



Università
Ca' Foscari
Venezia

Corso di Laurea magistrale (*ordinamento ex D.M.270/2004*) in Scienze Ambientali

Tesi di Laurea

Analisi del popolamento ittico della laguna di Venezia: interazioni con le variabili e le pressioni ambientali

—

Ca' Foscari
Dorsoduro 3246
30123 Venezia

Relatore

Prof. Piero Franzoi

Correlatore

Prof.essa Patrizia Torricelli

Correlatore

Dott. Matteo Zucchetta

Laureando

Elena Quartarella

Matricola 833839

Anno Accademico

2012 / 2013

Indice

1.	Introduzione	1
1.1	La fauna ittica degli ecosistemi acquatici di transizione	1
1.2	La fauna ittica nella valutazione dello stato ecologico degli ecosistemi acquatici di transizione	2
2.	Scopo della ricerca	5
3.	Materiali e metodi	5
3.1	Area di studio	5
3.2	Campagne e stazioni di campionamento	8
3.3	Campionamenti biologici	8
3.4	Analisi dei campioni di fauna ittica	9
3.5	Caratterizzazione ambientale	10
	3.5.1 Rilievi e analisi sul campo	10
	3.5.2 Analisi granulometriche	11
3.6	Analisi antropiche	12
3.7	Analisi dati	16
4.	Risultati	22
5.	Discussione	47
6.	Conclusioni	52
7.	Bibliografia	53
	Appendice	60

1. Introduzione

1.1 La fauna ittica degli ecosistemi acquatici di transizione

Gli ecosistemi acquatici di transizione, come ad esempio la laguna di Venezia, con i tratti di mare ad essi contigui, sono da sempre aree di grande interesse per lo sfruttamento delle risorse ittiche (Boesh & Turner, 1984; Blaber *et al.*, 2000; Perez-Ruzafa *et al.*, 2012). Questo interesse è dato dalle caratteristiche morfologiche, e soprattutto, ecologiche di questi ambienti, caratterizzati da bassi fondali e da livelli di produzione secondaria molto più elevati di quelli che si possono osservare negli ecosistemi marini (McLusky & Elliott, 2004). Le specie nectoniche costiere hanno adattato, in modi diversi, i loro cicli biologici per sfruttare al massimo le numerose risorse trofiche disponibili all'interno degli ambienti di transizione (Elliott & Hemingway, 2002). In particolare, gli habitat di transizione costituiscono aree elettive di concentrazione e sviluppo per gli stadi giovanili di numerose specie nectoniche a riproduzione marina, svolgendo in questo modo la funzione essenziale di aree "nursery" (Beck *et al.*, 2001; Elliott & Hemingway, 2002; McLusky & Elliott, 2004).

Differentemente da ciò che avviene con lo sfruttamento della fauna ittica in ambiente marino, la pesca e l'acquacoltura, nonostante siano parte integrante delle attività umane nella zona costiera, rappresentano solo una delle possibili fonti di modificazione e disturbo ambientale degli ecosistemi di transizione. Questi sistemi ecologici, infatti, offrono molti beni e servizi alla società umana, di conseguenza sono esposti a diversi tipi di pressioni antropiche, che ne mutano e alterano lo stato ecologico (Elliott & Hemingway, 2002; McLusky & Elliott, 2004).

La fauna ittica possiede diversi livelli di adattamento e utilizzo degli ambienti di transizione e lagunari ed è soggetta a pressioni antropiche di diversa natura che possono agire direttamente su essa, attraverso la pesca, o indirettamente modificando in termini fisici, idromorfologici e chimici l'habitat di vita dei pesci (Whitfield & Elliott, 2002; Vasconcelos, *et al.*, 2007). In particolare, la perdita o la riduzione di un certo tipo di habitat, all'interno di uno specifico ecosistema di transizione, può avere importanti conseguenze in termini di funzionalità e biodiversità del popolamento ittico (Elliott & Hemingway, 2002; McLusky & Elliott, 2004). La

presenza in molti ambienti di transizione di gradienti ambientali molto pronunciati contribuisce a determinare un'elevata eterogeneità di habitat; ognuno di questi habitat si ritrova ad essere caratterizzato da specie, biodiversità e aspetti funzionali anche molto differenti da quelli degli altri tipi di habitat presenti negli ecosistemi di transizione (Elliott & Hemingway, 2002).

La fauna ittica costituisce una parte importante della biodiversità che caratterizza le lagune costiere. Alcuni processi e servizi ecosistemici importanti, infatti, sono mediati dalla fauna ittica, come i flussi energetici della rete trofica e la funzione di connessione tra i diversi comparti dell'ecosistema stesso e tra ecosistemi di transizione ed ecosistemi marini costieri (McLusky, & Elliott, 2004). Inoltre la fauna ittica lagunare costituisce una risorsa rilevante con ricadute economiche spesso non trascurabili a livello locale e, nel caso di stock ittici marini che dipendono dagli ambienti lagunari per lo svolgimento della loro fase iniziale di vita, anche a livello regionale (Elliott & Hemingway, 2002).

1.2 La fauna ittica nella valutazione dello stato ecologico degli ecosistemi acquatici di transizione

I pesci sono spesso utilizzati come indicatori dello stato di salute e dell'integrità dei sistemi acquatici di transizione (Elliott & Hemingway, 2002; Whitfield & Elliott, 2002; Perez- Dominguez *et al.*, 2012). L'uso della fauna ittica per valutare la qualità ambientale degli ecosistemi acquatici presenta diversi vantaggi (Karr & Chu, 1997; Roset *et al.*, 2007): una provata sensibilità nei confronti della perdita di qualità dell'habitat; il fatto che i pesci sono presenti in pressoché tutti gli ambienti/habitat acquatici; un alto livello di integrazione nel funzionamento degli ecosistemi acquatici; il valore economico diretto della fauna ittica; la relativa facilità di campionamento e di identificazione. Altri vantaggi dell'utilizzo della fauna ittica quale indicatore di qualità ecologica sono legati al fatto che le comunità ittiche comprendono molte forme di vita e guild funzionali e trofiche diverse (Elliott *et al.*, 2007; Franco *et al.*, 2008a), per questo motivo sono in qualche modo rappresentative delle diverse componenti dell'ecosistema acquatico influenzate dal disturbo antropico. Inoltre, data la loro longevità e mobilità, i pesci possono fornire una risposta alle pressioni antropiche

integrata su scale temporali e spaziali sufficientemente ampie (Elliott & Hemingway, 2002).

Negli ecosistemi di transizione, le relazioni tra le caratteristiche strutturali e funzionali delle comunità ittiche, da una parte, e i fattori e le pressioni ambientali dall'altra, sono complicate dal fatto che il popolamento ittico di questi ambienti è costituito da specie con differenti capacità di tolleranza fisiologica alla variazione ambientale, diverse modalità di comportamento migratorio, differenti strategie riproduttive e diverse modalità di alimentazione (Whitfield, 1999; Elliott & Hemingway, 2002). A questo proposito, per valutare il contributo dell'ittiofauna alla funzionalità degli ecosistemi acquatici di transizione si è rivelato molto utile classificare le diverse specie in guild o gruppi ecologico-funzionali (Elliott et al., 2007; Franco et al., 2008). Molti degli indici multimetrici sviluppati per valutare la qualità ambientale di estuari e lagune prendono infatti in considerazione anche metriche relative ai diversi raggruppamenti funzionali e trofici in cui è suddivisibile il popolamento ittico di questi sistemi ambientali. Così facendo, vengono incluse all'interno degli indici anche metriche connesse agli aspetti funzionali degli ecosistemi acquatici (Franco et al., 2009; Perez-Dominguez et al., 2012).

Un aspetto importante legato alla possibilità di utilizzare una componente biotica di un ecosistema come indicatore dell'impatto antropico sull'ambiente è rappresentato dalla necessità di separare gli effetti della perturbazione naturale sulla componente biotica in oggetto da quelli della perturbazione generata dalle attività umane. Questa problematica risulta essere particolarmente critica nel caso degli ecosistemi acquatici di transizione, che sono caratterizzati da livelli elevati di variabilità naturale e da popolamenti che si sono adattati a questa variabilità (Whitfield & Elliott, 2002). La delucidazione dei rapporti tra fauna ittica e pressioni antropiche e ambientali risulta quindi in qualche modo confusa dal ruolo della naturale variabilità di questi sistemi, che determina il fatto che il popolamento di questi ambienti è dato da specie con diverse capacità di tolleranza fisiologica e di adattamento agli stress ambientali e antropici (Elliott & Hemingway, 2002; Elliott et al., 2007). Per valutare gli effetti della perturbazione antropica risulta necessario quindi separare gli effetti ambientali delle pressioni antropiche da quella che è la variabilità naturale del sistema ambientale (Whitfield & Elliott, 2002; Franco et al., 2009; Perez-Dominguez et al., 2012).

Nel caso degli ambienti lagunari, la pesca tradizionale e l'acquacoltura estensiva sono state in passato le principali forzanti che hanno contribuito alla conservazione di molte lagune, rappresentando in molti casi un esempio di gestione sostenibile di questi sistemi ambientali (Ardizzone *et al.*, 1988; Cataudella *et al.*, 2001; Perez-Ruzafa *et al.*, 2012). In questi ambienti sono spesso le pressioni differenti dalla pesca che risultano avere i maggiori effetti nel determinare lo stato ecologico, come può accadere ad esempio per il degrado fisico e morfologico degli habitat, l'inquinamento, l'aumento di sostanze organiche e nutrienti, tanto da arrivare a condizionare anche l'attività alieutica stessa (Elliott & Hemingway, 2002; Perez-Ruzafa *et al.*, 2012). Recentemente però, la modifica di attrezzi e modalità di pesca e allevamento, come anche l'introduzione di specie aliene invasive, ha modificato in modo significativo il tipo e l'intensità degli impatti della gestione alieutica (Libralato *et al.*, 2002; Pranovi *et al.*, 2003 e 2006), accentuando di fatto gli effetti negativi di queste forzanti sugli ambienti lagunari. D'altro canto, l'aumento degli impatti delle altre forzanti antropiche che insistono sulle lagune ha in genere compromesso le rese alieutiche, mettendo in discussione le pratiche tradizionali di pesca e allevamento estensivo (Amministrazione Provinciale di Venezia, 2000 e 2009; Perez-Ruzafa *et al.*, 2012).

Le relazioni tra gestione alieutica e stato ecologico vanno quindi indagate tenendo in considerazione, nella valutazione dello stato ecologico, tutte le pressioni antropiche che insistono sugli ecosistemi di transizione; allo stesso tempo, deve essere anche valutato il ruolo giocato dalla variabilità naturale, che costituisce una sorta di "rumore di fondo" in questi sistemi ambientali (Whitfield & Elliott, 2002; Elliott & Hemingway, 2002). Nella valutazione delle pressioni è inoltre opportuno considerare scale spaziali e temporali diverse, e tener conto delle differenti tipologie di corpi idrici di transizione (Franco *et al.*, 2010).

La valutazione e il monitoraggio dello stato ecologico degli ecosistemi acquatici di transizione, inteso come "espressione della qualità della struttura e del funzionamento" di tali sistemi, sono disciplinati dalla Direttiva Comunitaria 2000/60/CE, "Water Framework Directive" (WFD). Tale direttiva per la valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici di transizione prevede l'uso di elementi di qualità biologica, uno dei quali è rappresentato dalla "composizione ed abbondanza della fauna ittica". Per quanto concerne le acque di transizione italiane, la normativa

vigente (Decreto 8 novembre 2010, n. 260), pur recependo l'indicazione riportata dalla WFD non individua un indice o un indicatore specifici per la valutazione di questo EQB.

2. Scopo della ricerca

Questo lavoro di tesi si inserisce all'interno di un Progetto di Ricerca di Interesse Nazionale *“Approcci integrati alla valutazione dello stato ecologico e alla gestione alieutica degli ecosistemi acquatici di transizione”*.

Lo scopo principale del progetto PRIN è quello di sviluppare un approccio su basi scientifiche per la valutazione dello stato ecologico di ecosistemi di transizione italiani che tenga in considerazione le interazioni tra stato ecologico e gestione alieutica degli ambienti lagunari. Tale approccio si basa sull'assunzione che la gestione e la valorizzazione degli ambienti lagunari non possa prescindere dal tener conto della pesca. Questa forzante ha contribuito a determinare le dinamiche di questi ecosistemi che, in molti casi, si sono evoluti per secoli sotto l'azione di questa pressione.

In particolare, all'interno di questo progetto il presente lavoro di tesi si pone l'obiettivo di sfruttare le informazioni raccolte sul campo per effettuare una valutazione del ruolo della pesca nell'influenzare il popolamento ittico della laguna di Venezia. In particolare, grazie ad un approccio correlativo, basato sull'analisi multivariata, è stata effettuata una prima quantificazione del peso della pesca in relazione all'insieme delle altre pressioni antropiche.

