005. How effective were mangroves as a defence against the recent tsunamis? *Current Biology* 15: R443-R447.
- Dahl TM, Lydersen C, Kovacs KM, S. Falk-Petersen S, Sargent J, Gjertz I, Gulliksen B, 2000. Fatty acid composition of the blubber in white whales (*Delphinapterus leucas*). *Polar Biology* 23:401–409.
- Dahl TM, Falk-Petersen S, Sargent J, Gabrielsen G, Hop H, Millar RM, 2003. Lipids and stable isotopes in common eider, black-legged kittiwake and northern fulmar—a trophic study from an Arctic fjord. *Marine Ecology Progress Series* 256: 257–269.
- Dallinger R, Rainbow P, 1993. *Ecotoxicology of metals in invertebrates*. Lewis, Chelsea, MI: SETAC Special Publications.
- Dalsgaard J, St John M, Kattner G, Muller-Navarra D, Hagen W, 2003. Fatty acid trophic markers in the pelagic marine environment. *Advances in Marine Biology* 46: 225-340.
- Dame RF, Allen DM, 1996. Between estuaries and sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 200: 169-185.

- Danielsen F, Sørensen MK, Olwig MF, Selvam V, Parish F, Burgess ND, Hiraishi T, Karunagaran VM, Rasmussen MS, Hansen LB, Quarto A, Suryadiputra N, 2005. The Asian tsunami: a protective role for coastal vegetation. *Science* 310:643.
- De Falco G, Magni P, Terasvuori LMH, Matteucci G, 2004. Sediment grain size and organic carbon distribution in the Cabras lagoon (Sardinia, western mediterranean). *Chemistry and Ecology*, 20: S367-S377.
- De Haas EM, Wagner C, Koelmans AA, Kraak MHS, Admiraal W, 2006. Habitat selection by chironomid larvae: fast growth requires fast food. *Journal of Animal Ecology* 75(1): 148-155.
- Deegan LA, Garritt RA, 1997. Evidence for spatial variability in estuarine food webs. *Marine Ecology Progress Series* 147: 31-47.
- Degens ET, Guillard R, Sackett WM, Hellebust JA, 1968. Metabolic fractionation of carbon isotopes in marine plankton. I. Temperature and respiration experiments. *Deep Sea Research* 15: 1-9.
- Deniges MG, 1920. Reaction de coloration extremement sensible des phosphate et des arseniates. Ses applications. Academie Science, Paris. *Compte Rendu* 171: 802-804.
- Diaz RJ, Rosenberg R, 2001. Overview of anthropogenically induced hypoxic effects on marine benthic fauna. In: Rabalais NC, Turner ER, (Eds) Coastal hypoxia: consequences for living resources and ecosystems. Coastal and Estuarine Studies 58. American Geophysical Union, Washington, DC, pp. 129-146.
- Dittel AI, Epifanio CE, Cifuentes LA, Kirchman DL, 1997. Carbon and nitrogen sources for shrimp postlarvae fed natural diets from a tropical mangrove system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 45: 629-637.
- Dittmar T, Lara RJ, Kattner G, 2001. River or mangrove? Tracing major organic matter sources in tropical Brazilian coastal waters. *Marine Chemistry* 73: 253-271.
- Dorenbosch M, Nagelkerken I, Verberk WCEP, Van der Velde G, 2007. Influence of habitat configuration on connectivity between fish assemblages of Caribbean seagrass beds, mangroves and coral reefs. *Marine Ecology Progress Series* 334: 103-116.
- Du Laing G, Rinklebe J, Vandecasteele B, Meers E, Tack FMG, 2009. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review. *Science of The Total Environment* 407: 3972-3985.
- Duarte CM, 2009. Coastal eutrophication research: a new awareness. *Hydrobiologia* 629: 263-269.
- Duarte CM, Cebrian J, 1996. The fate of marine autotrophic production. *Limnology and Oceanography* 41: 1758-1766.
- Dugdale RC, Goering JJ, 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary production. *Limnology and Oceanography* 12:196-206.
- Durako MJ, Hall MO, 1992. Effects of light on the stable carbon isotope composition of the seagrass *Thalassia testudinum*. *Marine Ecology Progress Series* 86: 99-101.

- Egge JK, Aksnes DL, 1992. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. *Marine Ecology Progress Series* 83: 281–289.
- Eggleston DB, Dahlgren CP, Johnson EG, 2004. Fish density, diversity, and size-structure within multiple back-reef habitats of Key West National Wildlife Refuge. *Bulletin of Marine Science* 75: 175–204
- Elenkov I, Stefanov K, Konaklieva D, Popov S, 1996. Effect of salinity on lipid composition of *Cladophora vagabunda*. *Phytochemistry* 42: 39–44.
- El-Sikaly A, Khaled A, El Nemr A, 2004. Heavy metals monitoring using bivalves from Mediterranean sea and Red sea. *Environmental Monitoring and Assessment* 98: 41–58.
- Emeis KC, Struck U, Leipe T, Pollehne F, Kunzendorf H, Christiansen C, 2000. Changes in the C, N, P burial rates in some Baltic Sea sediments over the last 150 years—relevance to P regeneration rates and the phosphorus cycle. *Marine Geology* 167: 43–59.
- Escaravage V, Prins TC, Nijdam C, Smaal AC, Peeters JCH, 1999. Response to phytoplankton communities to nitrogen input reduction in mesocosm experiments. *Marine Ecology Progress Series* 179: 187–199.
- Evagelopoulos A, Koutsoubas D, Basset A, Pinna M, Dimitriadis C, Sangiorgio F, Barbone E, Maidanou M, Koulouri P, Dounas C, 2008. Spatial and seasonal variability of the macrobenthic fauna in Mediterranean solar saltworks ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: S118-S134.
- Evenset A, Carroll J, Christensen GN, Kallenborn R, Gregor D, Gabrielsen GW, 2007. Seabird guano is an efficient conveyer of persistent organic pollutants (POPs) to Arctic lake ecosystems. *Environmental Science & Technology* 41: 1173-1179.
- Falk-Petersen S, Dahl TM, Scott CL, Sargent JR, Gulliksen B, Kwasniewski S, Hop H, Millar R-M, 2002. Lipid biomarkers and trophic linkages between ctenophores and copepods in Svalbard waters. *Marine Ecology Progress Series* 227: 187-194.
- Falk-Petersen S, Haug T, Nilssen KT, Wold A, Dahl TM, 2004. Lipids and trophic linkages in harp seal (*Phoca groenlandica*) from the eastern barents sea. *Polar research* 23: 43–50.
- FAO, 2007. The world's mangrove 1980-2005: Forest Resources Assessment Working Paper No. 153. Rome.
- Fariás L, 2003. Remineralization and accumulation of organic carbon and nitrogen in marine sediments of eutrophic bays: the case of the Bay of Concepcion, Chile. *Estuarine, Coastal Shelf Science* 57: 829–841.
- Farkas A, Salanki J, Specziar A, 2003. Age and size-specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama* L. populating a low-contaminated site. *Water Research* 37: 959-964.
- Fauchauld K, Jumars PA, 1979. The Diet Of Worms : A Study Of Polychaete Feeding Guilds. *Oceanography and Marine Biology: Annual Review* 17: 193-284.

- Feller RJ, Stancyck SE, Coull BC, Edwards DG, 1992. Recruitment of polychaetes and bivalves: long-term assessment of predictability in a soft-bottom habitat. *Marine Ecology Progress Series* 87: 227–238.
- Fenchel T, King GM, Blackburn H, 1998. Bacterial Biogeochemistry, Academic Press, San Diego. pp. 336.
- Folch J, Lees M, Sloane-Stanley GH, 1957. A Simple Method for the Isolation and Purification of Total Lipids from Animal Tissues. *Journal of Biological Chemistry* 226: 497–509.
- Forstner U, 1990. Contaminated sediments, Springer, Berlin.
- Fourqurean JW, Powell GVN, Kenworthy WJ, Zieman JC, 1995. The effects of long-term manipulation of nutrient supply on competition between the seagrasses *Thalassia testudinum* and *Halodule wrightii* in Florida Bay. *Oikos* 72: 349–358.
- France RL, 1995. Carbon-13 enrichment in benthic compared to planktonic algae: food web implications. *Marine Ecology Progress Series* 124: 307-312.
- France RL, 1998. Estimating the assimilation of mangrove detritus by fiddler crabs in Laguna Joyuda, Puerto Rico, using dual stable isotopes. *Journal of Tropical Ecology* 14: 413-425.
- Freedman B, 1989. The impacts of pollution and other stresses on ecosystem structure and function environmental ecology. Academic press, London.
- Fry B, Ewel KC, 2003. Using stable isotopes in mangrove fisheries research - A review and outlook. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 39: 191-196.
- Furness RW, Camphuysen KCJ, 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science* 54: 726-737.
- Gannes LZ, O'Brien DM, Martýnez del Rio C, 1997. Stable isotopes in animal ecology: assumptions, caveats and a call for more laboratory experiments. *Ecology* 78: 1271-1276.
- Ganning B, Wulff F, 1969. The effects of bird droppings on chemical and biological dynamics In brackish water rockpools. *Oikos* 20: 274-286.
- García AM., Hoeninghaus DJ., Vieira JP, Winemiller KO, 2007. Isotopic variation of fishes in freshwater and estuarine zones of a large subtropical coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 73: 399-408.
- Gazzetta Ufficiale Della Repubblica Italiana (G.U.R.I.), 2004. Decreto Ministeriale 6 novembre 2003, no 367. Regolamento concernente la fissazione di standard di qualità nell'ambiente acquatico per le sostanze pericolose, ai sensi dell'articolo 3, comma 4, del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, 08 Gennaio 2004, Roma 5:17–29.
- Gearing JN, 1991. The study of diet and trophic relationships through natural abundance of ¹³C. In Carbon Isotope Techniques (Coleman DC & Fry B, eds), pp. 201–218. San Diego, CA: Academic Press.
- Geider J, La Roche J, 2002. Redfield revisited: variability of C:N:P in marine microalgae and its biochemical basis. *European Journal of Phycology* 37: 1–17.