3. Materiali e metodi

3.1 Area di studio

La laguna di Venezia è un ambiente di transizione unico al mondo per l'importanza storica, economica, geografica ed ambientale. Con una superficie di 550 km² (isole incluse) e con un volume d'acqua di 600·10⁶ m³ è una delle più vasti sistemi di transizione del Mediterraneo. La laguna è compresa tra le odierne foci del Piave a nord e quella del Brenta-Bacchiglione a sud. E' divisa dal mare da un cordone litoraneo di circa 60 km costituito da 4 lidi sabbiosi: Cavallino, Lido, Pellestrina e

Sottomarina; è in contatto con il mare attraverso le bocche di porto di Lido (800 m), Malamocco (400 m) e Chioggia (380 m), con una portata massima complessiva (le tre bocche di porto insieme) di circa 1900 m³/s. Il bacino lagunare è suddiviso da tre spartiacque in 4 sottobacini: Treporti (150 km²) e Lido (100 km²) a nord; Malamocco (170 km²) al centro; Chioggia (130 km²) a sud. Ogni sottobacino comunica con il mare attraverso una bocca di porto (i sottobacini di Treporti e Lido comunicano con il mare attraverso la stessa bocca di porto, di Lido). La laguna è caratterizzata da un regime di marea microtidale, con un'escursione media tra minimo e massimo di circa 1 m (Umgiesser *et al.*, 2004). Il flusso e riflusso della marea hanno un profondo effetto sull'ambiente lagunare, determinando la presenza di gradienti ambientali all'interno dei sottobacini lagunari. Da ognuna delle bocche di porto si dipartono canali navigabili profondi, che si suddividono poi in canali di ordine inferiore, meno ampi e profondi, man mano che si procede verso la gronda lagunare, terminando generalmente con una rete di piccoli canali intertidali di marea (*ghebi*) che caratterizzano le aree interne a *barene* (isolotti con vegetazione alofila) e *velme* (piane fangose di marea) (Umgiesser *et al.*, 2010). Le aree lagunari più maggiormente influenzate dagli scambi mareali sono caratterizzate da tempi di residenza delle acque molto bassi, mentre le aree più interne presentano tempi di ricambio idrico significativamente più lunghi (maggiore grado di confinamento delle acque). Circa l'80% dell'intera superficie lagunare è costituito da specchi acquei, il resto da isole e zone di barena; la profondità degli specchi d'acqua lagunari varia dai pochi centimetri delle paludi interne a qualche decina di metri in corrispondenza delle bocche di porto e dei canali principali di navigazione, con una profondità media di circa 1,2 m (Molinaroli *et al.*, 2007). Il fondale lagunare, costituito da sedimenti incoerenti (soprattutto limi e argille con percentuali variabili di sabbia); anche in questo caso è evidenziabile un gradiente ambientale, con una prevalenza delle granulometrie maggiori nelle aree prossime alle bocche di porto e con una dominanza delle granulometrie minori nelle aree lagunari più interne (Molinaroli *et al.*, 2009; Saretta *et al.*, 2010).

Il bacino scolante in laguna ha un'estensione di oltre 1.800 km². La diversione in epoca storica dei principali fiumi che sfociavano in laguna ha ridotto in modo significativo gli apporti di acqua dolce all'interno del bacino lagunare. Gli apporti di acqua dolce non sono comunque trascurabili (complessivamente, circa 40 m³/s), con deflusso naturale oppure regolato da idrovore. Il principale fiume che sfocia ancora

direttamente in laguna, nel sottobacino settentrionale, è il Dese. Il regime alino è sostanzialmente poli-eualino, con le maggiori salinità nelle aree prossime alle bocche di porto e con le minori salinità nelle aree di gronda situate in prossimità dei principali punti di immissione in laguna di acqua dolce. All'interno dell'ambiente lagunare sono presenti habitat acquatici peculiari e tipici, i più estesi ed importanti dei quali sono le paludi salmastre (zone a barena), le piane fangose (velme) e le praterie di vegetazione sommersa (Guerzoni & Tagliapietra, 2006). Le barene sono isolotti piatti e irregolari, costituiti da sedimenti fini, che vengono sommersi dall'acqua soltanto durante le alte maree equinoziali. Le barene sono inframmezzate da piccoli canali (ghebi) e stagni (chiar) di marea, e sono caratterizzate da associazioni vegetali esclusive di questo particolare habitat (specie vegetali alofile). Le velme sono bassi fondali intertidali caratterizzati da sedimenti fango-limosi o sabbiosi-limosi, che si scoprono completamente soltanto durante le basse maree equinoziali. Sia gli habitat acquatici di palude salmastra che quelli di piana fangosa possono presentare, soprattutto durante il periodo tardo primaverile ed estivo, una copertura variabile di macroalghe. In laguna di Venezia sono ancora presenti, soprattutto nei sottobacini centrale e meridionale, estese praterie di fanerogame sommerse (Sfriso & Facca, 2007), sono presenti soprattutto specie marine (*Cymodocea nodosa*, *Zostera marina*, *Nanozostera noltii*), che formano estese praterie principalmente nelle aree lagunari a maggiore vivificazione marina. Le fanerogame con i loro apparati radicali stabilizzano il fondale lagunare, abbattendo l'azione erosiva del moto ondoso e delle maree e favorendo i processi di sedimentazione.

Ai fini dell'applicazione della Direttiva 2000/60/EC (ARPAV, 2011), sono state individuate in laguna di Venezia 4 diverse tipologie di corpi idrici di transizione (figura 1.1): Eualino Non Confinato, Eualino Confinato, Polialino Non Confinato e Polialino Confinato. Inoltre, le aree lagunari caratterizzate dalla presenza di valli chiuse da pesca sono state classificate come corpi idrici fortemente modificati, *sensu* Direttiva 2000/60/EC.

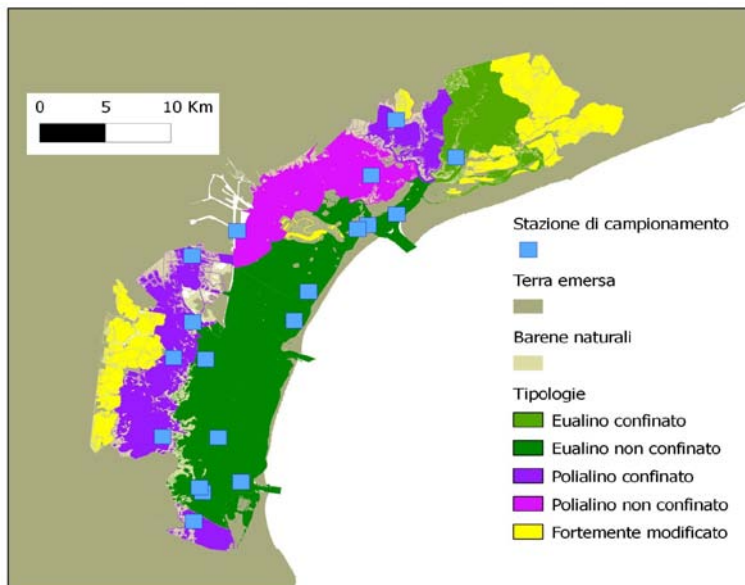


Figura 1.1 Cartina stazioni con differenziazione tipologie di habitat.

3.2 Campagne e stazioni di campionamento

Sono state svolte tre campagne di campionamento, in primavera (maggio), estate (luglio) e autunno (ottobre) 2012. Sono state individuate 19 stazioni (Fig. 1) di basso fondale localizzate nei principali sottobacini lagunari: sei in laguna nord (ECV, PC1NV, PNC2NV, ENC2NV, ENC2VBaccan, ENC2Certosa), sette in laguna centrale (PNC1NVARco, PC4NV1, ENC4V, ENC1VOtt, PC2NV2, PC2NV3, ENC1VPV) e sei in laguna sud (PC2NV1, ENC1VPDB, ENC1NV, ENC1VCH, ENC1V2Cogolli, PC3NV). La distribuzione spaziale di queste stazioni è stata fatta in modo da rappresentare aree lagunari soggette a diversi tipi e intensità di pressioni antropiche, a differenti livelli di salinità e confinamento, e caratterizzate dalla presenza o assenza di vegetazione a fanerogame. Le stazioni che ricadevano in habitat vegetato a prateria di fanerogame sono state: ECV, ENC1VOtt, ENC1VPV, ENC1VPDB, ENC1VCH, ENC1V2Cogolli, ENC2VBaccan, ENC2Certosa, ENC4V; le restanti stazioni, quasi tutte in ambiente polialino, non presentavano vegetazione radicata.

3.3 Campionamenti biologici

La fauna ittica è stata campionata con una sciabica da spiaggia a maglia fitta (tratta da pesce novello) lunga 21,5m, altezza variabile da 1 m (ali) a 2 m (sacco centrale) e con un'ampiezza della maglia di 2mm da nodo a nodo. Le operazioni di campionamento

sono state standardizzate, esplorando in ogni stazione e campagna di campionamento un'area simile di fondo, compresa fra 450 e 500 m². A questo scopo l'apertura della rete veniva mantenuta per quanto possibile costante e veniva ogni volta misurata la lunghezza della tirata mediante cordella metrica. Dato che non è nota la selettività della rete, il campionamento è da considerarsi come semiquantitativo. La rete veniva trainata manualmente da due operatori in semi-immersione. Una volta raggiunta la lunghezza stabilita la rete veniva chiusa a partire dalla lima piombata di fondo, onde formare un sacco nel quale venivano concentrati gli individui raccolti. Il *sorting* del pescato è stato effettuato sul campo, facendo in modo di manipolare con cautela gli esemplari catturati in modo tale da minimizzare i danni causati dalle operazioni di campionamento. Quando nel campione erano presenti esemplari di difficile identificazione (stadi larvali e giovanili, adulti di specie di piccola taglia) questi sono stati sacrificati e portati in laboratorio. A questo scopo, gli esemplari sono stati immersi in una soluzione acquosa diluita di 2-fenossietanolo, in dose letale, e poi sono stati riposti in sacchetti di polietilene opportunamente siglati (data, stazione, numero della replica); i sacchetti sono stati poi riposti in contenitori refrigerati con ghiaccio e mantenuti ad una temperatura di circa 0°C fino all'arrivo in laboratorio. Qui i campioni raccolti sono stati immediatamente congelati a -20°C. Nel caso di esemplari di specie di facile identificazione o di elevato interesse conservazionistico, questi sono stati fotografati su sfondo millimetrato e poi liberati.

3.4 Analisi dei campioni di fauna ittica

In laboratorio è stata effettuata l'analisi dei campioni raccolti. Questi sono stati di volta in volta tolti dal congelatore e lasciati scongelare completamente per 24 ore a circa 6° C. Una volta scongelato, ogni campione è stato processato secondo il seguente protocollo stabilito a priori con il coordinatore del progetto PRIN:

- Separazione delle specie presenti mediante identificazione tassonomica degli esemplari campionati. L'identificazione specifica degli esemplari raccolti è stata effettuata sotto la guida del prof. Franzoi e del Dr. Zucchetta. A questo scopo, è stata effettuata la consultazione di manuali e guide sull'argomento (Whitehead et al., 1984-1986; Fisher et al., 1987; Gandolfi et al., 1991; e, limitatamente alle sole forme

giovanili: Lo Bianco, 1969; Russel, 1976; Arias & Drake, 1990). L'identificazione è stata spinta fino al livello di specie; solo in casi sporadici, e relativamente ad esemplari in fase postlarvale o giovanile, l'identificazione è stata limitata al genere.

- Per ogni taxon così identificato, si è proceduto al conteggio degli individui e alla misura del peso totale per campione (+/- 0,01 g oppure +/- 0,001 g).

- Per ogni taxon sono state poi effettuate misure di lunghezza (Lunghezza Totale, LT, e Lunghezza Standard, LS, +/- 1 mm oppure +/- 0,1 mm) e peso umido (+/- 0,01 g oppure +/- 0,001 g) individuali. Nel caso in cui erano presenti meno di 100 individui per taxon, le misure sono state effettuate su tutti gli esemplari campionati. Nel caso di campioni più abbondanti, le misure sono state limitate ad un sottoinsieme casuale di 100 individui per taxon. Nel caso degli esemplari fotografati sul campo, la misura della lunghezza individuale è stata effettuata mediante utilizzo di un programma di analisi delle immagini (ImageJ); il peso è poi stato calcolato mediante utilizzo di specifiche regressioni lunghezza peso ($P=a*L^b$) ricavate dalla banca dati di CEMAS-DAIS relativa alla fauna ittica della laguna di Venezia. Sulla base di questa informazione, è stato poi integrato, quando necessario, il dato relativo alla biomassa totale.

3.5 Caratterizzazione ambientale

3.5.1 Rilievi e analisi sul campo

Al fine di caratterizzare le condizioni ambientali al momento del campionamento della fauna ittica, sono stati misurati in colonna d'acqua, per campagna e per stazione di campionamento i seguenti parametri ambientali: temperatura dell'acqua (+/- 0,01 °C), misurata mediante sonda multiparametrica Hanna Instruments 9828;

- salinità dell'acqua (+/- 0,01 PSU), ricavata da misure di conducibilità (+/- 0,01 mS/cm) effettuate con sonda multiparametrica Hanna Instruments 9828;
- ossigeno disciolto in acqua, come concentrazione (+/- 0,01 mg/l) e come percentuale di saturazione, misurato mediante sonda multiparametrica Hanna Instruments 9828;

- torbidità dell'acqua (+/- 0,01 FTU), misurata su di un campione d'acqua prelevato sul campo e conservato a 0°C fino al trasporto in laboratorio; per la misura della torbidità in laboratorio è stato utilizzato un torbidimetro Hanna Instruments 93703.

3.5.2 Analisi granulometriche

In ognuna delle stazioni di campionamento è stata prelevata una carota di sedimento superficiale utilizzando un carotatore in plexiglas lungo 30 cm e del diametro di 3 cm; al ritorno in laboratorio le carote sono state congelate (-20°C).