- Gell FR, Whittington MW, 2002. Diversity of fishes in seagrass beds in the Quirimba Archipelago, northern Mozambique. *Marine and Freshwater Research* 53: 115–121.
- Giacobbe S, Leonardi M, 1986. L'area lagunare di Oliveri-Tindari: sue variazioni morfologiche recenti ed evoluzione dei popolamenti a molluschi. Atti del 7° congresso AIOL: 355-366.
- Giordani G, Zaldivar JM, Viaroli P, 2009. Simple tools for assessing water quality and trophic status in transitional water ecosystems. *Ecological Indicators* 9: 982-991.
- Gladfelter WB, Johnson WS, 1983. Feeding niche separation in a guild of tropical reef fishes (Holocentridae). *Ecology* 64: 552–563.
- Gochfeld M, 2003. Cases of mercury exposure, bioavailability, and absorption. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 56: 174-179.
- Godzik B, 1991. Heavy metals and macroelements in the tundra of southern Spitsbergen: the effect of little auk *Alle alle* (L), colonies. *Polar Research* 9: 121–131.
- Goerick R, Montoya J, Fry B, 1994. Physiology of isotopic fractionation in algae and cyanobacteria. In: Lajtha K, Michener RH (Eds.) *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Blackwell Scientific Publications, Boston, MA, Oxford, pp. 187–221.
- Goering J, Alexander V, Haubensack N, 1990. Seasonal variability of stable carbon and nitrogen isotope ratios of organisms in a North Pacific bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 30: 239–260.
- Golbuu Y, Victora S, Wolanski E, Richmond RH, 2003. Trapping of fine sediment in a semi-enclosed bay, Palau, Micronesia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57: 5-6.
- Graeve M, Kattner G, Wiencke C, Karsten U, 2002. Fatty acid composition of Arctic and Antarctic macroalgae: indicator of phylogenetic and trophic relationships. *Marine Ecology Progress Series* 231: 67–74.
- Grandini S, 1993. Rame e cadmio in tessuti di teleostei. *Il Pesce* 4/93.
- Grasshoff K, 1983. Determination of nitrate. In: Grasshoff K, Ehrhardt M, Kremling K (Eds.) *Methods of Seawater Analysis*, Verlag Chemie, Weinheim, pp. 143-150.
- Grodzinska K, Godzik B, 1991. Heavy metals and sulphur in mosses from southern Spitsbergen. *Polar Research* 9: 133–140.
- Guest MA, Connolly RM, 2004. Fine-scale movement and assimilation of carbon in saltmarsh and mangrove habitat by resident animals. *Aquatic Ecology* 38:599-609.
- Guest MA, Connolly RM, Loneragan NR, 2004. Carbon movement and assimilation by invertebrates in estuarine habitat at a scale of metres. *Marine Ecology Progress Series* 278:27–34.
- Guest MA, Nichols PD, Frusher SD, Hirst AJ, 2008. Evidence of abalone (*Haliotis rubra*) diet from combined fatty acid and stable isotope analyses. *Marine Biology* 153: 579–588.
- Guest MA, Hirst AJ, Nichols PD, Frusher SD, 2010. Multi-scale spatial variation in stable isotope and fatty acid profiles amongst temperate reef species: implications for design and interpretation of trophic studies. *Marine Ecology Progress Series* 410: 25-41.

- Gullström M, Bodin M, Nilsson PG, Öhman MC, 2008. Seagrass structural complexity and landscape configuration as determinants of tropical fish assemblage composition. *Marine Ecology Progress Series* 363: 241-255.
- Gwiazda R, 1996. Contribution of water birds to nutrient loading to the ecosystem of mesotrophic reservoir. *Ekologia Polska* 44: 289–297.
- Hahn S, Bauer S, Klaassen M, 2007. Estimating the contribution of carnivorous waterbirds to nutrient loading in freshwater habitats. *Freshwater Biology* 52: 2421-2433.
- Hammerschlag N, Ovando D, Serafy JE, 2010. Seasonal diet and feeding habits of juvenile fishes foraging along a subtropical marine ecotone. *Aquatic Biology* 9: 271-290.
- Hanson CE, Hyndes GA, Wang SF, 2010. Differentiation of benthic marine primary producers using stable isotopes and Fatty Acids: Implications to food web studies. *Aquatic Botany* 93: 114-122.
- Hansson S, Hobbie JE, Elmgren R, Larsson U, Fry B, Johansson S 1997. The stable nitrogen isotope ratio as a marker of food-web interactions and fish migration. *Ecology* 78: 2249-2257.
- Harrison IJ, 1996. Interface areas in small fish. In: Miller PJ (Ed.) *Miniature vertebrates: the implications of small body size*. The Zoological Society of London, Oxford, pp. 15–45.
- Hawke DJ, 2001. Variability of $\delta^{15}\text{N}$ in soil and plants at a New Zealand hill country site: correlations with soil chemistry and nutrient inputs. *Australian Journal of Soil Research* 39: 373-383.
- Hawke DJ, Holdaway RN, Causer JE, Ogden S, 1999. Soil indicators of pre-European seabird breeding in New Zealand at sites identified by predator deposits. *Australian Journal of Soil Research* 37: 103-113.
- Hecky RE, Kilham P, 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography* 33: 796–822.
- Hedges JL, Stern JH, 1984. Carbon and nitrogen determinations of carbonate-containing solids. *Limnology and Oceanography* 29(3): 657-663.
- Hemminga MA, Mateo MA, 1996. Stable carbon isotopes in seagrasses: variability in ratios and use in ecological studies. *Marine Ecology Progress Series* 140: 285-298.
- Hemminga MA, Slim FJ, Kazungu J, Ganssen GM, Nieuwenhuize J, Kruyt NM, 1994. Carbon outwelling from a mangrove forest with adjacent seagrass beds and coral reefs (Gazi Bay, Kenya). *Marine Ecology Progress Series* 106: 291–301.
- Hillebrand H., 2003. Opposing effects of grazing and nutrients on diversity. *Oikos* 100: 592–600.
- Hobson KA, 1999. Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. *Oecologia* 120: 314–326.
- Hobson KA, Clark RG, 1992. Assessing avian diets using stable isotopes I: turnover of ^{13}C in tissues. *Condor* 94:181-188.
- Horgan IE, Barrett JA, 1985. The use of lipid profiles in comparing the diet of seabirds. In Siegfried WR, Condy PR, Laws RM, (Eds) *Antarctic nutrient cycles and food webs*. Springer-Verlag, Berlin, Germany pp 493-497.

- Horinouchi M, 2008. Patterns of food and microhabitat resource use by two benthic gobiid fishes. *Environmental Biology of Fishes* 82: 187-194
- Ilosvay L, 1889. Determination of nitrite in saliva and exhaled air. *Bulletin de la Société Chimique de France* 2: 388-391.
- Iverson SJ, 2009. Tracing aquatic food webs using fatty acids: from qualitative indicators to quantitative determination. In: Kainz, M., Brett, M.T., Arts, M.T. (Eds.) *Lipids in Aquatic Ecosystems*. Springer New York, pp. 281-308.
- Iverson SJ, Springer AM, 2002. Estimating seabird diets using Fatty Acids: Protocol development and testing of ReFER hypotheses. *Report to the National Pacific Marine Research Program*. University of Alaska, Fairbanks, AK.
- Iverson SJ, McDonald JE, Smith IK, 2001. Changes in the diet of free ranging black bears in years of contrasting food availability revealed through milk Fatty Acids. *Canadian Journal of Zoology* 79: 2268–2279.
- Iverson SJ, Field C, Bowen WD, Blanchard W, 2004. Quantitative fatty acid signature analysis: A new method of estimating predator diet. *Ecological Monographs* 74: 11–235.
- Jaschinski S, Brepohl DC, Sommer U, 2008. Carbon sources and trophic structure in an eelgrass *Zostera marina* bed, based on stable isotope and fatty acid analyses. *Marine Ecology Progress Series* 358: 103-114.
- Jeffrey SW, Humphrey GF, 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b* e *c*1 e *c*2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen* 167: 191-194.
- Jenkins SH, 1980. Standard methods for the examination of water and wastewater. 15th edition. American Public health association.
- Jennings S, Greenstreet SPR, Hill L, Piet GJ, Pinnegar JK, Warr KJ, 2002. Long-term trends in the trophic structure of the North Sea fish community: evidence from stable-isotope analysis, size-spectra and community metrics. *Marine Biology* 141: 1085-1097.
- Johns RB, Nichols PD, Perry GJ, 1979. Fatty acid composition of ten marine algae from Australian waters. *Phytochemistry* 18: 799–802.
- Johnstone J, 1908. Conditions of life in the sea. Cambridge Univ. Press. Reprinted by Arno Press, 1977.
- Jørgensen BB, Richardson K, 1996. Eutrophication in coastal marine ecosystems. *Coastal and Estuarine Studies* 52, Am Geophys Union, Washington, DC.
- Ju SJ, Kang HK, Kim WS, Harve HR, 2009. Comparative lipid dynamics of euphausiids from the Antarctic and Northeast Pacific Oceans. *Marine Biology* 156: 1459-1473.
- Jung K, Stelzenmüller V, Zauke GP, 2006. Spatial distribution of heavy metal concentrations and biomass indices in *Cerastoderma edule* Linnaeus (1758) from the German Wadden Sea: an integrated biomonitoring approach. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 338: 81–95.

- Kabata-Pendias A, 2001. Trace elements in soils and plants, 3rd ed. CRC Press Inc., Boca Raton, FL.
- Kamukuru AT, Mgaya YD, 2004. The food and feeding habits of blackspot snapper, *Lutjanus fulviflamma* (Pisces: Lutjanidae) in shallow waters of Mafia Island, Tanzania. *African Journal of Ecology* 42: 49-58.
- Keatley BE, Douglas MSV, Blais JM, Mallorymi, Smol JP, 2009. Impacts of seabird-derived nutrients on water quality and diatom assemblages from Cape Vera, Devon Island, Canadian High Arctic. *Hydrobiologia* 621: 191–205.
- Kharlamenko VI, Kiyashko SI, Imbs AB, Vyshkvartzev DI, 2001. Identification of food sources of invertebrates from the seagrass *Zostera marina* community using carbon and sulphur isotope ratio and fatty acid analyses. *Marine Ecology Progress Series* 220: 103-117.
- Kieckbusch DK, Koch MS, Serafy JE, Anderson WT, 2004. Trophic linkages among primary producers and consumers in fringing mangroves of subtropical lagoons. *Bulletin of Marine Science* 74: 271–285.
- Kimani EN, Mwachia GK, Wakwabi EO, Ntiba JM, Okoth BK, 1996. Fishes of a shallow tropical mangrove estuary, Gazi, Kenya. *Marine and Freshwater Research* 47: 857–868.
- Kirsch PE, Iverson SJ, Bowen WD, 2000. Effect of a low-fat diet on body composition and blubber Fatty Acids of captive juvenile harp seals (*Phoca groenlandica*). *Physiological and Biochemical Zoology* 73:45–59.
- Kirshenbaum I, Smith JS, Crowell T, Graff J, McKee R, 1947. Separation of the nitrogen isotopes by the exchange reaction between ammonia and solutions of ammonium nitrate. *Journal of Chemical Physics* 15: 440-446.
- Kitheka JU, Ohowa BO, Mwashote BM, Shimbira WS, Mwaluma JM, Kazungu JM, 1996. Water circulation dynamics, water column nutrients and plankton productivity in a well-flushed tropical bay in Kenya. *Journal of Sea Research* 35: 257-268.
- Kjerfve B, 1994. Coastal Lagoon Processes. Elsevier Science Publishers: Amsterdam.
- Kojadinovic J, Bustamante P, Le Corre M, Cosson RP, 2007. Trace elements in three marine birds breeding on Reunion Island (Western Indian Ocean): Part 2 - Factors influencing their detoxification. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 52: 431-440.
- Kolb G, Jerling L, Hambäck P, 2010. The Impact of Cormorants on Plant–Arthropod Food Webs on Their Nesting Islands. *Ecosystems* 13: 353-366.
- Koroleff F, 1983a. Determination of phosphorus. In: Grasshoff K, Ehrhardt M, Kremling K, (Eds.) *Methods of seawater analysis*, Verlag Chemie, Weinheim, pp. 125-139.
- Koroleff F, 1983b. Total and organic nitrogen. In: Grasshoff K, Ehrhardt M, Kremling K, (Eds.) *Methods of seawater analysis*, Verlag Chemie, Weinheim, pp. 162-173.
- Kotschal K, Thomson DA, 1986. Feeding patterns in eastern tropical Pacific blennioid fishes (Teleostei: Tripterygiidae, Labrisomidae, Chaenopsidae, Blenniidae). *Oecologia* 70: 367–378.

- Kraan C, van der Meer J, Dekinga A, Piersma T, 2009. Patchiness of macrobenthic invertebrates in homogenized intertidal habitats: hidden spatial structure at a landscape scale. *Marine Ecology Progress Series* 383, 211-224.
- Kramer DL, Bryant MJ, 1995. Intestine length in the fishes of a tropical stream: 2. Relationships to diet—the long and short of a convoluted issue. *Environmental Biology of Fishes* 42: 129–141.
- Krantzberg G, 1994. Spatial and temporal variability in metal bioavailability and toxicity of sediment from hamilton harbour, lake ontario. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13: 1685-1698.
- Kristensen E, Bouillon S, Dittmar T, Marchand C, 2008. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. *Aquatic Botany* 89: 201-219.
- Kwak SN, Huh S-H, Klumpp DW, 2004. Partitioning of food resources among *Sillago japonica*, *Ditremma temmincki*, *Tridentiger trigonocephalus*, *Hippocampus japonicus* and *Petroscirtes breviceps* in an eelgrass, *Zostera marina*, bed. *Environmental Biology of Fishes* 71: 353-364.
- Laegdsgaard P, Johnson C, 2001. Why do juvenile fish utilise mangrove habitats? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 257: 229–253.
- Lake JL, McKinney RA, Osterman FA, Pruell RJ, Kiddon J, Ryba SA, Libby AD, 2001. Stable nitrogen isotopes as indicators of anthropogenic activities in small freshwater systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 870–878.
- Lardicci C, Como S, Corti S, Rossi F, 2001. Recovery of the macrozoobenthic community after sever dystrophic crises in a Mediterranean coastal lagoon Orbetello, Italy. *Marine Pollution Bulletin* 42: 202–214.
- Lee KS, Dunton KH, 2000. Effects of nitrogen enrichment on biomass allocation, growth, and leaf morphology of the seagrass *Thalassia testudinum*. *Marine Ecology Progress Series* 196: 39–48.
- Lee SY, 1995. Mangrove Outwelling - A Review. *Hydrobiologia* 295: 203-212.
- Leonardi M, Giacobbe S, 2001. The Oliveri-Tindari lagoon (Messina, Italy): Evolution of the Trophic-sedimentary Environment and Mollusc Communities in the Last Twenty Years. In: Faranda FM *et al.* (Ed.) *Mediterranean ecosystems: structures and processes*. Springer, Berlin, pp. 305-310.
- Li WKW, Lewis MR, Harrison WG, 2010. Multiscalarity of the Nutrient-Chlorophyll Relationship in Coastal Phytoplankton. *Estuaries and Coasts* 33: 440-447.
- Liang Y, Cheung RYH, Wong MH, 1999. Reclamation of wastewater for polyculture of freshwater fish: bioaccumulation of trace metals in fish. *Water Research* 33: 2690-2700.
- Lindeboom HJ, 1984. The nitrogen pathway in a penguin rookery. *Ecology* 65: 269-277.
- Little C, 2000. *The Biology of Soft Shores and Estuaries*. Biology of Habitats. Oxford University Press, Oxford.

- Liu X, Zhao S, Sun L, Yin X, Xie Z, Honghao L, Wang Y, 2006. P and trace metal contents in biomaterials, soils, sediments and plants in colony of red-footed booby (*Sula sula*) in the Dongdao Island of South China Sea. *Chemosphere* 65: 707-715.
- Loder TC, Ganning B, Love JA, 1996. Ammonia nitrogen dynamics in coastal rockpools affected by gull guano. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 196: 113-129.
- Lorenzen CJ, 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments spectrophotometric equation. *Limnology and Oceanography* 12: 343-346.
- Lorenzen CJ, Jeffrey SW, 1980. Determination of chlorophyll in sea water. *Unesco Technical Paper Marine Science* 35: 1-20.
- Lorrain A, Paulet YM, Chauvaud L, Savoye N, Donval A, Saout C, 2002. Differential $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ signatures among scallop tissues: implications for ecology and physiology. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 275: 47-61.
- Lucena-Moya P, Pardo I, Alvarez M, 2009. Development of a typology for transitional waters in the Mediterranean ecoregion: The case of the islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82: 61-72.
- Luczkovich JJ, Stellwag EJ, 1993. Isolation of cellulolytic microbes from the intestinal tract of the pinfish, *Lagodon rhomboides*: size related changes in diet and microbial abundance. *Marine Biology* 116: 381- 388.
- Lugendo BR, Pronker A, Cornelissen I, de Groene A, Nagelkerken I, Dorenbosch M, van der Velde G, Mgaya YD, 2005. Habitat utilisation by juveniles of commercially important fish species in a marine embayment in Zanzibar, Tanzania. *Aquatic Living Resources* 18, 149-158.
- Lugendo BR, Nagelkerken I, van der Velde G, Mgaya YD, 2006. The importance of mangroves, mud and sand flats, and seagrass beds as feeding areas for juvenile fishes in Chwaka Bay, Zanzibar: gut content and stable isotope analyses. *Journal of Fish Biology* 69: 1639-1661.
- Lugendo BR, Nagelkerken I, Kruitwagen G, van der Velde G, Mgaya YD, 2007. Relative importance of mangrove as feeding habitats for fishes: a comparison between mangrove habitats with different settings. *Bulletin of Marine Science* 80: 497-512.
- Lugo AE, Snedaker S, 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5: 39-64.
- Lundberg J, Moberg F, 2003. Mobile link organisms and ecosystem functioning: Implications for ecosystem resilience and management. *Ecosystems* 6: 87-98.
- Luoma SN, 1995. Prediction of metal toxicity in nature from bioassays: limitations and research needs. In: Tessier A, Turner DR (Eds.) *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*. vol. 3. John Wiley & Sons, Chicester, pp. 609-646.
- Luoma SN, Rainbow PS, 2005. Why Is Metal Bioaccumulation So Variable? Biodynamics as a Unifying Concept. *Environmental Science & Technology* 39: 1921-1931.
- Macnae W, 1974. Mangrove forests and fisheries. FAO/UNDP Indian Ocean Programme. U.N. IOFC/DEV/7434.