Al momento dell'analisi, per ognuna delle carote è stata applicata la seguente procedura:

- la carota è stata scongelata e sono stati prelevati i primi 10 cm superficiali che sono diluiti con acqua distillata;
- dal campione di sedimento superficiale si sono estratti due sub campioni che sono stati messi in crogiuoli precedentemente pesati e marcati il resto del campione è stato versato in un beacker precedentemente pesato e marcato;
- i crogiuoli e i beacker sono stati messi in stufa ad essiccare a 105-110 °C per 15 ore circa;
- il tenore di sostanza organica nel sedimento è stato determinato seguendo il metodo LOI 550 (Lost Of Ignition); dopo l'essiccamento, i crogiuoli sono stati prima pesati (+/- 0,001 g) e poi messi in muffola per quattro ore a 550° C; dopo la bruciatura in muffola i crogiuoli sono stati nuovamente pesati (+/- 0,001 g); la perdita di peso, espressa come percentuale, è una misura delle percentuale di sostanza organica presente nel sedimento
- dopo l'essiccamento il beacker è stato nuovamente pesato, ed è stato così ricavato per differenza il peso (+/- 0,001 g) del campione essiccato di sedimento;
- il campione è stato nuovamente diluito con acqua distillata ed è stato poi setacciato utilizzando setacci con luce pari a 0,0064 mm, che erano stati precedentemente pesati; in questo modo è stata trattenuta la frazione sabbiosa, mentre le frazioni fine sono state dilavate;

- i setacci con la frazione sabbiosa sono stati posti in stufa a 105-110 ° C; una volta essiccata la sabbia, i setacci sono stati nuovamente pesati; per differenza è stato ricavato il peso della frazione sabbiosa; il contenuto di sabbia è stato poi espresso come percentuale in peso del campione totale essiccato.

3. 6 Pressioni Antropiche

Per la quantificazione delle pressioni presenti in laguna di Venezia è stato utilizzato uno schema metodologico simile a quello proposto da Aubry e Elliott (2006), in parte modificato per adattarlo al meglio al contesto della laguna di Venezia. I dati delle pressioni antropiche precedentemente raccolti per la laguna di Venezia (Franco *et al.*, e 2010), sono stati inizialmente adattati da Scapin (2010) allo schema proposto da Aubry e Elliott (2006) e successivamente implementate per ottenere una quantificazione nello spazio.

Le pressioni antropiche, infatti, non sono state determinate a livello di bacino o di sottobacino, ma è stata svolta una valutazione della loro distribuzione dello spazio, in modo da considerare la complessità spaziale della laguna di Venezia. Per attuare ciò è stata usata come riferimento una griglia regolare composta da celle quadrate di 1000m di lato, e ogni indicatore di pressione è stato stimato per tutti gli elementi di questa griglia. Ciò ha portato all'elaborazione di una classificazione univoca delle pressioni antropiche, basata sul livello di disturbo o di qualità recepito (Regione Veneto, CORILA, DAIS-Unive, 2012).

Le pressioni prese in esame sono riconducibili a tre categorie principali, quali:

- Cambiamenti morfologici e della linea di costa, categoria che comprende le modificazioni nella morfologia e nell'idrodinamismo dei corpi idrici lagunari;
- Utilizzo delle risorse e del territorio, che include le pressioni derivanti dalle attività annesse allo sfruttamento diretto e indiretto delle risorse biologiche degli spazi lagunari;
- Effetti sulla qualità ambientale, che comprende gli stati qualitativi delle matrici ambientali presenti in laguna (Regione Veneto, CORILA, DAIS-Unive, 2012).

Sono stati poi individuati, per ogni categoria di pressione, un set di indicatori. L'elenco degli indicatori relativi alle pressioni è riportato in tabella 1.

I dati presi in esame e utilizzati sono relativi al periodo 2001-2010 e sono stati ricavati principalmente da fonti bibliografiche (tabella 3.3) relativamente al periodo 2001-2010. Alcune variabili quali *bath* (variazione di batimetria), *hyd_reg* (influenza con la circolazione idraulica), *intert* (perdita di aree intertidali), *mambi* (effetti sul mactobenthos, valutato attraverso l'indice M-AMBI), *marina* (Presenza di porti turistici), *fish* (pesca), *sedqual* (qualità chimica dei sedimenti), *nav* (traffico nautico), *shipy* (presenza di cantieri nautici), *searise* (innalzamento relativo del livello del mare), *grass* (perdita di praterie di fanerogame marine), sono considerate fisse nel tempo, data la scala temporale di variazione, sono state considerate le variazioni annuali per quanto riguarda *aqu* (acquacoltura), *Chla* (clorofilla-a) e *DO* (Ossigeno disciolto), e le variazioni stagionali per le variabili DIN (pressione legata alla presenza di azoto), RP (fosforo reattivo) e *Wat_qual* (presenza di inquinanti nella colonna d'acqua).

Tabella 3.1: indicatori delle pressioni antropiche prese in considerazione.

CATEGORIA	COD	VARIABILE	UNITA'
Morfologica	INTERT	Perdita di area intertidale	% area persa
	BATH	Cambiamenti di batimetria	% area modificata
	GRASS	Perdita praterie di fanerogame	% area persa
	SEARISE	Relativo aumento del livello del mare	mm/anno
	HYD_REG	Interferenza con idrodinamismo	% area influenzata
Usi	AQU	Acquicoltura	% area coperta
	FISH	Pesca	% area coperta
	MARINA	Intensità dello sviluppo tecnologico marino	n° posti barca
	NAV	Navigazione	n° barche/giorno
	SHIPY	Intensità di cantieri navali	n° cantieri navali
Qualità	WAT_QUAL	Qualità chimica acqua	n° di sostanze non conformi alle EQS
	SED_QUAL	Qualità chimica sediment	mHQ
	SED_EFF	Effetti biologici sulla qualità dei sedimenti	indice WATI
	BENTH	Benthos	indice M_AMBI
	NUTR	Nutrienti (DIN;RP)	µg/L
	CHL_A	Clorofilla	µg/L
	DO	Ossigeno Disciolto	Saturazione

Un esempio di come sono quantificati i livelli di pressione è riportato in tabella 3.2, mentre lo schema completo, con si trova in Appendice (tabella A.1).

Tabella 3.2. Livelli di pressioni per la laguna di Venezia.

Pressione	Indicatore	Possibile Impatto	Nessuna pressione (0)	Molto Basso (1)	Basso (3)	Medio (5)	Alto (7)	Molto Alto (9)
Acquicoltura	copertura	arricchimento di nutrienti aumento torbidità	nessun allevamento	presenza di allev in un raggio di 500 m	presenza di allev AND almeno il 50% della superficie a distanza di 500m dall'allev	≥5&<30 %	≥30&<50 %	>50%
Pesca	copertura	impatti diretti sulla pop ittica	nessuna attività di pesca	presenza di attività di pesca in un raggio di 500 m	≥10%area coperta da attività pesca	≥30&<60 %	≥60&<90 %	>90%

In particolare, per quantificare gli effetti della pressione Acquicoltura come indicatore è stata utilizzata la percentuale di superficie lagunare occupata dalle concessioni demaniali per l'allevamento e la pesca gestita della vongola filippina (Provincia di Venezia, 2009; Vincenzi *et al*, 2011) con una scala di valutazione che parte da nessuna pressione con valore 0 nel caso che in una cella di 1 km², o nel suo intorno di 500 m, non siano presenti aree dove si effettua l'allevamento, a pressione molto alta con valore 9, se la cella di 1 km² è interessata per almeno il 90% della sua area da aree di allevamento di vongole il possibile impatto che può causare l'acquicoltura è un arricchimento di nutrienti della colonna d'acqua. Per quanto riguarda invece la pressione Pesca, l'indicatore pesca utilizzato è indicativo dello sforzo di pesca ed è stato espresso come la percentuale di superficie lagunare utilizzata per la pesca di tipo artigianale (Provincia di Venezia, 2009). Anche per questo indicatore la scala di valutazione parte con un valore pari a 0 in caso di nessun cambiamento e come valore più alto 9 per un cambiamento molto alto dell' ambiente.

Tabella 3.3. Elenco delle fonti bibliografiche utilizzate per la definizione e la quantificazione delle pressioni in laguna di Venezia.

Fonte bibliografica	Indicatore
Carbognin <i>et al.</i> , 2009	Sea level rising
D'Alpaos, 2010	Interference with the hydrographic regime
Apitz <i>et al.</i> , 2007)	Sediment chemical quality
MAG.ACQUE, 1991;	Seagrass habitat loss
MAG.ACQUE - Selc, 2005	
MAG.ACQUE - Technital, 2002	Number of boats per day
Provincia di Venezia, 2009	Area covered by aquaculture activities
	Area covered by fisheries
Losso <i>et al.</i> , 2010b	Sediment quality biological effects
MAG.ACQUE - Regione Veneto, 2009b	Macrozoobenthic communities quality state
MAG.ACQUE - Thetis, 2004-2005-2006;	Nutrients
MAG.ACQUE - SAMA, 2008	Chlorophyll-a
	Water chemical quality
DAIS - UNIVE, 2010;	DO
MAG.ACQUE - Thetis, 2004-2005-2006;	
MAG.ACQUE - SAMA, 2008;	
Sarretta <i>et al.</i> , 2010	Intertidal area loss
	Gross change in bathymetry
	Dredging amount (maintenance)
	Dredging amount (capital)
Sarretta <i>et al.</i> , 2010;	Disposal area
www.silvenezia.it	Disposal amount
www.portolando.eu ;	Number of berths
www.pagineazzurre.com	
www.port-venice.it ;	Quays length
www.portodichoggia.it	
www.silvenezia.it	Realignment schemes/Land claim

3.7 Analisi dati

I dati di composizione del popolamento ittico sono stati elaborati al fine di misurare una serie di indicatori sia strutturali che funzionali che poi sono stati messi in relazione diretta con la variabilità ambientale naturale e con le pressioni antropiche nelle diverse aree lagunari al fine di valutare il rapporto tra segnale antropico e rumore ambientale. In particolare sono state considerate nelle varie fasi di elaborazione, la matrice delle variabili ambientali (A), quella delle pressioni antropiche, escluse quelle legate alla pesca (P), quella delle pressioni antropiche legate alla pesca (F; pesca e acquicoltura), quella delle densità delle specie ittiche catturate nei campionamenti (B) e quella costituita da indicatori sintetici per descrivere alcune caratteristiche del popolamento ittico (M).

Per quanto riguarda queste metriche sintetiche, sono state prese in considerazione le principali variabili comunemente utilizzate per la valutazione dello stato ecologico delle acque di transizione sulla base della comunità ittica (Pérez-Domínguez *et al.*, 2012). Queste metriche sono state scelte in modo da poter descrivere alcuni aspetti trofici, funzionali e strutturali della fauna ittica degli ecosistemi di transizione. A questo scopo, la fauna ittica dei sistemi d'acqua di transizione può essere divisa in differenti categorie, o *guild*, in accordo con le loro differenti tolleranze fisiologiche alla variabilità ambientale, con i differenti tipi di migrazioni e comportamento riproduttivo, con i differenti modi in cui le specie individuali di un popolamento usano l'ambiente estuarino. Si intende per *guild* ecologica un qualunque gruppo di specie che sfrutta le stesse risorse, sono definite secondo i luoghi e le attività delle loro specie che la compongono, come per esempio, il modo di nutrirsi, la mobilità, e l'habitat che occupano; le *guild* inoltre non hanno confini ben definiti. In particolare per quanto riguarda l'uso delle acque di transizione del Nord Adriatico, le specie possono essere raggruppate nelle seguenti categorie ecologiche. (Franzoi *et al.*, 2010):

Residenti Lagunari (*Estuarine Residents*, ER), queste specie di pesci trascorrono il loro ciclo di vita, o la maggior parte di esso, in ambiente lagunare, inclusa la riproduzione. Hanno un'ampia tolleranza fisiologica rispetto alle condizioni ambientali, in quanto sono adattate ai continui cambiamenti di salinità, temperatura e concentrazione di ossigeno disciolto che distinguono gli ecosistemi di transizione. Il periodo riproduttivo è in primavera e/o estate. Migratori Marini (MM), queste specie effettuano la riproduzione in mare per questo attuano migrazioni ontogenetiche o periodiche all'interno degli ambienti lagunari. Le migrazioni ontogenetiche sono legate ad una determinata fase del ciclo biologico, di solito quella di larva o di giovanile. Questi migratori giovanili (*Migrant Juveniles*, MJ) usano gli ecosistemi lagunari come aree di "nursery" per gli stadi giovanili, i quali trovano in questi ambienti le condizioni migliori per la loro sopravvivenza e crescita (Beck *et al.*, 2001). Altre specie che compiono migrazioni ontogenetiche sono le specie di migratori catadromi (MC) che, dopo la nascita in mare, attraversano gli ambienti di transizione sia durante la risalita dal mare alle acque dolci allo stadio giovanile, che durante la migrazione inversa, quando hanno raggiunto la maturità riproduttiva. Altre specie marine invece sono presenti in

ambienti di transizione con una sistematicità stagionale, nonostante non dipendano da questi ecosistemi, queste specie appartengono alla categoria dei migratori marini stagionali (MS), che entrano in laguna sostanzialmente nei mesi primaverili ed estivi per sfruttare la grande abbondanza di prede presenti in questi sistemi costieri. I visitatori Marini Occasionali (MO) sono specie marine presenti nelle acque di transizione irregolarmente e saltuariamente, come se non fossero dipendenti da questi ecosistemi costieri per nessun stadio della loro ciclo vitale. Sono presenti in laguna con pochi individui, senza una precisa stagionalità e limitate nelle aree più soggette all'azione marina. Migratori Anadromi (MA), queste specie nascono nelle acque dolci ma migrano in mare, dove trascorrono gran parte della loro vita, allo stadio di giovanile o di sub-adulto. Una volta pronti alla riproduzione, gli individui di queste specie migrano nuovamente in acque dolci dove si riproducono. Specie Dulciacquicole, (*Freshwater Species*, FW) queste specie, peculiari delle acque dolci, sono presenti occasionalmente nelle acque di transizione, di solito con un numero esiguo di individui. Possono essere trovate in zone lagunari caratterizzate da bassi valori di salinità, in vicinanza della foce di un corso d'acqua dolce in laguna.

Le specie ittiche campionate sono catalogabili inoltre in categorie trofiche sulla base del tipo e delle modalità di alimentazione in laguna (Franco *et al.*, 2008; Franco *et al.*, 2009):

Planctivori (PL), si nutrono in colonna d'acqua catturando organismi planctonici, per la maggior parte zooplancton (piccoli crostacei planctonici, larve di invertebrati bentonici, uova e larve di pesci) e, meno frequentemente, fitoplancton; queste specie si nutrono mediante filtrazione dell'acqua. Bentivori (Bv), si nutrono sul fondo, predando organismi zoobentonici legati al substrato (infauna, epifauna ed iperbentos). In base alle dimensioni delle prede si possono distinguere macrobentivori (BMa), che predano quindi macrobenthos, e microbentivori (Bmi), che si nutrono di meiofauna e di organismi di misure inferiori al centimetro. Iperbentivori-Zooplanctivori (HZ), si alimentano nello strato d'acqua subito sopra il fondo, predando piccoli invertebrati mobili sul fondo e zooplancton. Iperbentivori-Piscivori (HP), si alimentano nello strato d'acqua immediatamente sopra il fondo, nutrendosi di invertebrati iperbentonici più grandi e di pesci. Detritivori (DV), si nutrono di piccoli organismi che si trovano sopra o nel sedimento (diatomee bentoniche, foraminiferi,

flagellati e, in misura minore, meiofauna), in aggiunta alla sostanza organica, di origine vegetale, legata al sedimento; di solito queste specie ingeriscono grandi volumi di sabbia o fango, digeriscono il materiale alimentare e rilasciando il particolato inorganico. Onnivori (OV) sfruttano sia nutrienti di origine animale che vegetale, alimentandosi per lo più di alghe filamentose, periphyton, epifauna e infauna bentoniche.

L'utilizzo di queste categorie è stato necessario per la definizione e il calcolo delle metriche sintetiche del popolamento biotico, riconducibili ad aspetti inerenti la struttura tassonomica, l'utilizzo dell'habitat e aspetti trofici dei popolamenti ittici. Per quanto riguarda la prima categoria si sono considerate le metriche numero di specie; densità di abbondanza e di biomassa totale, biomassa media individuale e dominanza in specie; per la seconda categoria, metriche riguardanti densità in termini di abbondanza dei residenti estuarini e dei migratori, numero di specie dei migratori e il bilanciamento delle guild ecologiche; e per la terza categoria la metrica considerata è l'indice di bilanciamento trofico; questi ultimi due indici sono stati misurati attraverso un indice derivato da Jordan e Vaas (2000) e applicato alle categorie di uso dell'habitat (bilancio ecologico) e ai gruppi trofici (bilancio trofico) secondo una determinata formula, dove p_i è l'abbondanza relativa del gruppo i -esimo e n è il numero di gruppi funzionali nella comunità. L'indice varia tra 1, quando si ha la presenza di un solo gruppo funzionale e quindi il minimo bilancio funzionale, e n quando l'abbondanza è equamente ripartita tra i gruppi funzionali. Queste rappresentano 10 delle 14 metriche utilizzate da Franco et al (2009) per la costruzione di un indice multimetrico per la valutazione dello stato ecologico della laguna di Venezia.

Il lavoro di analisi ha seguito uno schema (tabella 4) che prevedeva un'analisi esplorativa, basata su confronti univariati e l'analisi delle componenti principali, atte a verificare le differenze tra le tipologie (polialino e eualino) in cui ricadono le stazioni e analizzare la variabilità delle diverse componenti oggetto di questo studio. In seguito, una serie di analisi multivariate sono state condotte per mettere in relazione i dati del popolamento ittico con le caratteristiche ambientali e le pressioni antropiche, infine la combinazione dei risultati ottenuti ha permesso di stimare l'entità dell'influenza

della pesca e delle altre pressioni antropiche sulla composizione e le caratteristiche del popolamento ittico.

Tabella 3.4. Schema analisi condotte.

Analisi	Matrice	Scopo
Confronti univariati	A (variabili ambientali)	verificare le differenze nelle condizioni ambientali tra tipologie
	B (metriche biotiche)	verificare le differenze tra tipologie
	P (pressioni antropiche)	verificare le differenze tra tipologie
Analisi delle componenti principali Analisi delle componenti principali (PCA)	A (variabili ambientali)	caratterizzare la variabilità delle variabili ambientali
	M (metriche biotiche)	caratterizzare la variabilità delle metriche biotiche
	P+F (pressioni antropiche)	caratterizzare la variabilità delle pressioni antropiche
Analisi delle correlazioni	M-A	valutazione delle relazioni tra comunità ittica e variabili ambientali
	M-P-F	valutazione delle relazioni tra comunità ittica e pressioni antropiche
Rendundancy Analysis	B (abbondanze ittiche)-A	stima l'influenza delle variabili ambientali sulla composizione del popolamento ittico
	B-P	stima l'influenza delle pressioni antropiche sulla composizione del popolamento ittico
	B-F	stima l'influenza della pesca sulla composizione del popolamento ittico
	M-A	stima l'influenza delle variabili ambientali sulle caratteristiche del popolamento ittico
	M-P	stima l'influenza delle pressioni antropiche sulle caratteristiche del popolamento
	M-F	stima l'influenza della pesca sulle caratteristiche del popolamento
Partizione della varianza	M-A-F-P	Quantificazione dell'influenza delle diverse componenti (P-A-F) sulla matrice delle metriche biotiche
	B-A-F-P	Quantificazione dell'influenza delle diverse componenti (P-A-F) sulle abbondanze specifiche

I confronti univariati, effettuati per verificare tra le diverse tipologie (eualino confinato, eualino non confinato, polialino confinato, polialino non confinato), attraverso il test di Kursal-Wallis, metodo non parametrico per testare l'uguaglianza delle mediane di diversi gruppi... Nel caso di differenze significative, è stato eseguito *post hoc* un confronto a coppie, attraverso il test di Wilcoxon-MannWhitney con correzione di Bonferroni. Questi confronti sono isualizzati attraverso la creazione di Box - Whisker Plot. Queste analisi sono state svolte con il software R (R Core Team, 2012) attraverso l'interfaccia grafica "JGR" e "Deducer".

In seguito sono state svolte Analisi delle Componenti Principali (PCA) con lo scopo di conseguire una rappresentazione sintetica delle informazioni espresse dai singoli dataset (variabili ambientali, pressioni, metriche biotiche). Per procedere in queste analisi i dati sono stati standardizzati in modo da ottenere media uguale a zero e deviazione standard pari a uno.

Queste analisi sono state svolte con l'utilizzo del pacchetto software Primer 6 (Clarke and Gorley, 2006).

Una volta svolte queste prime analisi sono state analizzate le correlazioni tra le metriche biotiche e le variabili ambientali, e tra le metriche biotiche e le pressioni antropiche utilizzando l'indice di correlazione di Spearman, calcolato attraverso il software R (R Core Team, 2012) al fine di capire quali fossero le relazioni tra le variabili. Successivamente è stata applicata l'analisi multivariata Redundancy Analysis RDA per indagare più approfonditamente la relazione tra il popolamento ittico e i principali fattori abiotici. Questo tipo di analisi, rappresenta un'estensione della PCA e costituisce l'equivalente multivariato della regressione. In particolare sono stati considerati due approcci alternativi: il primo usando le 10 metriche sintetiche per rappresentare la fauna ittica, il secondo adoperando la densità (abbondanza di specie diviso l'area di campionamento) specifica trasformata con la trasformazione di Hellinger (Borcard *et al.*, 2011). In entrambi i casi sono stati sviluppati tre modelli RDA: il primo per mettere in relazione i dati abiotici con le variabili ambientali; il secondo con le pressioni antropiche; e il terzo con la pesca.

In seguito, per ciascuno dei due set (metriche biotiche e matrice delle abbondanze) è stata applicata un'analisi della ripartizione della varianza. Attraverso questa analisi, la varianza complessiva di una matrice di risposta (M o B) è suddivisa sulla base delle porzioni spiegate da diverse matrici usate come variabili indipendenti (A - variabili ambientali, P pressioni antropiche e F - pressioni legate alla pesca), e del loro effetto congiunto, attraverso la combinazione dei singoli modelli precedentemente sviluppati.. (Borcard *et al.*, 2011).

4. Risultati

In tabella 4.1 sono riportati i 29 taxa complessivamente identificati nei campioni biologici prelevati nelle stazioni esaminate; per ogni specie viene elencata anche la classificazione in categorie ecologico-funzionali e trofiche.

Tabella 4.1. Lista delle specie e guild ecologiche (Guild Eco) trofiche.

Specie	Codice	Guild Eco	Trofiche
<i>Aphanius fasciatus</i>	APFA	ES	OV
<i>Atherina boyeri</i>	ABO	ES	HZ
<i>Chelidonichthys lucernus</i>	CLU	MM	Bmi, BMa,HP
<i>Chelon labrosus</i>	CLA	MM	DV
<i>Diplodus annularis</i>	DAN	MM	OV
<i>Engraulis encrasicolus</i>	EEN	MM	PL
<i>Gobius niger</i>	GNI	ES	Bmi, HP
<i>Hippocampus guttulatus</i>	HGU	ES	Bmi
<i>Knipowitschia panizzae</i>	KPA	ES	Bmi
<i>Litognathus mormyrus</i>	LMO	MM	Bmi, BMa
<i>Liza aurata</i>	LAU	MM	DV
<i>Liza ramada</i>	LRA	D	DV
<i>Liza saliens</i>	LSA	MM	DV
<i>Mullus surmuletus</i>	MSU	MM	Bmi, BMa
<i>Nerophis ophidian</i>	NRF	ES	Bmi,HZ
<i>Platichthys flesus</i>	PFL	MM	Bmi, BMa
<i>Pomatoschistus canestrini</i>	PCA	ES	Bmi
<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	PMA	ES	Bmi
<i>Salaria pavo</i>	SPA	ES	OV
<i>Sardina pilchardus</i>	SPI	MM	PL
<i>Solea solea</i>	SSO	MM	Bmi, BMa
<i>Sparus aurata</i>	SAU	MM	Bmi, BMa
<i>Sprattus sprattus</i>	SSP	MM	PL
<i>Syngnathus abaster</i>	SAB	ES	Bmi
<i>Syngnathus taenionotus</i>	STA	ES	HZ
<i>Syngnathus tenuirostris</i>	STE	MM	Bmi
<i>Syngnathus typhle</i>	STY	ES	HZ
<i>Umbrina cirrosa</i>	UCI	MM	Bmi
<i>Zosterisessor ophiocephalus</i>	ZOP	ES	Bmi, BMa

Per quanto riguarda le condizioni ambientali (parametri chimico-fisici rilevati in campo) i risultati dei test tra le diverse tipologie di corpo idrico sono mostrati in tabella 4.2 e 4.3, con evidenziati in grassetto i risultati significativi, mentre la rappresentazione grafica di tali confronti viene riportata in appendice (figura A.2). Come era logico aspettarsi, dati i criteri utilizzati per l'individuazione delle tipologie lagunari, la salinità rappresenta la variabile che maggiormente differenzia i diversi tipi lagunari, mostrando differenze significative sia in primavera che in autunno. In entrambe queste stagioni, i valori minori di salinità sono stati osservati nei corpi idrici

polialini confinati (figura 4.1). In questa tipologia ambientale sono state osservate le maggiori variazioni di salinità durante il ciclo annuale, con valori più bassi in primavera (regime meso-polialino), decisamente più elevati in estate (eualino) e con una diminuzione in autunno (poli-eualino), ma senza raggiungere i livelli osservati in primavera. Nelle altre tipologie di corpo idrico (ENC, EC e PNC) le differenze stagionali di salinità sono risultate più contenute, con un regime sostanzialmente poli-eualino in tutte e tre le stagioni indagate. In primavera sono risultate significative anche le differenze di torbidità e tra le diverse tipologie (tabella 4.2) con il tipo polialino confinato che risulta caratterizzato da una torbidità maggiore e da un minore tenore di ossigeno. Anche le caratteristiche dei sedimenti risultano significativamente diverse tra le tipologie, con le stazioni appartenenti a corpi d'acqua eualini non confinati caratterizzati da una più elevata percentuale di sabbia, mentre i sedimenti superficiali delle stazioni polialine non confinate contengono una porzione maggiore di sostanza organica (tabella 4.3).

Tabella 4.2 Valori del test statistico di Kurskal-Wallis per i parametri ambientali che variano nelle stagioni.