- Maes J, Taillieu A, Van Damme PA, Cottenie K, Ollevier F, 1998. Seasonal patterns in the fish and crustacean community of a turbid temperate estuary (Zeeschelde Estuary, Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 47: 143-151.
- Magni P, Micheletti S, Casu D, Floris A, De Falco G, Castelli A, 2004. Macrofaunal community structure and distribution in a muddy coastal lagoon. *Chemistry and Ecology*, 20: 397-409.
- Magni P, Rajagopal S, van der Velde G, Fenzi G, Kassenberg J, Vizzini S, Mazzola A, Giordani G, 2008. Sediment features, macrozoobenthic assemblages and trophic relationships ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis) following a dystrophic event with anoxia and sulphide development in the Santa Giusta lagoon (western Sardinia, Italy). *Marine Pollution Bulletin* 57: 125-136.
- Marguillier S, Van der Velde G, Dehairs F, Hemminga MA, Rajagopal S, 1997. Trophic relationships in an interlinked mangrove-seagrass ecosystem as traced by $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$. *Marine Ecology Progress Series* 151: 115–121.
- Marion L, Clergeau P, Brient L, Bertru G, 1994. The importance of avian-contributed nitrogen (N) and phosphorus (P) to lake Grand-Lieu, France. *Hydrobiologia* 280: 133–147.
- Markwell TJ, Daugherty CH, 2002. Invertebrate and lizard abundance is greater on seabird-inhabited islands than on seabird-free islands in the Marlborough Sounds, New Zealand. *Ecoscience* 9: 293–299.
- Markwell TJ, Daugherty CH, 2003. Variability in $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$ and Kjeldahl nitrogen of soils from islands with and without seabirds in the Marlborough Sounds, New Zealand. *Journal of Ecology* 27: 25-30.
- Mayer JS, 2002. The utility of the terms “bioavailability” and “bioavailable fraction” for metals. *Marine Environmental Research* 53: 417-423.
- 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 pp. 165–187.
- Mazzola A, Bergamasco A, Calvo S, Caruso G, Chemello R, Colombo F, Giaccone G, Gianguzza P, Guglielmo L, Leonardi M, Riggio S, Sarà G, Signa G, Tomasello A, Vizzini S, 2010. Sicilian transitional areas: state of the art and future development. *Chemistry and Ecology* 26: 267-283.
- Mazzola A, Sarà G, Michener R, 2001. The use of stable carbon isotope to investigate the origin and distribution of suspended and sedimentary organic matter in a semi-enclosed Mediterranean marine system. In: Faranda FM *et al.* (Ed.) *Mediterranean ecosystems: structures and processes*. Springer, Berlin, pp. 105–113.
- McCave IN, Menighetti B, Robinson SG, 1995.Sortable silt and fine sediment size/composition slicing: parameters for palaeocurrents speed and palaeoceanography. *Paleoceanography* 10: 593-610.
- McClelland JW, Valiela I, 1998. Linking nitrogen in estuarine producers to land-derived sources. *Limnology and Oceanography* 43: 577–585.

- McCutchan Jr JH, Lewis Jr WM, Kendall C, McGrath CC, 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulphur. *Oikos* 102: 378-390.
- McKinney RA, Lake JL, Charpentier MA, Ryba S, 2002. Using mussel isotope ratios to assess anthropogenic nitrogen inputs to freshwater ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment* 74: 167-192.
- McLusky DS, Elliott M, 2004. The Estuarine Ecosystem. Ecology, Threats and Management (3rd edn). Oxford University Press: Oxford.
- Meynecke JO, Lee SY, Duke NC, Warnken J, 2007. Relationships between estuarine habitats and coastal fisheries in Queensland, Australia. *Bulletin of Marine Science* 80: 773-793.
- Meziane T, Tsuchiya M, 2000. Fatty Acids as tracers of organic matter in the sediment and food web of a mangrove/intertidal flat ecosystem, Okinawa, Japan. *Marine Ecology Progress Series* 200: 49-57.
- Meziane T, Lee SY, Mfillinge PL, Shin PKS, Lam MHW, Tsuchiya M, 2007. Inter-specific and geographical variations in the fatty acid composition of mangrove leaves: implications for using fatty acids as a taxonomic tool and tracers of organic matter. *Marine Biology* 150, 1103-1113.
- Micheli F, 1999. Eutrophication, fisheries, and consumer-resource dynamics in marine pelagic ecosystems. *Science* 285: 1396-1398.
- Michener RH, Schell DM, 1994. Stable isotope ratios as tracers in marine aquatic food webs. In: Lajtha K, Michener RH (Eds.) *Stable isotopes in ecology and environmental science* Blackwell Scientific Publications, London, pp. 138-157.
- Miganti V, Capelli R, De Pellegrini R, Orsi Relini L, Relini G, 1996. Total and organic mercury in offshore crustaceans of the Ligurian Sea and their relations to the trophic levels. *Science of the Total Environment* 184: 149-162.
- Miller PJ, 1979. Adaptiveness and implications of small size in teleosts. *Symposia of the Zoological Society of London* 44: 263-306.
- Millet B, Guelorget O, 1994. Spatial and seasonal variability in the relationships between benthic communities and physical environment in a lagoon ecosystem. *Marine Ecology Progress Series* 108: 161-174.
- Mistri M, Rossi G, Ceccherelli VU, Rossi R, 2000. Variazioni di struttura trofica in una comunità macrobentonica lagunare. *Biologia Marina Mediterranea* 7: 247-252.
- Mizutani H, Wada E, 1988. Nitrogen and Carbon Isotope Ratios In Seabird Rookeries And Their Ecological Implications. *Ecology* 69: 340-349.
- Mizutani H, Kabaya Y, Wada E, 1985. Ammonia volatilisation and high $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratio in a penguin rookery in Antarctica. *Geochemical Journal* 19: 323-327.
- Mizutani H, Hasegawa H, Wada E, 1986. High nitrogen isotope ratio for soils of seabird rookeries. *Biogeochemistry (Dordrecht)* 2: 221-247.
- Mizutani H, Kabaya Y, Moors PJ, Speir TW, Lyon GL, 1991. Nitrogen isotope ratios identify deserted seabird colonies. *The Auk* 108: 960-964.

- Moncreiff CA, Sullivan MJ, 2001. Trophic importance of epiphytic algae in subtropical seagrass beds: evidence from multiple stable isotope analyses. *Marine Ecology Progress Series* 215: 93–106.
- Morabito G, 1997. Dinamica stagionale delle comunità algali e analisi microscopica del fitoplancton. Criteri e metodologie per lo studio e il controllo delle alghe in acque destinate alla potabilizzazione, pp. 3-18.
- Moreno R, Jover L, Munilla I, Velando A, Sanpera C, 2010. A three-isotope approach to disentangling the diet of a generalist consumer: the yellow-legged gull in northwest Spain. *Marine Biology* 157: 545-553.
- Morris AW, Riley JP, 1963. The determination of nitrate in sea water. *Analytica chimica Acta* 29: 272-279.
- Morrisey DJ, Howitt L, Underwood AJ, Stark JS, 1992. Spatial variation in soft-sediment benthos. *Marine Ecology Progress Series* 81: 197-204.
- Mumby PJ, Edwards AJ, Arias-Gonzalez JE, Lindeman KC, Blackwell PG, Gall A, Gorczynska MI, Harborne AR, Pescod CL, Renken H, Wabnitz CCC, Llewellyn G, 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature* 427: 533–536.
- Murphy J, Riley JP, 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27: 31-36.
- Nagelkerken I, van der Velde G, Gorissen MW, Meijer GJ, van'tHof T, den Hartog C, 2000a. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51:31–44.
- Nagelkerken I, Dorenbosch M, Verberk WCEP, Cocheret de la Morinière E, van der Velde G, 2000b. Day-night shifts of fishes between shallow-water biotopes of a Caribbean bay, with emphasis on the nocturnal feeding of Haemulidae and Lutjanidae. *Marine Ecology Progress Series* 194: 55–64.
- Nagelkerken I, Kleijnen S, Klop T, van den Brand RACJ, Cocheret de la Morinière E, van der Velde G, 2001. Dependence of Caribbean reef fishes on mangrove forests and seagrass beds as nursery habitats: a comparison of fish faunas between bays with and without mangrove forests/seagrass beds. *Marine Ecology Progress Series* 214: 225–235.
- Nagelkerken I, van der Velde G, 2002. Do non-estuarine mangroves harbour higher densities of juvenile fish than adjacent shallow-water and coral reef habitats in Curaçao (Netherlands Antilles)? *Marine Ecology Progress Series* 245: 191–204.
- Nagelkerken I, van der Velde G, 2004a. Are Caribbean mangroves important feeding grounds for juvenile reef fish from adjacent seagrass beds? *Marine Ecology-Progress Series* 274: 143-151.
- Nagelkerken I, van der Velde G, 2004b. Relative importance of interlinked mangroves and seagrass beds as feeding habitats for juvenile reef fish on a Caribbean island. *Marine Ecology Progress Series* 274: 153-159.