STAGIONE	VARIABILI	χ^2	df	<i>p-value</i>
PRIMAVERA	DO	8.89	3	0.03
	SALINITA'	12.94	3	0.005
	TORB	12.01	3	0.007
	MACROALGHE	1.28	3	0.73
ESTATE	DO	0.06	3	1.00
	SALINITA'	4.47	3	0.22
	TORB	4.22	3	0.24
	MACROALGHE	3.59	3	0.31
AUTUNNO	DO	3.97	3	0.26
	SALINITA'	10.33	3	0.02
	TORB	5.76	3	0.12
	MACROALGHE	7.37	3	0.06

Tabella 4.3. Valori del test statistico di Kurskal-Wallis per i parametri ambientali che non variano nelle stagioni

Variabili	K	df	p-value
%sabbia	35.934971	3	<0.0001
% sostanza organica	8.488421	3	0.036

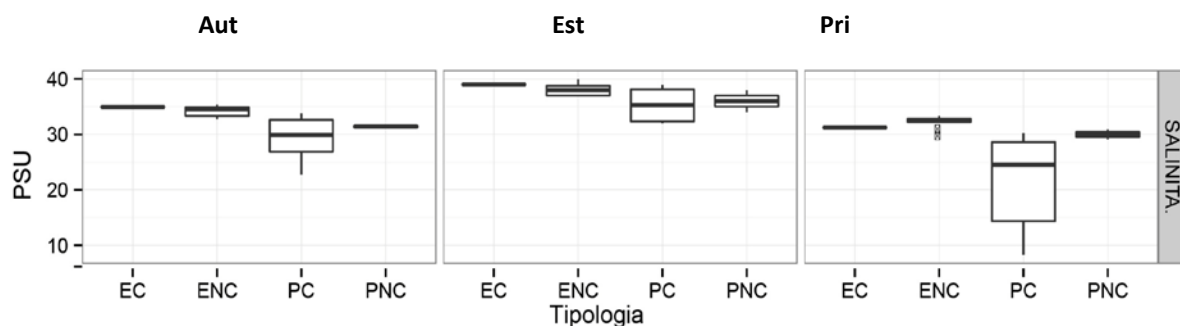


Figura 4.1. Box-Whisker plot per la salinità tra le tipologie nelle diverse stagioni. Il box, delimitato dal primo al terzo quartile è diviso al suo interno dalla mediana. I segmenti sono delimitati da $1.5 \cdot$ scarto interquartile. I simboli al di fuori dei segmenti rappresentano gli outliers .

I risultati relativi ai confronti delle pressioni antropiche tra tipologie di corpi d'acqua sono riportati nelle tabelle 4.4 e 4.5, mentre la rappresentazione grafica di tali confronti si trova in appendice (figura A.4, A.5). Si riscontrano molti più parametri significativamente diversi tra le tipologie, in particolare possiamo notare differenze significative per quanto riguarda l'acquicoltura, la pesca, la clorofilla totale, la perdita di zona intertidale, e la presenza dei cantieri navali (tabella 4.5). Per quanto riguarda le pressioni che variano tra le stagioni c'è da notare il contenuto di nitrati con valori significativi in primavera e autunno. Interessante da notare in figura 4.2 come l'acquicoltura sia più elevata e variabile in zone non confinate sia in tipologia eualina che polialina; per quanto riguarda la pesca invece si può affermare, come essa sia più elevata e variabile in zone di tipologia eualino non confinato e polialino confinato (figura A.4).

Tabella 4.4. Valori del test statistico di Kurskal-Wallis per le pressioni antropiche che variano nelle stagioni

STAGIONE	VARIABILI	K	df	p-value
PRIMAVERA	EQS	3.66	3	0.29
	RP	4.58	3	0.20
	DIN	8.86	3	0.03
ESTATE	EQS	1.39	3	0.70
	RP	5.04	3	0.16
	DIN	5.33	3	0.14
AUTUNNO	EQS	0	3	0
	RP	6.40	3	0.09
	DIN	8.90	3	0.030

Tabella 4.5. Sintesi dei test statistici di Kurskal-Wallis per le pressioni antropiche che non variano nelle stagioni.

VARIABILI	K	df	p-value
AcquaTot	11,57	3	0,01
ChlaTot	22,72	3	0,00
fane_long	4,07	3	0,25
gross	9,58	3	0,02
hydro	6,74	3	0,08
intert	42,30	3	0,00
mambi	19,39	3	0,00
pesca	11,70	3	0,01
SedChemQua	8,37	3	0,04
searise	3,91	3	0,27
shipyard	12,19	3	0,01
traffic	7,84	3	0,05
wati	2,60	3	0,46

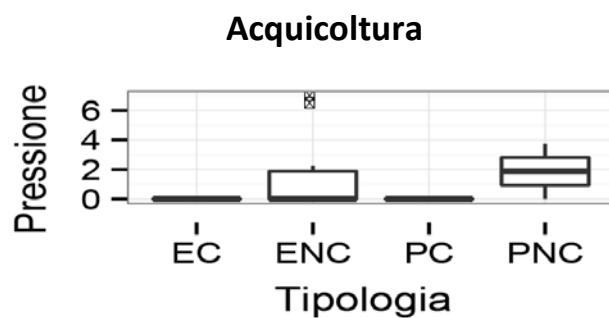


Figura 4.2. Box.Whisker plot per l'acquicoltura che non varia con le stagioni. Il box, delimitato dal primo al terzo quartile è diviso al suo interno dalla mediana. I segmenti sono delimitati da $1.5 \cdot$ scarto interquartile. I simboli al di fuori dei segmenti rappresentano gli outliers.

In tabella 4.6 vengono riportati i risultati dei test di confronto tra le differenti tipologie di corpo d'acqua relativamente alle metriche biotiche considerate

evidenziati (in grassetto i risultati significativi). Sia in primavera che in estate, si evidenziano differenze fra le densità, espresse come numero di individui, sia del popolamento ittico totale che dei residenti lagunari. In estate le densità maggiori sono state osservate nei corpi d'acqua polialini rispetto a quelli eualini; all'interno della tipologia polialino, densità significativamente maggiori sono state riscontrate nei corpi idrici più interni (PC) (Fig. 4.4). In questa stagione, i tipi polialini sono caratterizzati, inoltre, da una maggiore variabilità dei valori di densità, rispetto ai tipi eualini. In questa stagione, anche le differenze nei valori di densità espressi in termini di biomassa sono risultate significativamente diverse tra tipi lagunari. Diversamente, in primavera le maggiori abbondanze sono state registrate per il tipo eualino confinato, con valori significativamente inferiori nelle altre tipologie (figura 4.4). In entrambe le stagioni le variazioni di abbondanza sembrano essere riconducibili a variazioni nell'abbondanza delle specie di residenti lagunari.

In autunno non sono state osservate differenze significative di densità del popolamento ittico tra tipi lagunari. L'unica differenza significativa, peraltro di non facile interpretazione, è quella relativa all'indice di bilanciamento tra guild ecologiche (tabella 4.6).

Tabella 4.6. Valori del test statistico di Kurskal-Wallis per le metriche biotiche. N numero, D densità, Abb abbondanza, Biom biomassa, Migr migratori, Bilanciamento guild ecologiche, Indice di bilanciamento trofico.

Stagione	Metrica	K	df	P-Value
Primavera	N Specie	7.03	3	0.071
	D Abb	8.89	3	0.031
	D Biom	3.64	3	0.303
	Biom Indiv	2.60	3	0.457
	Dominanza	1.53	3	0.676
	Abb Resid	9.53	3	0.023
	Specie Migr	1.21	3	0.752
	Abb Migr	1.29	3	0.732
	BilanGuildEco	1.60	3	0.659
	IndBilanTrophic	2.30	3	0.513
Estate	D Specie	5.33	3	0.149
	D Abb	9.46	3	0.024
	D Biom	11.23	3	0.011
	Biom Indiv	6.37	3	0.095
	Dominanza	5.33	3	0.149
	Abb Resid	8.92	3	0.030
	Specie Migr	1.73	3	0.631
	Abb Migr	1.19	3	0.755
	BilanGuildEco	1.34	3	0.719
	IndBilanTrophic	4.93	3	0.177
Autunno	D Specie	5.86	3	0.119
	D Abb	2.42	3	0.490
	D Biom	3.46	3	0.326
	Biom Indiv	2.88	3	0.411
	Dominanza	6.11	3	0.107
	Abb Resid	2.71	3	0.438
	Specie Migr	7.36	3	0.061
	Abb Migr	6.75	3	0.080
	BilanGuildEco	7.99	3	0.046
	IndBilanTrophic	3.84	3	0.279

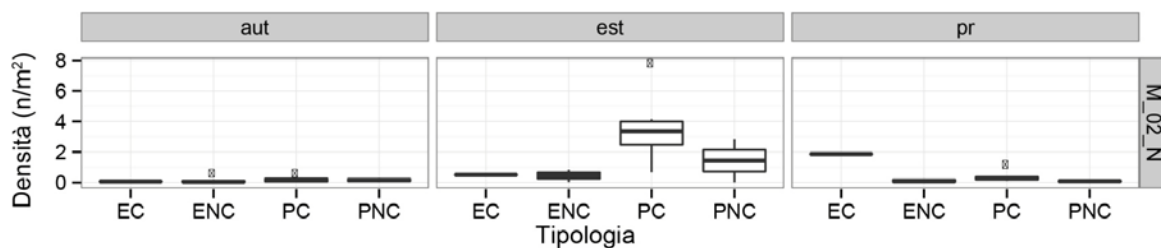


Figura 4.4. Box-Whisker plot per la densità in termini di abbondanza che varia con le stagioni. Il box, delimitato dal primo al terzo quartile, rappresenta lo scarto interquartile, diviso al suo interno dalla mediana. I segmenti sono delimitati dal 1,5 * scarto interquartile. Gli outliers, punti al di fuori dei segmenti, rappresentano valori estremi.

Per quanto riguarda l'analisi delle componenti principali, PCA, sui dati ambientali la rappresentazione costruita utilizzando i primi due assi fornisce una spiegazione del 43% della variabilità totale (tabella 4.6). Dall'analisi dell'ordinamento dei punti nello spazio, rappresentato dalle diverse componenti, è possibile trarre informazioni sulle relazioni tra le variabili ambientali e le diverse stazioni di campionamento, e soprattutto sul ruolo delle variabili (figura 4.5).

Tabella 4.6. Varianza dei dati ambientali spiegata dalle prime 2 componenti.

PC	Autovalori	%Variazione	%Variatione cumulativa
1	2.51	25.1	25.1
2	1.76	17.6	42.6

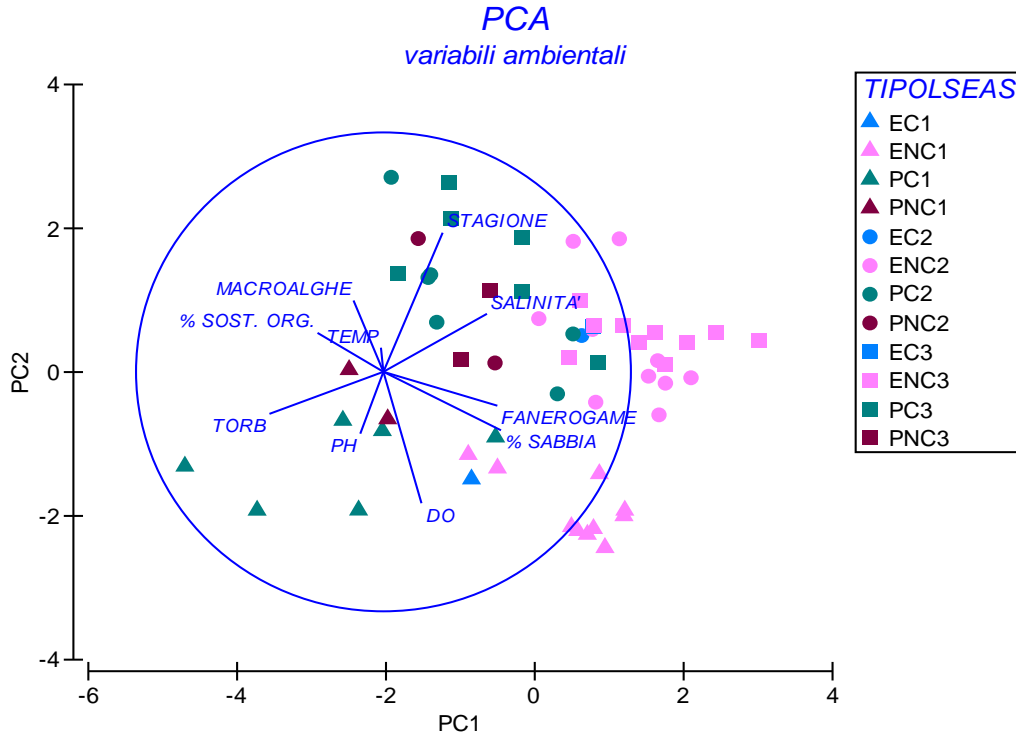


Figura 4.5. Ordinamento ottenuto dalla proiezione degli assi ottenuti dall'Analisi delle Componenti Principali delle variabili ambientali. EC eualino confinato, ENC eualino non confinato, PC polialino confinato, PNC polialino non confinato 1 primavera, 2estate, 3 autunno.

Dalla distribuzione dei punti si può notare una evidente differenziazione spaziale ossia tra le stazioni che ricadono nei bacini polialini ed eualini, inoltre c'è da notare come la stagione sia un'altra componente importante, infatti si notano le aggregazioni delle stazioni a seconda che sia estate (triangolo), primavera (cerchio) o autunno (quadrato). In particolare, il primo asse sembra rappresentare soprattutto la segregazione spaziale, mentre il secondo quello temporale. Infatti, nella prima componente si può notare un gradiente di confinamento, con l'influenza di salinità, presenza di fanerogame marine e percentuale di sabbia; mentre nel secondo asse il gradiente di confinamento è legato alla variabilità della temperatura, dalla percentuale di sostanza organica e dalla torbidità.

Per quanto riguarda le pressioni antropiche si ha che questa rappresentazione ottenuta tramite PCA spieghi una porzione minore della varianza presente nei dati con un valore del 40% (tabella 4.7). Dalla posizione dei diversi punti si può notare come anche in questo caso la differenza spaziale sia importante e divida le stazioni, inoltre si può notare come la maggior parte dei campioni siano appaiati ossia non ci

sia variazione stagionale. Si deve, però, sottolineare che non sembrano facilmente individuabili i gradienti spaziali riconducibili direttamente al livello di confinamento (direzione mare - gronda), o a differenze tra sottobacini (nord - sud). Interessante è anche la stazione PNC1NVARco, in alto, che si stacca in maniera molto netta dalle altre questo distacco potrebbe essere dato dal fatto che essendo in un habitat polialino confinato e inoltre molto interno alla laguna le pressioni antropiche potrebbero essere molto più ridotte soprattutto se si pensa al traffico nautico (che in figura 4.6 si trova infatti all'opposto).

Tabella 4.7. Varianza delle pressioni antropiche spiegata dalle prime 2 componenti

PC	Autovalori	%Variazione	%Variazione cumulativa
1	3.69	21.7	21.7
2	2.59	15.3	37.0

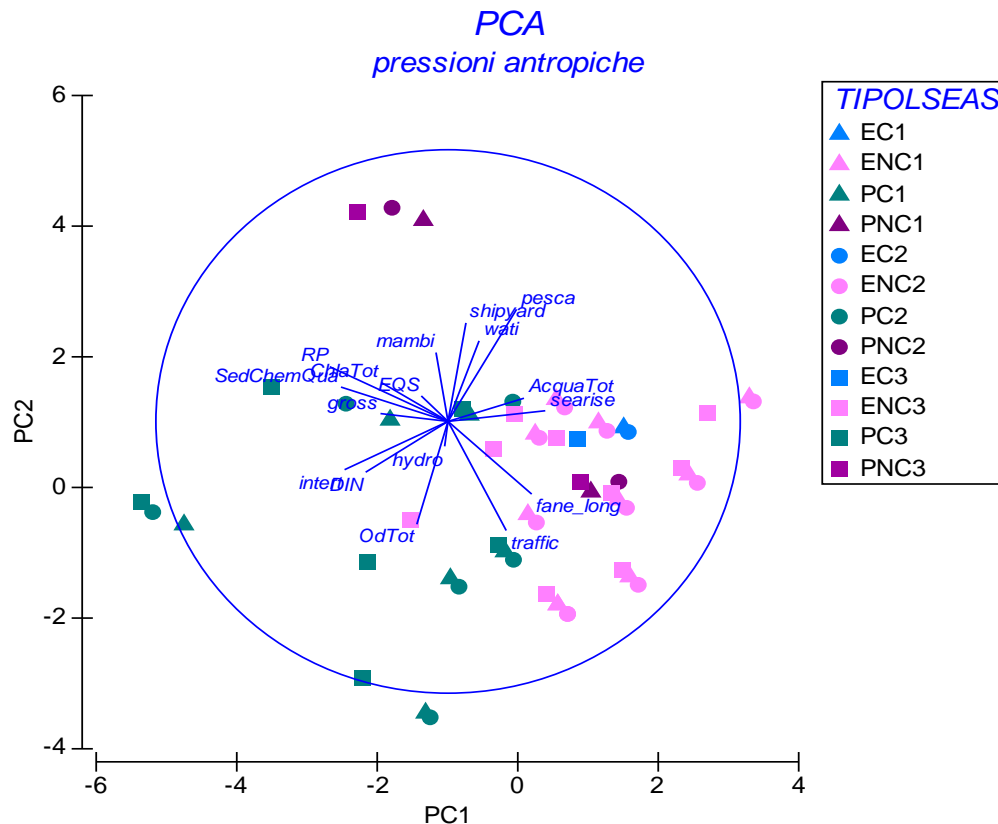


Figura 4.6. Ordinamento ottenuto dalla proiezione degli assi ottenuti dall'Analisi delle Componenti Principali delle pressioni antropiche. EC eualino confinato, ENC eualino non confinato, PC polialino confinato, PNC polialino non confinato 1 primavera, 2estate, 3 autunno.

Analizzando l'Analisi delle Componenti Principali, PCA, svolta per le metriche biotiche si evidenzia una spiegazione molto alta in termini di varianza con un valore dell'65.5% (tabella 4.8). Anche per quanto riguarda le metriche biotiche non è possibile tradurre i primi due assi in una rappresentazione della variabilità spaziale e temporale. Nel primo asse la variabile più importante è la biomassa individuale, mentre nel secondo tutte le restanti variabili. Questo determina l'individuazione di due gruppi di stazioni uno più grande, contenente un insieme di stazioni di diverse tipologie e stagioni, e un secondo più piccolo, caratterizzato soprattutto dai valori elevati del numero di specie densità in termini di biomassa (M_01_S, M_03_B,) in cui si riconoscono le stazioni in ambiente polialino confinato e non confinato nella stagione estiva (figura 4.7). Le metriche prese in considerazione sono : M_01_S che indica numero di specie, M_02_N per densità in termini di abbondanza, M_03_B per densità in termini di biomassa, M_06_B.N indica la biomassa individuale, M_09_SdomN che indica la densità, M_13_N ES che individua l'abbondanza delle specie residenti, M_19_S_migr, individua le specie migratrici, M_20_N_migr individua l'abbondanza delle specie migratrici, M9_Ebal_N che indica il bilanciamento delle guild ecologiche, M_64_TBal_B che individua l'indice di bilanciamento trofico.

Tabella 4.8. Varianza delle metriche biotiche spiegata dalle prime 3 componenti

PC	Autovalori	%Variazione	%Variazione cumulativa
1	4.06	40.6	40.6
2	2.49	24.9	65.5

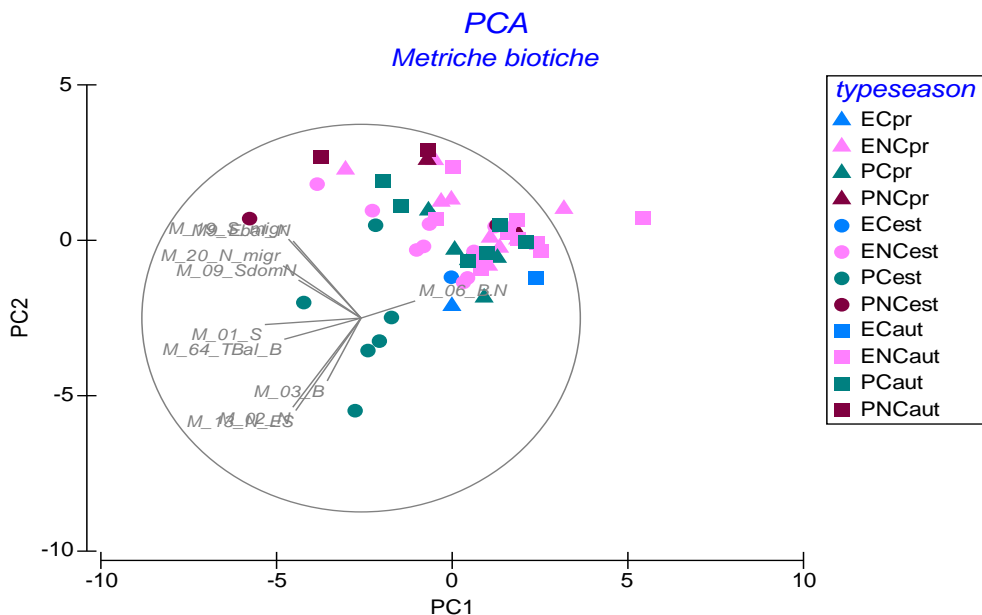


Figura 4.7 Ordinamento ottenuto dalla proiezione degli assi ottenuti dall'Analisi delle Componenti Principali delle metriche biotiche. EC eualino confinato, ENC eualino non confinato, PC polialino confinato, PNC polialino non confinato.

Una volta svolte queste analisi si è eseguita una correlazione tra le metriche biotiche e i dati ambientali e le pressioni antropiche per vedere quali tra le variabili fossero più correlate tra loro.

Nel primo caso, metriche biotiche e dati ambientali, molte metriche sono risultate correlate tra loro, alcune di queste hanno correlazioni talmente alte da essere indistinguibili come ad esempio la densità in termini di abbondanza e l'abbondanza dei residenti, le specie migratrici e l'abbondanza delle specie migratrici, l'abbondanza delle specie migratrici con il bilanciamento delle guild ecologiche. Inoltre è da notare come il numero di specie (D Specie) è correlato a molte altre metriche e si trovi con la densità in termini di abbondanza (D Abb) con valori più elevati in stazioni con più alta torbidità (figura 4.8). Si vedono anche come la dominanza sia molto correlata con la percentuale di sostanza organica nei sedimenti e come invece la salinità sia correlata con l'indice di bilanciamento trofico.

Per quanto riguarda la correlazione tra metriche biotiche e pressioni antropiche si riscontrano molte più pressioni correlate tra loro sia positivamente che negativamente come ad esempio la perdita di zona intertidale (intert) correlata con la clorofilla totale (ChlaTot), l'idrodinamismo (hydro); la pesca correlata con la perdita di

zona intertidale (intert), l'ossigeno disciolto totale (OdTot); la qualità chimica del sedimento (SendChemQ) correlata con idrodinamismo (hydro), acquicoltura totale (AcquaTot); il traffico (traffic) correlata con quasi tutte le altre variabili, la quantità di azoto inorganico disciolto(DIN) correlata con la clorofilla totale (ChlaTot), il fosforo reattivo (RP), l'idrodinamismo (hydro); il fosforo reattivo (RP) correlato con la qualità chimica del sedimento (SendChemQ), traffico (traffic), la clorofilla totale (ChlaTot). Solo alcune però risultano correlate con le metriche biotiche, quelle che si rilevano avere relazioni importanti sono l'acquicoltura in relazione con il numero di specie (D Specie) e la densità in termini di biomassa (D Biom); il traffico correlato con densità in termini di abbondanza (D Abb), abbondanza dei residenti (Abb resid), con le specie migratorie (Specie migr), l'abbondanza delle specie migratorie (Abb migr) e con il bilanciamento delle guild ecologiche (BilanGuildEco) (figura 4.9). Alcune EQS (Standard di Qualità Ambientale), non sono correlate alle altre pressioni ma sembrano essere in relazione con la comunità biotica, altri parametri invece sembrano avere poco effetto sulle metriche biotiche prese in esame.

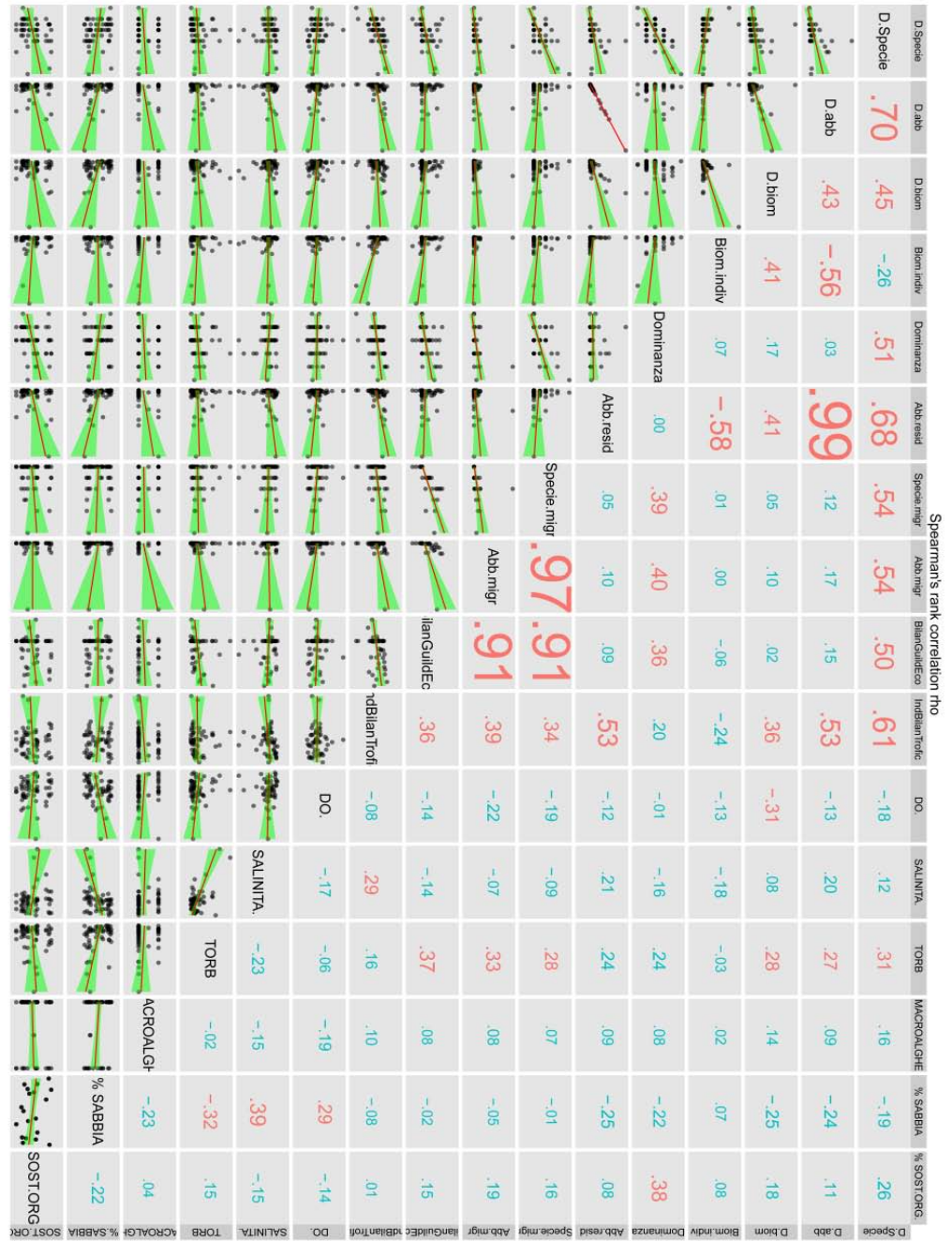


Figura 4.8. matrice di correlazione tra metriche biotiche e variabili ambientali.