- Nakamura Y, Sano M, 2004. Comparison of invertebrate abundance in a seagrass bed and adjacent coral and sand areas at Amitori Bay, Iriomote Island, Japan. *Fisheries Science* 71: 573–550.
- Nakamura Y, Tsuchiya M, 2008. Spatial and temporal patterns of seagrass habitat use by fishes at the Ryukyu Islands, Japan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76, 345-356.
- Nakamura Y, Horinouchi M, Nakai T, Sano M, 2003. Food habits of fishes in a seagrass bed on a fringing coral reef at Iriomote Island, southern Japan. *Ichthyological Research* 50: 15-22.
- Nakamura Y, Horinouchi M, Shibuno T, Tanaka Y, Miyajima T, Koike I, Kurokura H, Sano M, 2008. Evidence of ontogenetic migration from mangroves to coral reefs by black-tail snapper *Lutjanus fulvus*: stable isotope approach. *Marine Ecology Progress Series* 355: 257–266.
- Nichols M, Allen G, 1981. Sedimentary processes in coastal lagoons. UNESCO *Technical Paper Marine Science* 33: 27–80.
- Nicolaidou A, Petrou K, Kormas KAR, Reizopoulou S, 2006. Inter-annual variability of soft bottom macrofaunal communities in two Ionian Sea lagoons. *Hydrobiologia* 555: 89–98.
- Nielsen SL, Sand-Jensen K, Borum J, Geertz-Hansen O, 2002. Phytoplankton, nutrients, and transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25: 930–937.
- Nieuwenhuize J, Maas YEM, Middelburg JJ, 1994. Rapid Analysis Of Organic-Carbon And Nitrogen In Particulate Materials. *Marine Chemistry* 45: 217-224.
- Nixon SW, 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41: 199–219.
- Norheim G, 1967. Levels and interactions of heavy metals in sea birds from Svalbard and the Antarctic. *Environmental Pollution* 47: 83–94.
- Nøttestad L, Giske J, Chr. Holst J, Huse G, 1999. A length-based hypothesis for feeding migrations in pelagic fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 26–34.
- Ntiba MJ, Jaccarini V, 1988. Age and growth parameters of *Siganus sutor* in Kenyan marine inshore water, derived from numbers of otholith microbands and fish lengths. *Journal of Fish Biology* 33: 465-470.
- Nydhal F, 1976. On the optimum conditions for the reduction of nitrate to nitrite by cadmium. *Talanta* 23: 349-357.
- Odum WE, Heald EJ, 1972. The detritus-based food web of an estuarine mangrove community. *Bulletin of Marine Science* 22:671–737.
- Odum EP, Fisher JS, Pickrel JC, 1979. Factors controlling the flux of particulate organic carbon from estuarine wetlands. In: Livingston EJ, (Ed.) Ecological processes in coastal and marine systems. Plenum Press, New York, NY, pp. 69–79.
- Otero Pérez XL, 1998. Effects of nesting yellow-legged gulls (*Larus cachinnans* Pallas) on the heavy Metal Content of Soils in the cies Islands (Galicia, North-west Spain). *Marine Pollution Bulletin* 36: 267-272.
- Overholtzer KL, Motta PJ, 1999. Comparative resource use by juvenile parrot fishes in the Florida keys. *Marine Ecology Progress Series* 177: 177–187.

- Paine RT, 1969. A note on trophic complexity and community stability. *American Naturalist* 103: 91–93.
- Parrish JD, 1989. Fish communities of interacting shallow water habitats in tropical oceanic regions. *Marine Ecology Progress Series* 58: 143–160
- Parsons TR, 1977. Particulate organic carbon in the sea. *Chemical Oceanography* 3: 365–383.
- Paul-Pont I, Gonzalez P, Baudrimont M, Jude F, Raymond N, Bourrasseau L, Le Goic N, Haynes F, Legeay A, Paillard C, de Montaudouin X, 2010. Interactive effects of metal contamination and pathogenic organisms on the marine bivalve *Cerastoderma edule*. *Marine Pollution Bulletin* 60: 515–525.
- Payne XL, Moore JW, 2006. Mobile scavengers create hotspots of freshwater productivity. *Oikos* 115: 69–80.
- Pearson TH, Rosenberg R, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 16: 229–311.
- Pempkowiase J, Sikora A, Biernacka E, 1999. Speciation of heavy metals in marine sediments and their bioaccumulation by mussels. *Chemosphere* 39: 313–321.
- Perco F, Lambertini M, Lo Valvo M, Milone M, 1986. Gabbiano reale *Larus cachinnans* Pallas 1981. In: Fasola M (Ed) Distribuzione e popolazione dei Laridi e sternidi nidificanti in Italia. *Supplemento Ricerca Biologia Selvaggina*, vol. XI.
- Perez-Lopez M, Cid F, Oropesa AL, Fidalgo LE, Beceiro AL, Soler F, 2006. Heavy metal and arsenic content in seabirds affected by the Prestige oil spill on the Galician coast (NW Spain). *Science of The Total Environment* 359: 209–220.
- Pérez-Ruzafa A, Mompean MC, Marcos C, 2007. Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hydrobiologia* 577: 107–125.
- Persic A, Roche H, Ramade F, 2004. Stable carbon and nitrogen isotope quantitative structural assessment of dominant species from the Vaccarès Lagoon trophic web (Camargue Biosphere Reserve, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60: 261–272.
- Peterson BJ, 1999. Stable isotopes as tracers of organic matter input and transfer in benthic food webs: A review. *Acta Oecologica* 20: 479–487.
- Peterson BJ Fry B, 1987. Stable Isotopes In Ecosystem Studies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 293–320.
- Peterson BJ, Howart RW, Garritt H, 1985. Multiple Stable Isotopes Used to Trace the Flow of Organic Matter in Estuarine Food Webs. *Science* 227:1361–1363.
- Pethick J, 1996. Geomorphology of mudflats. In: Nordstrom KF, Roman CT, (Eds) *Estuarine Shores: Evolution, Environments and Human Alterations*. John Wiley & Sons, Chichester pp.41–62.
- Pineda JEM, 2003. The contribution of mangrove outwelling to coastal food webs as a function of environmental settings. Ph.D. Thesis. University of Louisiana at Lafayette, USA.

- Plante-Cuny MR, 1974. Evaluation par spectrophotométrie des teneurs en chlorophyl-a fonctionnelle et en phaeopigments des substrates meubles marins. O.R.S.T.O.M. Nosy-Bé, pp. 45.
- Poizat G, Rosecchi E, Chauvelon P, Contournet P, Crivelli AJ, 2004. Long-term fish and macrocrustacean community variation in a Mediterranean lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59: 615-624.
- Polis GA, Hurd SD, 1996. Linking marine and terrestrial food webs: allochthonous input from the ocean supports high secondary productivity on small islands and coastal land communities. *American Naturalist* 147:396-423.
- Polis GA, Strong DR, 1996. Food web complexity and community dynamics. *American Naturalist* 147:813-846.
- Polis GA, Anderson WB, Holt RD, 1997. Toward an Integration of Landscape and Food Web Ecology: The Dynamics of Spatially Subsidized Food Webs. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 289-316.
- Pons JM, 1992. Effects of changes in the availability of human refuse on breeding parameters in a herring gull *Larus argentatus* population in Brittany, France. *Ardea* 80: 143-150.
- Portnoy JW, 1990. Gull contributions of phosphorus and nitrogen to a Cape Cod kettle pond. *Hydrobiologia* 202: 61-69.
- Post DM, 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods and assumptions. *Ecology* 83:703-718.
- Pourang N, 1995. Heavy metal bioaccumulation in different tissues of two fish species with regards to their feeding habits and trophic levels. *Environmental Monitoring and Assessment* 35: 207-219.
- Powell GVN, Fourqurean JW, Kenworthy WJ, Zieman JC, 1991. Bird colonies cause seagrass enrichment in a subtropical estuary: observational and experimental evidence. *Estuarine, Coastal Shelf Science* 32: 567-579
- Prange JA, Dennison WC, 2000. Physiological responses of five seagrass species to trace metals. *Marine Pollution Bulletin* 41: 327-336.
- Presley BJ, 1997. A review of Arctic trace metal data with implications for biological effects. *Marine Pollution Bulletin* 35: 226-234.
- Pringle C, 2003. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrological Processes* 17: 2685-2689.
- Pusceddu A, Dell'Anno A, Fabian M, Danovaro R, 2009. Quantity and bioavailability of sediment organic matter as signatures of benthic trophic status. *Marine Ecology Progress Series* 375: 41-52.
- Quaderni IRSA, 1985. Metodi analitici per i fanghi. Parametri chimico-fisici. Istituto di Ricerca Sulle Acque, Quaderno 64, Vol. 3, Cap. 9.
- Quinn NJ, Kojis BL, 1987. The influence of diel cycle, tidal direction and trawl alignment on beam trawl catches in an equatorial estuary. *Environmental Biology of Fishes* 19: 297-308.

- Rabalais NN, Turner RE, 2001. Hypoxia in the northern Gulf of Mexico: Description, causes and change. *Coastal and Estuarine Sciences* 58: 1-36.
- Rainbow PS, 1990. Heavy metals levels in marine invertebrates. In: Furness RW, Rainbow PS, (Eds.) *Heavy Metals in the Marine Environment*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 68–99.
- Ramos R, Ramirez F, Jover J, Ruiz X, 2009a. Diet of yellow-legged gull (*Larus michahellis*) chicks along the Spanish Western Mediterranean coast: the relevance of refuse dumps. *Journal of Ornithology* 150: 265–272.
- Ramos R, Ramirez F, Sanpera C, Jover L, Ruiz X, 2009b. Feeding ecology of yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) in the Western Mediterranean: a comparative assessment using conventional and isotopic methods. *Marine Ecology Progress Series* 377: 289–296.
- Redfield AC, 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Science* 46: 205-221.
- Reiners WA, Driese KL, 2001. The propagation of ecological influences through heterogeneous environmental space. *BioScience* 51: 939–950.
- Reinfelder JR, Fisher NS, Luoma SN, Nichols SN, Wang WX, 1998. Trace element trophic transfer in aquatic organisms: a critique of the kinetic model approach. *Science of the Total Environment* 219:117-135.
- Reis RR, Dean JM, 1981. Temporal variations in the utilization of an intertidal creek by the Bay Anchovy (*Anchoa mitchilli*). *Estuaries* 4: 16–23.
- Riera P, 2010. Trophic plasticity of the gastropod *Hydrobia ulvae* within an intertidal bay (Roscoff, France): A stable isotope evidence. *Journal of Sea Research* 63: 78-83.
- Riera P, Escaravage C, Leroux C, 2009. Trophic ecology of the rocky shore community associated with the *Ascophyllum nodosum* zone (Roscoff, France): A delta C-13 vs delta N-15 investigation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81: 143-148.
- Robblee MB, Zieman JC, 1984. Diel variation in the fish fauna of a tropical seagrass feeding ground. *Bulletin of Marine Science* 34: 335-345.
- Robertson AI, Duke NC, 1990. Mangrove fish communities in tropical Australia: spatial and temporal patterns in densities, biomass and community structure. *Marine Biology* 104: 369–379.
- Rodhe W, 1969. Crystallization of eutrophication concepts in northern Europe. In: *Eutrophication: Causes, consequences, and correctives*. National Academy of Sciences Natural Resource Council USA pp. 50-64.
- Rosenberg R, Gremare A, Amouroux JM, Nilsson HC, 2003. Benthic habitats in the northwest Mediterranean characterized by sedimentary organics, benthic macrofauna and sediment profile images. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57: 297–311.
- Rowe GT, Clifford CH, Smith KL, Hamilton PR, 1975. Benthic nutrient regeneration and its coupling to primary productivity in coastal waters. *Nature* 255: 215–217.
- Rubenstein DR, Hobson KA, 2004. From birds to butterflies: animal movement patterns and stable isotopes *Trends in ecology and evolution* 15: 256-263.