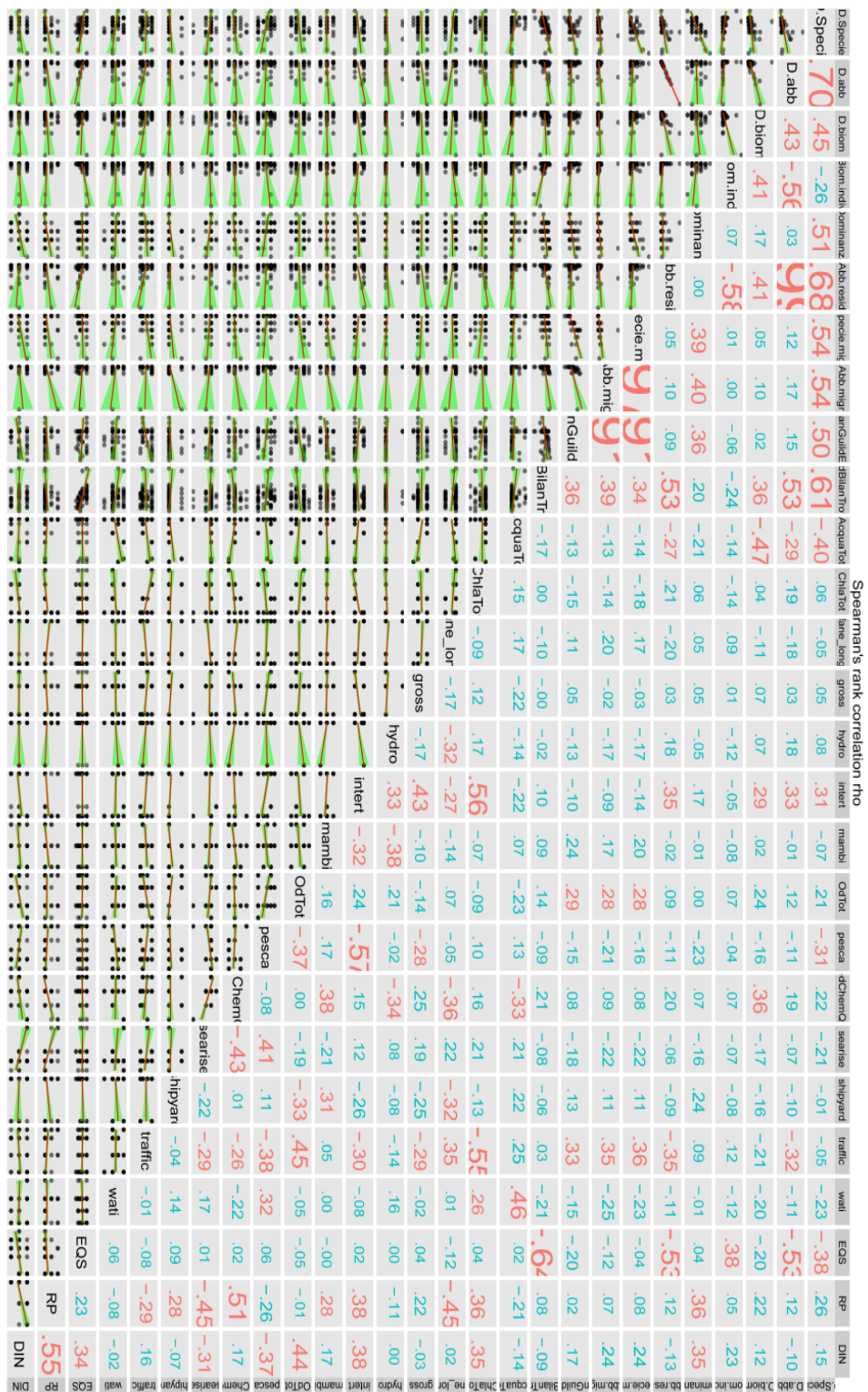


Figura 4.9. Matrice di correlazione tra metriche biotiche e pressioni antropiche.

In seguito, al fine di capire la porzione di informazione contenuta nella matrice biotica attribuibile alle condizioni abiotiche, si è eseguita la Redundancy Analysis RDA, sono state svolte sei analisi RDA differenti, le prime usando le metriche biotiche sintetiche come data set di risposta, in relazione prima con le variabili ambientali, poi con le pressioni antropiche e infine con la pressione di pesca composta dalle variabili di acquicoltura e pesca; le seconde sono state eseguite con gli stessi data set esplorativi ma posto come data set di risposta la densità per specie modificata con la trasformazione di Hellinger. La proporzione di varianza delle metriche sintetiche, spiegata dal data set delle variabili ambientali è di circa il 40% (tabella 4.9), di questa percentuale i due assi presi in considerazione spiegano l' 80%.

Tabella 4.9. Varianza spiegata dall'analisi RDA eseguita tra metriche biotiche sintetiche e variabili ambientali.

Componenti	Varianza	Proporzione
Totale	3.075	1.0000
Vincolata	1.202	0.3908
Non vincolata	1.873	0.6092

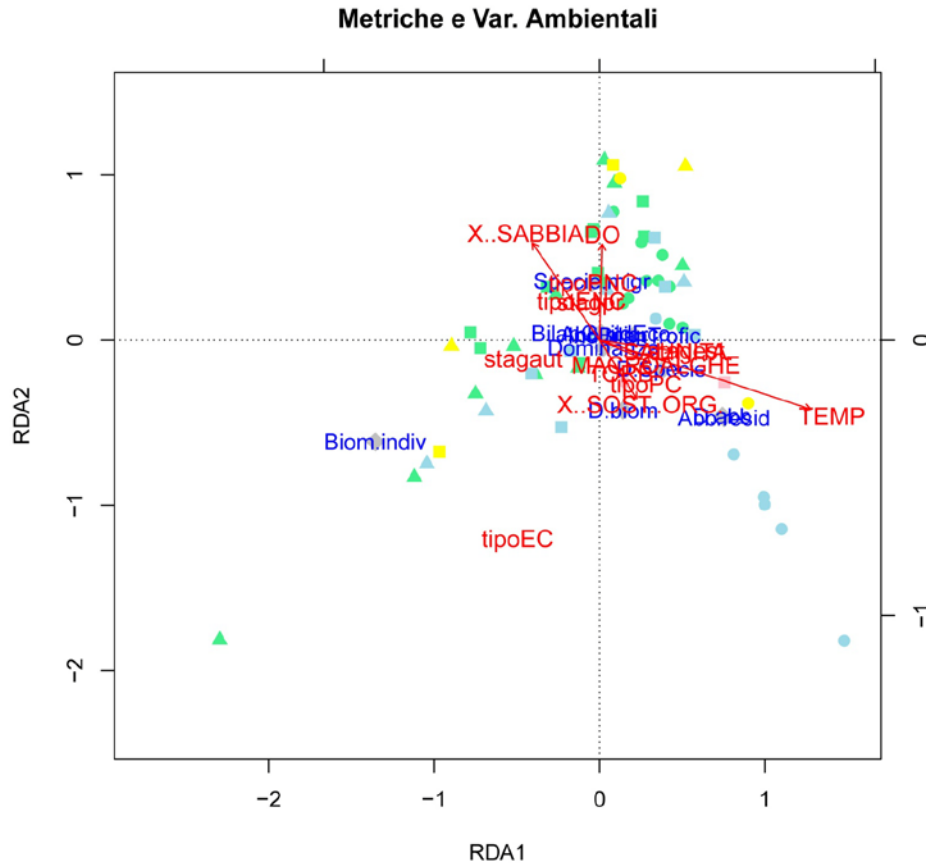


Figura 4.10. Ordinamento ottenuto dalla proiezione dei primi due assi ottenuti dal RDA. Primavera, ○ Estate, Δ Autunno, i colori identificano le tipologie: EC in rosa, ENC in verde, PC in azzurro, PNC in giallo.

Dall'ordinamento (figura 4.10) si può notare come le variabili più rilevanti siano la temperatura sul primo asse e la percentuale di sabbia sul secondo asse, e come la tipologia di eualino confinato si stacchi in modo deciso dalle altre variabili. Inoltre si nota una dispersione dei punti che mostrano un certo grado di separazione tra le stagioni, anche se il fattore stagione non risulta essere il più influente tra le variabili (per questo motivo lo si ritrova vicino al centro). Le variabili abiotiche risultano essere correlate tra loro come è stato riscontrato nella PCA e nella correlazione, inoltre sono influenzate dalla temperatura dalla percentuale di sabbia e dall'ossigeno disciolto; mentre per quanto riguarda la biomassa individuale si stacca dalle altre e dipende dalla tipologia eualino confinato (EC), ciò potrebbe essere causato da un effetto legato a poche stazioni però molto influenti. Interessanti da notare il triangolo verde in basso, che indica la tipologia eualino non confinato in autunno, e il cerchio azzurro in basso, che rappresenta la tipologia polialino confinato in estate che si staccano in modo deciso da tutti gli altri punti.

sedimento) si trovino in basso; la densità in ordine di abbondanza e l'abbondanza dei residenti si trovino in alto e l'azoto inorganico disciolto (DIN) e la perdita di fanerogame (fane-long) siano in basso, inoltre si può notare che traffico e EQS hanno un ruolo importante sulla dispersione delle stazioni lungo il primo asse. Anche qui si può notare come una stazione in polialino confinato in estate si distacchi dalle altre stazioni.

Eseguendo Redundancy Analysis (RDA) anche con le pressioni di pesca, quindi in questo caso includendo solamente due variabili che sono lo sforzo di pesca artigianale e l'acquicoltura si ottiene una proporzione di varianza spiegata da queste variabili dello 0.3 % (tabella 4.11) e ovviamente, i due assi principali spiegano il 100%. Questa percentuale così bassa di varianza deve essere sicuramente attribuita dal fatto che sono state considerate solamente due variabili ma può essere spiegata dal fatto che in questo caso la componente pesca sia relativamente poco rilevante prendendo in considerazione le metriche biotiche sintetiche.

Dall'ordinamento che ne segue (figura 4.12) si evidenzia come ci sia una concentrazione delle metriche sintetiche biologiche al centro e che il primo asse sia spiegato dall'acquicoltura e il secondo dalla pesca. Da notare l'indice della biomassa individuale influenzato più dalla pesca che dall'acquicoltura. Inoltre si può accorgere come le stazioni in polialino non confinato siano poco rappresentate, per quanto riguarda la stagionalità si nota che le stazioni rappresentate sono quasi tutte relative a campionamenti primaverili e autunnali, le stazioni condizionate dalla pesca risultano essere prevalentemente di tipologia eualino non confinato e polialino confinato. Anche per quanto riguarda l'acquicoltura le stazioni condizionate, sono quasi tutte relative a campionamenti estivi e primaverili, e di tipologia eualino non confinato e polialino confinato. Questo può rappresentare una diversificazione della pressione a seconda della stagione; una presenza maggiore di pesca in primavera e autunno, mentre una maggiore rilevanza dell'acquicoltura in estate.

Tabella 4.11. Varianza spiegata dall'analisi RDA eseguita tra metriche biotiche sintetiche e pressione di pesca.

Componenti	Varianza	Proporzione
Totale	3.0746	1.00000
Vincolata	0.1202	0.03908
Non vincolata	2.9544	0.96092

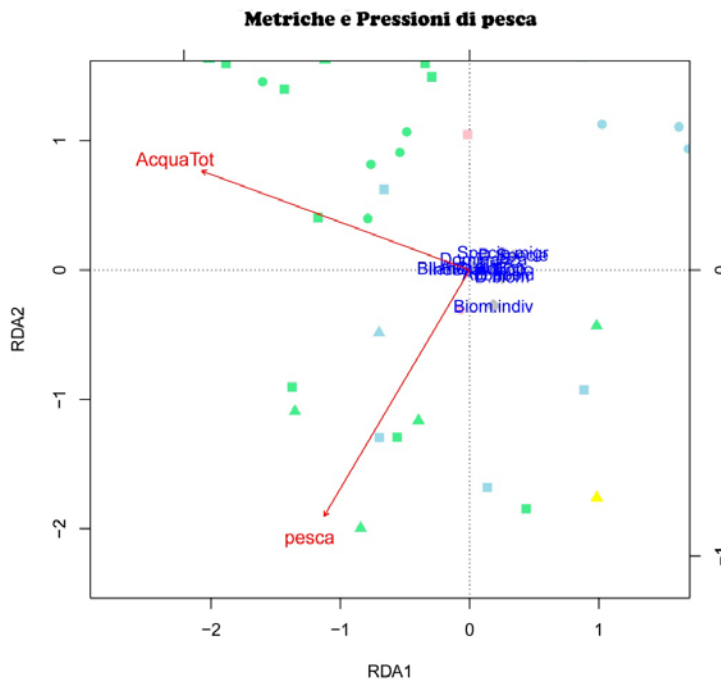


Figura 4.12. Ordinamento ottenuto dalla proiezione dei primi due assi ottenuti dal RDA. □ Primavera, ○ Estate, Δ Autunno, i colori identificano le tipologie: EC in rosa, ENC in verde, PC in azzurro, PNC in giallo.