- Ruehl CB, DeWitt TJ, 2005. Trophic plasticity and fine-grained resource variation in populations of western mosquito fish, *Gambusia affinis*. *Evolutionary Ecology Research* 7:801-819.
- Ruta M, Pepi M, Franchi E, Renzi M, Volterrani M, Perra G, Guerranti C, Zanini A, Focardi SE, 2009. Contamination levels and state assessment in the lakes of the Oliveri-Tindari Lagoon (North-Eastern Sicily, Italy). *Chemistry and Ecology* 25: 27-38.
- Saavedra Y, Gonzalez A, Blanco J, 2009. Inter-individual distribution of metal concentrations in four marine bioindicator organisms and its use for optimal sampling design of a monitoring system. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 89: 559-568.
- Sampou P, Oviatt CA, 1991. Seasonal patterns of sedimentary carbon and anaerobic respiration along a simulated eutrophication gradient. *Marine Ecology Progress Series* 72: 271-282.
- Sanchez-Piñero F, Polis GA, 2000. Bottom-up dynamics of allochthonous input: Direct and indirect effects of seabirds on islands. *Ecology* 81: 3117-3132.
- Sanchiz C, Garcia-Carrascosa AM, Pastor A, 2001. Relationships between sediment physico-chemical characteristics and heavy metal bioaccumulation in Mediterranean soft-bottom macrophytes. *Aquatic Botany* 69: 63-73.
- Sanders HL, 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *American Naturalist* 102:243-282.
- Sano M, Shimizu M, Nose Y, 1984. Food habitats of teleostean reef fishes in Okinawa Island, Southern Japan. *University of Tokyo Press, Tokyo, Japan*, (128 pp).
- Schmidt K, McClelland JW, Mente E, Montoya JP, Atkinson A, Voss M, 2004. Trophic-level interpretation based on $\delta^{15}\text{N}$ values: implications of tissue-specific fractionation and amino acid composition. *Marine Ecology Progress Series* 266: 43-58.
- Schwamborn R, Ekau W, Voss M, Saint-Paul U, 2002. How important are mangroves as a carbon source for decapod crustacean larvae in a tropical estuary? *Marine Ecology Progress Series* 229: 195-205.
- Sheaves M, 2009. Consequences of ecological connectivity: the coastal ecosystem mosaic. *Marine Ecology Progress Series* 391: 107-115.
- Sheaves M, Molony B, 2000. Short-circuit in the mangrove food chain. *Marine Ecology Progress Series* 199:97-109.
- Sheaves M, Baker R, Johnston R, 2006. Marine nurseries and effective juvenile habitats: an alternative view. *Marine Ecology Progress Series* 318: 303-306.
- Shepard FP, 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *Jour. Sedimentary Petrology* 24: 151-158.
- Sheridan P, Hays C, 2003. Are mangroves nursery habitat for transient fishes and decapods? *Wetlands* 23: 449-458.
- Shinn MB, 1941. A colorimetric method for the determination of nitrite. *Industrial & Engineering Chemistry Analytical Edition* 13: 33-35.

- Smith RJ, Hobson KA, Koopman HN, Lavigne DM, 1996. Distinguishing between populations of fresh- and salt-water harbour seals (*Phoca vitulina*) using stable isotope ratios and fatty acid profiles. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 272–279.
- Smith VH, 2006. Responses of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment. *Limnology and Oceanography* 51: 377–384.
- Smith VH, Tilman GD, Nekola JC, 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100: 179–196.
- Sogard SM, Powell GVN, Holmquist JG, 1987. Epibenthic fish communities on Florida Bay banks: relations with physical parameters and seagrass cover. *Marine Ecology Progress Series* 40: 25–39.
- Sotiropoulos MA, Tonn WM, Wassenaar LI, 2004. Effects of lipid extraction on stable carbon and nitrogen isotope analyses of fish tissues: potential consequences for food web studies. *Ecology Of Freshwater Fish* 13: 155–160.
- St John MA, Lund T, 1996. Lipid *biomarkers*: linking the utilization of frontal plankton biomass to enhance condition of juvenile North Sea cod. *Marine Ecology Progress Series* 131: 75–85.
- Stapp P, Polis GA, 2003. Marine resources subsidize insular rodent populations in the Gulf of California, Mexico. *Oecologia* 134: 496–504.
- Stapp P, Polis GA, Sanchez-Piñero F, 1999. Stable isotopes reveal strong marine and El Niño effects on island food webs. *Nature* 401: 467–469.
- Steele KW, Daniel RM, 1978. Fractionation of nitrogen isotopes by animals: a further complication to the use of variations in natural abundance of ¹⁵N for tracer studies. *Journal of Agricultural Science* 90: 7–9.
- Stevens CJ, Deibel D, Parris CC, 2004. Species-specific differences in lipid composition and omnivory indices in Arctic copepods collected in deep water during autumn (North Water Polynya). *Marine Biology* 144: 905–915.
- Stoner AW, 1983. Distribution of fishes in seagrass meadows: role of macrophyte biomass and species composition. *Fisheries Bulletin* 81: 837–846.
- Stoner AW, Zimmerman RJ, 1988. Food pathways associated with penaeid shrimps in a mangrove-fringed estuary. *Fisheries Bulletin* 86: 543–551.
- Stowasser G, Pond D, Collins MA, 2009. Using fatty acid analysis to elucidate the feeding habits of Southern Ocean mesopelagic fish. *Marine Biology* 156: 2289–2302.
- Strickland JD, Parsons TR, 1968. A practical handbook of sea water-analysis. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 167: 1–312.
- Súarez YR, Júnior MP, Catella AC, 2004. Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons, Brazil. *Fisheries Management and Ecology* 11: 45–50.
- Sun LG, Xie ZQ, 2001. Changes in lead concentrations in the penguin droppings during the past 3,000 years. *Environmental Geology* 40: 1205–1208.

- Tagliapietra D, Volpi Ghirardini A, 2006. Notes on coastal lagoon typology in the light of the EU. Water Framework Directive: Italy as a case study. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem* 16: 457–467.
- Tagliapietra D, Pavan M, Wagner C, 1998. Macrobenthic community changes related to eutrophication in Palude della Rosa (Venetian Lagoon, Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 47: 217–226.
- Tewfik A, Rasmussen JB, McCann KS, 2005. Anthropogenic enrichment alters a marine benthic food web. *Ecology* 86: 2726–2736.
- Tewfik A, Rasmussen JB, McCann KS, 2007. Simplification of seagrass food webs across a gradient of nutrient enrichment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64: 956–967.
- Thomas CJ, Cahoon LB, 1993. Stable isotopes analyses differentiate between different trophic pathways supporting rocky-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* 95: 19–24.
- Thompson PA, Harrison PJ, Whyte JNC, 1990. Influence of irradiance on the fatty acid composition of phytoplankton. *Journal of Phycology* 26: 278–288.
- Thresher RE, Nichols PD, Gunn JS, Bruce BD, Furlani DM, 1992. Seagrass detritus as the basis of a coastal planktonic food-chain. *Limnology and Oceanography* 37: 1754:1758.
- Tomlinson PB, 1986. The botany of mangroves. Cambridge, UK, Cambridge University.
- Tucker S, Don Bowen W, Iverson SJ, Blanchard W, Stenson GB, 2009. Sources of variation in diets of harp and hooded seals estimated from quantitative fatty acid signature analysis (QFASA). *Marine Ecology Progress Series* 384: 287–302.
- Turner JP, Rooker JR, 2006. Fatty acid composition of flora and fauna associated with Sargassum mats in the Gulf of Mexico. *Marine Biology* 149: 1025–1036.
- Tyson RV, 1995. Sedimentary organic matter. Chapman & Hall, London pp. 615.
- Uncles RJ, Stephens JA, 2010. Turbidity and sediment transport in a muddy sub-estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87: 213–224.
- Unsworth RKF, Salinas De Leon P, Garrard S, Jompa J, Smith DJ, Bell JJ, 2008) High connectivity of Indo-Pacific seagrass fish assemblages with mangrove and coral reef habitats. *Marine Ecology Progress Series* 353: 213–224
- Vadeboncoeur Y, Jeppesen E, Vander Zanden MJ, Schierup HH, Christoffersen K, Lodge DM, 2003. From Greenland to green lakes: Cultural eutrophication and the loss of benthic pathways in lakes. *Limnology and Oceanography* 48: 1408–1418.
- Valderrama JC, 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10: 109–122.
- Valentine JF, Heck Jr KL, Blackmon D, Goecker ME, Christian J, Kroutil RM, Kirsch KD, Peterson BJ, Beck M, Vanderkliff MA, 2007. Food web interactions along seagrass–coral reef boundaries: effects of piscivore reductions on cross-habitat energy exchange. *Marine Ecology Progress Series* 333: 37–50.
- Vanderkliff MA, Ponsard S, 2003. Sources of variation in consumer-diet d15N enrichment: a meta-analysis. *Oecologia* 136: 169–182.

- Van der Veer HM, Bergman M NJ, 1986. Development of tidally related behaviour of a newly settled 0-group plaice (*Pleuronectes platessa*) populations in the western Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 31: 121–129.
- Van der Velde G, Van Avesaath PH, Ntiba MJ, Mwatha GK, Marguiller S, Woitchik AF, (1995) Fish fauna of mangrove creeks, seagrass meadows and sand flats in Gazi Bay: a study with nets and stable isotopes. In: Heip C, Hemminga MA (Eds.). Netherlands Indian Ocean Programme Cruise Reports vol. 5. Monsoons and coastal Ecosystems in Kenya. National Museum of Natural History, Leiden. pp. 39-50.
- Vander Zanden MJ, Shuter BJ, Lester NP, Rasmussen JB, 2000. Within- and among-population variation in the trophic position of a pelagic predator, lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 57: 725–731.
- Vanni MJ, Headworth JL, 2004. Cross-habitat transport of nutrients by omnivorous fish along a productivity gradient: Integrating watersheds and reservoir food webs. In: Polis G A, Power ME, Huxel GR (Eds.) Food webs at the landscape level. University of Chicago Press. pp. 43-61.
- Vanni MJ, Layne CD, Arnott SE, 1997. Top-Down trophic interactions in lakes: effects of fish on nutrient dynamics. *Ecology* 78: 1-20.
- Verweij MC, Nagelkerken I, de Graaff D, Peeters M, Bakker EJ, van der Velde G, 2006. Structure, food and shade attract juvenile coral reef fish to mangrove and seagrass habitats: a field experiment. *Marine Ecology Progress Series* 306: 257–268.
- Viaroli P, Bartoli M, Giordani G, Naldi M, Orfanidis S, Zaldivar JM, 2008. Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feedbacks in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 18: S105-S117.
- Vighi P, Mastala Z, Balogh K, 1996. Comparison of heavy metal concentration of grass carp (*Ctenopharyngodon idella* Cuv. Et Val.) in a shallow eutrophic lake and a fish pond (possible effects of food contamination). *Chemosphere* 32: 691-701.
- Vizzini S, 2009. Analysis of the trophic role of Mediterranean seagrasses in marine coastal ecosystems: a review. *Botanica Marina* 52: 383-393.
- Vizzini S, Mazzola A, 2002. Stable carbon and nitrogen ratios in the sand smelt from a Mediterranean coastal area: feeding habits and effect of season and size. *Journal of Fish Biology* 60: 1498-1510.
- Vizzini S, Mazzola A, 2003. Seasonal variations in the stable carbon and nitrogen isotope ratios ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ and $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) of primary producers and consumers in a western Mediterranean coastal lagoon. *Marine Biology* 142: 1009-1018.
- Vizzini S, Mazzola A, 2006. Sources and transfer of organic matter in food webs of a Mediterranean coastal environment: Evidence for spatial variability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66: 459-467.

- Vizzini S, Mazzola A, 2008. The fate of organic matter sources in coastal environments: a comparison of three Mediterranean lagoons. *Hydrobiologia* 611: 67-79.
- 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-International Journal of Ecology* 23: 277-285.
- Voss M, Struck U, 1997. Stable nitrogen and carbon isotopes as indicator of eutrophication of the Oder River (Baltic Sea). *Marine Chemistry* 59: 35-49.
- Voss M, Larsen B, Leivuori M, Vallius H, 2000. Stable isotope signals of eutrophication in Baltic Sea sediments. *Journal of Marine Systems* 25: 287-298.
- Wada E, 1984. Carbon and nitrogen isotope effects by living organisms: application to marine environments. *Marine Sciences Monthly* 16: 17-123.
- Wainright SC, Haney JC, Kerr C, Golovkin AN, Flint MV, 1998. Utilization of nitrogen derived from seabird guano by terrestrial and marine plants at St. Paul, Pribilof islands, Bering sea, Alaska. *Marine Biology* 131: 63-71.
- Walsh PM, 1990. The use of seabirds as monitors of heavy metals in the marine environment. In: Furness RW, Rainbow PS (Eds) Heavy metals in the marine environment. Boca Raton, Florida: CRC Press. pp. 183-204.
- Warwick RM, 1993. Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. *Australian Journal of Ecology*, 18: 63-80.
- Watras CJ, Back RC, Halvorsen S, Hudson RJM, Morrison KA, Wentz SP, 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. *Science of the Total Environment* 219: 183-208.
- Weber CA, 1907. Aufbau und Vegetation der Moore Norddeutschlands. *Englers Botanische Jahrbücher. Beiblatt* 90: 19-34.
- Werry J, Lee SY, 2005. Grapsid crabs mediate link between mangrove litter production and estuarine planktonic food chains. *Marine Ecology Progress Series* 293: 165-176.
- Wetzel RG, 1983. Limnology. 2nd edition. CBS College publishing, New York (NY): pp. 1006.
- White JR, Driscoll CT, 1985. Lead cycling in an acidic Adirondack lake. *Environmental Science & Technology* 19: 1182.
- Wootton JT, 1991. Direct and indirect effects of nutrients on intertidal community structure: variable consequences of seabird guano. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 151: 139-153.
- Wootton RJ, 1998. Ecology of teleost fishes. Kluwer, Dordrecht.
- Worm B, Lotze HK, Sommer U, 2000. Coastal food web structure, carbon storage, and nitrogen retention regulated by consumer pressure and nutrient loading. *Limnology and Oceanography* 45: 339-349.
- Yokoo T, Sakamoto T, Kanou K, Moteki M, Kohno H, Tongnunui P, Kurokura H, 2009. Morphological characters and occurrence patterns of juveniles of two estuarine gobies, *Acentrogobius*

kranjiensis and *Acentrogobius malayanus*, verified by molecular identification. *Journal of Fish Biology*, 75: 2805–2819.

Yokoyama H, Ishihi Y, 2007. Variation in food sources of the macrobenthos along a land–sea transect: a stable isotope study. *Marine Ecology Progress Series* 346: 127–141.

Yokoyama H, Tamaki A, Koyama K, Ishihi Y, Shimoda K, Harada K, 2005. Isotopic evidence for phytoplankton as a major food source for macrobenthos on an intertidal sandflat in Ariake Sound, Japan. *Marine Ecology Progress Series* 304: 101–116.

Zaldívar JM, Viaroli P, Newton A, De Wit R, Ibañez C, Reizopoulou S, Somma F, Razinkovas A, Basset A, Holmer M, Murray N, 2008. Eutrophication in transitional waters: an overview. *Transitional Waters Monographs* 2: 1-78.

RINGRAZIAMENTI

Desidero ringraziare di cuore tutti coloro che mi hanno aiutato e supportato scientificamente, fisicamente, psicologicamente e finanziariamente in questi tre anni di duro lavoro. Data la grande mole di lavoro e gli svariati mezzi di cui ho avuto bisogno per raggiungere gli obiettivi stabiliti, le persone da ringraziare sono davvero tante, e spero di non dimenticarne nessuna!

Innanzitutto un sentito ringraziamento va al Prof. Antonio Mazzola, mio correlatore, per avermi concesso l'opportunità di svolgere il lavoro di dottorato di ricerca presso il Laboratorio di Biologia marina e Risorse del Dipartimento di Ecologia di Palermo e per avermi fornito i mezzi e le risorse necessarie.

Grande gratitudine va alla Dr. Titti Vizzini del Laboratorio di Biologia marina e Risorse del Dipartimento di Ecologia di Palermo non solo per avermi fornito un continuo supporto scientifico ma anche per i preziosi consigli dati in questi anni di duro lavoro.

Desidero ringraziare tutto lo *staff* del suddetto Laboratorio, senza il quale sarebbe stato impossibile ottenere i risultati raggiunti ed *in primis* Francesca Colombo e Valentina Costa, mie instancabili compagne di stanza, per l'infinita pazienza e disponibilità dimostratami comunque, ovunque e sempre! Desidero ringraziare anche, e non di meno, Andrea Savona per l'inesauribile disponibilità e prestanza fisica dimostrata sia durante i campionamenti che in laboratorio e Cecilia Tramati per il supporto tecnico e psicologico oltre che per la disponibilità fornitami per le analisi dei nutrienti e dei metalli in tracce. I miei ringraziamenti vanno anche a Elisa Aleo e Valeria Tumbarello per il supporto tecnico fornito per le analisi degli isotopi stabili e dei nutrienti e a Valentina Costa ed Anna Maria Monti per l'aiuto nell'identificazione del macrobenthos. Infine ringrazio vivamente Luca Miccichè e Paolo Scariano e tutti i tesisti che hanno collaborato con me sia in campo che in laboratorio, specialmente Rosaria, Alessandra, Elena, Simona, Silvia e Moira.

La mia gratitudine va anche ai Prof. Giulio De Leo ed Ireneo Ferrari e alla Dr. Maria Chiara Naldi oltre che al Dr. Marco Bartoli ed al Dr. Gianmarco Giordani del Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università degli Studi di Parma per i preziosi consigli forniti durante la fase di progettazione e stesura della tesi. Ringrazio anche Daniele Bevacqua per la sua preziosa ospitalità durante le mie svariate permanenze a Parma.

Desidero ringraziare in modo particolare la S.it.E e la fondazione Brusarosco, grazie alle quali è stato possibile svolgere la parte della tesi relativa all'area tropicale di Gazi Bay. Pertanto un sentito ringraziamento va anche ai Dr. Jared Bosire e James Kairo del KMFRI, Kenyan Marine and Fisheries Research institute di Mombasa, Kenya per il supporto scientifico, logistico e anche morale dimostratomi durante le mie permanenze a Mombasa e a Gazi. Ringrazio vivamente Joseph Kilonzo del KMFRI per il supporto tecnico sia in campo che in laboratorio, Abdul, Hamisi e Mwasoza, miei instancabili "*field worker*" a Gazi Bay e Charles, Evelyn e Kelvin per la collaborazione durante il *sorting* del benthos presso i laboratori del KMFRI. Un tenero ricordo non può che andare

anche ai tanti bambini di Gazi che coi loro sorrisi hanno tante volte alleviato la fatica del lavoro svolto anche in precarie condizioni.

Infine un ringraziamento particolarmente forte e sentito va ai miei genitori, per avermi sempre consigliato e supportato in ogni scelta di vita ed avermi aiutato ad essere quella che sono, a mio fratello, per i preziosi consigli e, *dulcis in fundo*, al mio compagno che mi è sempre stato accanto con amore durante i miei tortuosi percorsi professionali.

Senza l'aiuto di tutti coloro che ho menzionato questo lavoro non sarebbe stato possibile, pertanto a tutte queste persone rivolgo un GRAZIE di cuore.

SOMMARIO

ABSTRACT	1
1. INTRODUZIONE	2
1.1 LE AREE DI TRANSIZIONE	2
1.2 LA CONNETTIVITÀ ECOLOGICA	6
1.3 LA COMPLESSITÀ ECOSISTEMICA	8
1.3.1 <i>Trofismo di acque e sedimenti</i>	9
1.3.2 <i>Studio delle interazioni trofiche mediante l'uso di marker trofici</i>	11
1.3.2.1 Isotopi stabili del Carbonio e dell'Azoto ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$)	12
1.3.2.2 Acidi grassi	14
1.3.3 <i>Valutazione della contaminazione da metalli in tracce</i>	16
2. OBIETTIVI DELLA RICERCA	20
3. MATERIALI E METODI	21
3.1 AREE DI STUDIO	21
3.1.1 <i>Laghetti di Marinello (Sicilia, Italia)</i>	21
3.1.2 <i>Gazi Bay (Mombasa, Kenya)</i>	22
3.2 DISEGNI SPERIMENTALI E METODI DI CAMPIONAMENTO	24
3.2.1 <i>Area Mediterranea – laghetti di Marinello, Sicilia, Italia</i>	24
3.2.2 <i>Area tropicale - Gazi Bay, Mombasa, Kenya</i>	27
3.3 ANALISI DI LABORATORIO	29
3.3.1 <i>Trofismo delle acque e dei sedimenti</i>	29
3.3.1.1 Acqua superficiale	29
3.3.1.2 Sedimento superficiale	32
3.3.2 <i>Analisi delle comunità bentoniche di fondo mobile</i>	34
3.3.3 <i>Analisi del rapporto degli isotopi stabili del Carbonio e dell'Azoto</i>	35
3.3.4 <i>Acidi grassi</i>	37
3.3.5 <i>Analisi dei metalli in tracce (Cd, Cr, Hg, Pb)</i>	38
3.4 ANALISI STATISTICHE	40
3.4.1 <i>Laghetti di Marinello</i>	40
3.4.1.1 <i>Trofismo di acque e sedimenti</i>	40
3.4.1.2 <i>Struttura della comunità macrozoobentonica</i>	40
3.4.1.3 <i>Analisi isotopiche</i>	41
3.4.1.4 <i>Analisi dei metalli in tracce</i>	41
3.4.2 <i>Gazi Bay</i>	42
3.4.2.1 <i>Analisi isotopiche</i>	42
3.4.2.2 <i>Analisi degli acidi grassi</i>	42
3.4.2.3 <i>Analisi della struttura di comunità dell'ittiofauna</i>	42
4. RISULTATI E DISCUSSIONE	44
4.1 LAGHETTI DI MARINELLO (SICILIA, ITALIA)	44
4.1.1 <i>Gli effetti di input alloctoni di origine aviaria sul trofismo di un'area di transizione</i> ..	44
4.1.1.1 Guano	44
4.1.1.2 Colonna d'acqua	47
4.1.1.3 Sedimento superficiale	57
4.1.2 <i>Gli effetti di input alloctoni di origine aviaria sulla struttura delle comunità macrozoobentoniche e sulle reti trofiche di un'area di transizione</i>	61
4.1.2.1 <i>Struttura di comunità</i>	61
4.1.2.1 <i>Analisi isotopiche</i>	70

4.1.3	<i>Contaminazione da metalli in tracce e fenomeni di bioaccumulo in un'area di transizione interessata da input alloctoni di origine aviaria</i>	83
4.2	GAZI BAY (MOMBASA, KENYA)	94
4.2.1	<i>I movimenti del Carbonio lungo un continuum terra-mare di un ecosistema a mangrovie</i>	94
4.2.2	<i>Il ruolo di nursery, rifugio e feeding ground degli habitat di back-reef per giovanili e adulti di specie ittiche.</i>	104
4.2.3	<i>Il ruolo dell'ittiofauna nei movimenti della materia organica in un ecosistema a mangrovie</i>	118
5.	CONCLUSIONI	143
6.	BIBLIOGRAFIA	145
	RINGRAZIAMENTI	173
7.	APPENDICE	177

Appendice 2. Densità (ind/m²) (media ± d.s.) della macrofauna bentonica nell'area dei laghetti di Marinello nelle stagioni primaverile ed estiva.

Taxon - Famiglia	Specie	Stagione Stazione		PRIMAVERA												ESTATE											
				Verde				Fondo Porto				Mergolo				Verde				Fondo Porto				Mergolo			
				BORDO		CENTRO		BORDO		CENTRO		BORDO		CENTRO		BORDO		CENTRO		BORDO		CENTRO		BORDO		CENTRO	
MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.				
POLYCHAETA																											
Capitellidae		-	-	-	-	-	-	4	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	6	-	-	
Dorvilleidae		-	-	-	-	-	-	4	6	81	42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	174	6	-	-	
Eunicidae		-	-	-	-	-	-	4	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Lumbrineridae		-	-	-	-	213	108	51	12	213	60	13	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	502	72	-	-	
Maldanidae		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21	6	51	72	
Nereididae		-	-	-	-	-	-	319	198	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ophelidae		4	6	-	-	-	-	30	42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Orbinidae		9	12	-	-	238	228	47	18	417	409	13	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Paraonidae		123	174	-	-	98	126	-	-	302	30	34	48	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1743	1130	340	216	
Phyllococidae		-	-	-	-	4	6	9	12	17	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	170	24	13	6	
Sabellidae		-	-	-	-	-	-	-	-	191	259	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5442	5700	-	-	
Syllidae		34	36	-	-	21	30	17	12	757	325	17	24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1943	1473	-	-	
Terebellidae		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	12	-	-	
BIVALVIA																											
Cardiidae	<i>Cerastoderma glaucum</i>	230	325	4	6	-	-	4	6	2092	2958	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	6	-	-	
Lucinidae	<i>Loripes lacteus</i>	55	78	-	-	-	-	9	12	38	6	4	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	12	-	-	
Semelidae	<i>Abra alba</i>	-	-	-	-	-	-	9	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17	12	-	-	
Solemyidae	<i>Solemya</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Veneridae	<i>Venerupis</i> sp	-	-	-	-	13	6	55	78	30	42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17	24	-	-	
GASTROPODA																											
Aclididae	<i>Aclis</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	-	-	-	
Cerithiidae	<i>Bittium reticulatum</i>	4	6	-	-	4	6	9	-	68	84	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	6	-	-	
Cerithiidae	<i>Cerithium vulgatum</i>	-	-	4	6	327	271	34	24	234	331	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	353	499	-	-	
Haminoeidae	<i>Haminoea hydatis</i>	-	-	-	-	30	6	38	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	6	-	-	
Hydrobiidae	<i>Hydrobia ventrosa</i>	-	-	-	-	13	18	43	24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3656	4991	-	-	
Littorinidae	<i>Littorina neritoides</i>	-	-	-	-	-	-	4	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Nassariidae	<i>Cyclope neritea</i>	-	-	-	-	60	-	60	24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	26	36	-	-	
Nassariidae	<i>Nassarius reticulatus</i>	34	48	-	-	9	12	55	66	13	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	6	-	-	
Trochidae	<i>Gibbula umbilicaris umbilicaris</i>	-	-	-	-	-	-	9	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
POLYPLACOPHORA																											
Chitonidae	<i>Chiton olivaceus</i>	-	-	-	-	-	-	-	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
MALACOSTRACA																											
AMPHIPODA																											
Aoridae	<i>Microdeutopus anomalus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Corophiidae	<i>Corophium</i> sp	1752	1539	43	24	4617	1575	3903	878	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	68	60	-	-	
Gammaridae	<i>Gammarus</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ischyroceridae	<i>Ericthonius brasiliensis</i>	-	-	4	6	4	6	13	18	4	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
DECAPODA																											
Alpheidae	<i>Athanas nitescens</i>	-	-	-	-	-	-	9	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
ISOPODA																											
Sphaeromatidae	<i>Sphaeroma serratum</i>	38	54	13	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	12	-	-	
TANAIDACEA																											
Tanaidae	<i>Tanais</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
HOLOTHUROIDEA																											
Holothuriidae	<i>Holothuria</i> sp	-	-	-	-	60	-	43	60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	6	-	-
OPHIUROIDEA																											
Amphiuridae	<i>Amphiura</i> sp	-	-	-	-	204	144	21	30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
INSECTA																											
Chironomidae (larvae)		26	36	429	283	-	-	-	-	-	-	13	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	89	126	-	-	
																							332	457	281	397	