Quando si usa la matrice della densità specifica invece delle metriche sintetiche per indagare la relazione con le variabili ambientali si può notare che la proporzione di varianza spiegata è del 40% (tabella 4.12) di questa percentuale i due assi di riferimento spiegano il 66%. Quindi, la quantità di variabilità spiegata dalle variabili abiotiche è analoga al caso delle metriche sintetiche, ma la rappresentazione bidimensionale descrive una minore proporzione.

Tabella 4.12. Varianza spiegata dall'analisi RDA eseguita tra abbondanza e variabili ambientali.

Componenti	Varianza	Proporzione
Totale	0.4540	1.0000
Vincolata	0.1988	0.4378
Non vincolata	0.2553	0.5622

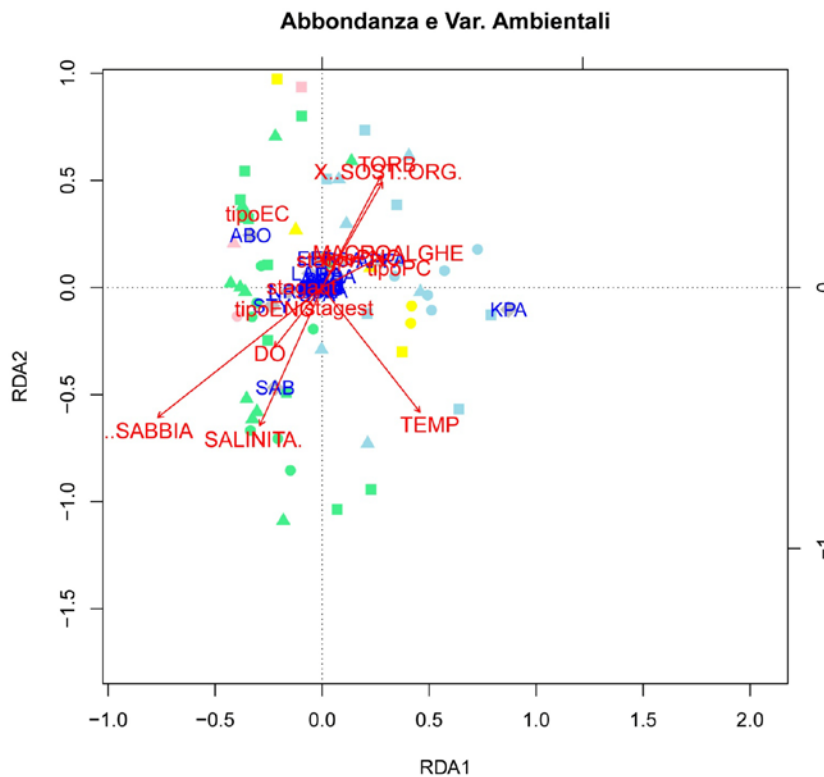


Figura 4.13 Ordinamento ottenuto dalla proiezione dei primi due assi ottenuti dal RDA. □ Primavera, ○ Estate, △ Autunno, i colori identificano le tipologie: EC in rosa, ENC in verde, PC in azzurro, PNC in giallo.

Esaminando la dispersione in figura 4.13 si può osservare come il primo pattern generale sia dato da un gradiente spaziale, si differenziano infatti un' ambiente marino caratterizzato dalla salinità e la percentuale di sabbia e un ambiente di gronda determinato dalla torbidità e la percentuale di sostanza organica; inoltre si nota una evoluzione temporale data dalla temperatura, mentre le stagioni contano poco. Si evidenzia anche come determinate specie siano associate da diversi insiemi di variabili esplicative infatti ad esempio la specie *Knipowitschia panizzae* (KPA) è influenzata dalla temperatura e da un ambiente di gronda; mentre la specie

Syngnathus abaster (SAB) è influenzata da salinità e dalla percentuale di sabbia, quindi un ambiente più marino, questo ci dà conferma delle preferenze ecologiche della specie; in ultimo, un'altra specie che si evidenzia e si stacca dalle altre, posizionate nel centro, è *Atherina boyeri* (ABO) infatti si può notare come questa sia associata alla tipologia eualino confinato (EC) determinando una elevata abbondanza in questo ambiente, ciò potrebbe spiegare anche quanto si è riscontrato nelle metriche sintetiche. La maggior parte delle altre specie sono troppo ravvicinate e lontane dagli estremi. Esse mostrano per lo più brevi proiezioni, ciò indica che sono presenti nella maggior parte delle stazioni, o in relazione a condizioni ecologiche intermedie. Inoltre possiamo notare come le stazioni rappresentino in maniera omogenea tutte le stazioni e le tipologie di habitat e anche le campagne. Sembrano più abbondanti le stazioni in ambiente eualino non confinato (verde).

L'analisi delle ridondanze dell'abbondanza di specie in relazione alle pressioni antropiche spiega il 40% (tabella 4.13) di questa percentuale i due assi di riferimento spiegano anche in questo caso il 66%. Anche in questo caso si riscontrano però risultati analoghi a quella delle variabili ambientali per quanto riguarda la proporzione della componente totale e la varianza totale.

Dall'ordinamento che ne segue si può notare un pattern generale dato anche in questo caso dal gradiente spaziale infatti si diversifica un ambiente caratterizzato dalla quantità di azoto disciolto dal fosforo reattivo che potrebbero indicarci una zona di gronda con apporti fluviali e quindi una maggiore concentrazione di questi elementi, e un ambiente più marinizzato; inoltre le variabili più importanti, clorofilla e perdita zona intertidale, hanno poche specie associate diversamente da come si è visto dal grafico in figura 4.14 dove erano meno caratterizzanti ma sembravano avere più variabili associate. A differenza dall'orientamento in figura 4.13 si notano diverse specie correlate con le differenti variabili tra queste riconosciamo la specie *Pomatoschistus marmoratus* (PMA) che ricade tra le variabili traffic e mambi, la specie *Aphanius fasciatus* (APFA) influenzata negativamente dalla qualità chimica dei sedimenti, clorofilla totale e perdita di zona intertidale, nello stesso quadrante si nota la specie *Knipowitschia panizzae* (KPA) discostata in modo particolare dalle altre specie; inoltre si nota una posizione differente della specie *Atherina boyeri* (ABO) ma con una stessa direzione questo può essere dato da una forte influenza dell'ambiente

eualino confinato. La maggior parte delle altre specie sono troppo ravvicinate e lontane dagli estremi mostrando per lo più brevi proiezioni.

Tabella 4.13. Varianza spiegata dall'analisi RDA eseguita tra abbondanza e pressioni antropiche.

Componenti	Varianza	Proporzione
Totale	0.4540	1.0000
Vincolata	0.1895	0.4174
Non vincolata	0.2645	0.5826

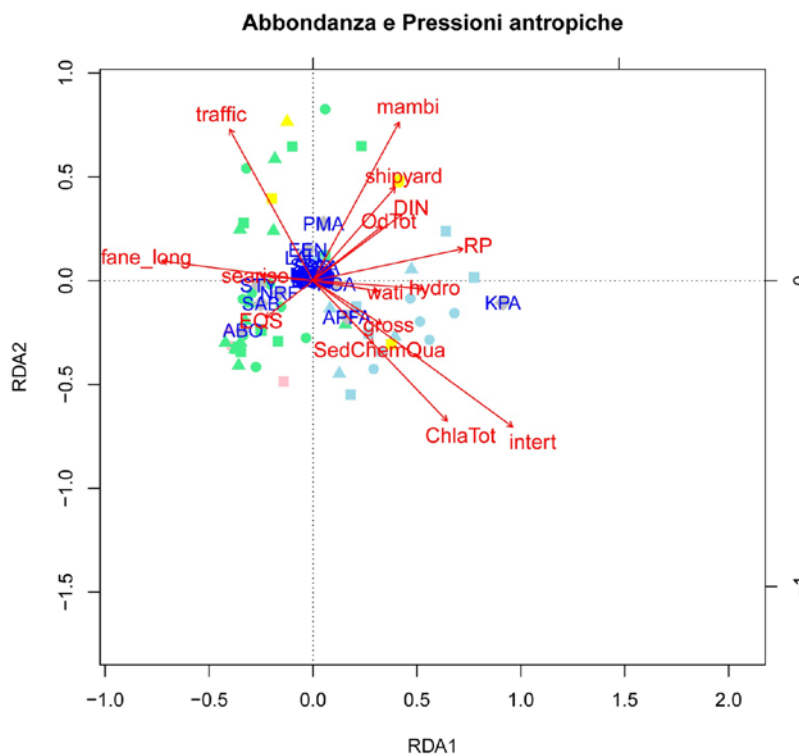


Figura 4.14 Ordinamento ottenuto dalla proiezione dei primi due assi ottenuti dal RDA. □ Primavera, ○ Estate, Δ Autunno, i colori identificano le tipologie: EC in rosa, ENC in verde, PC in azzurro, PNC in giallo.

Analizzando l'RDA costruita mettendo in relazione le abbondanze e la pressione di pesca, si può notare che la proporzione di varianza spiegata è dello 0.2% (tabella 4.14) di questa percentuale, i primi due assi di riferimento spiegano anche in questo caso come per le metriche il 100%. Anche considerando l'abbondanza questa percentuale risulta bassa. Il grafico in figura 4.15 conferma questi risultati infatti si nota come anche per quanto riguarda l'abbondanza specifica, si ha una concentrazione delle

specie al centro e che il primo asse sia spiegato dalla pressione di pesca e il secondo dall'acquicoltura. Si nota inoltre, come nel caso delle metriche sintetiche con la biomassa individuale, una specie che si distingue appena dalle altre *Atherina boyeri* (ABO), a differenza dalla dispersione con le metriche sintetiche si notano un numero inferiore di stazioni ma che ricadono prevalentemente in ambiente eualino non confinato e diversamente dal precedente si notano più stazioni campionate in ambiente polialino non confinato (giallo) anche in questo caso per quanto riguarda la stagionalità si nota che le stazioni rappresentate sono quasi tutte relative a campionamenti primaverili e autunnali, le stazioni condizionate positivamente dalla pesca risultano ricadere in modo più dispersivo lungo la variabile mentre per quanto riguarda l'acquicoltura si osserva una concentrazione di stazioni condizionate negativamente da questa variabile.

Tabella 4.14. Varianza spiegata dall'analisi RDA eseguita tra abbondanza e pressione di pesca.

Componenti	Varianza	Proporzione
Totale	0.4540	1.0000
Vincolata	0.01321	0.0291
Non vincolata	0.44083	0.9709

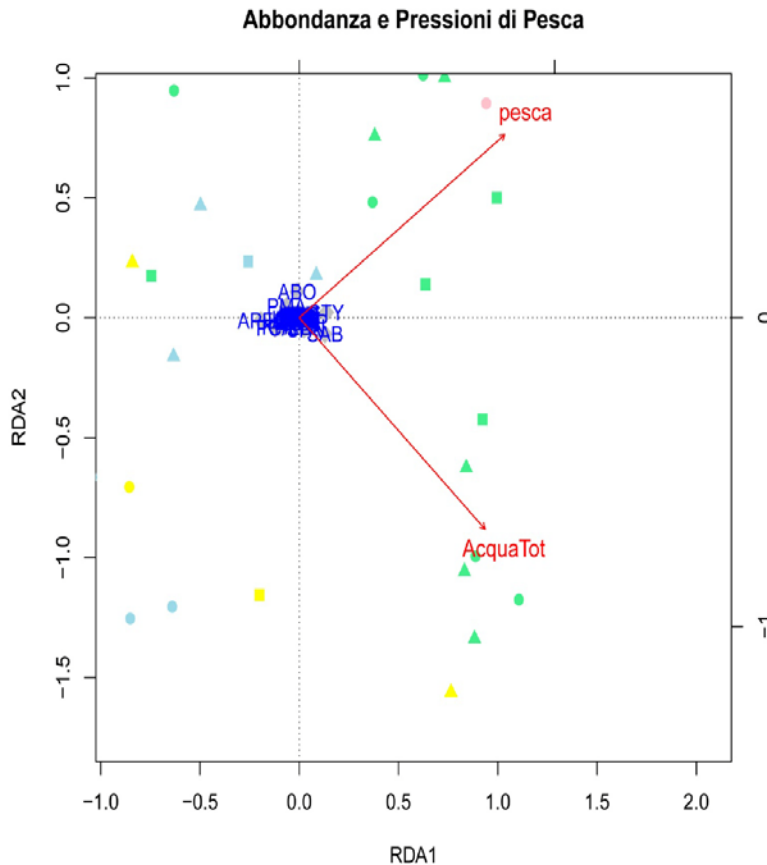


Figura 4.15 Ordinamento ottenuto dalla proiezione dei primi due assi ottenuti dal RDA. □ Primavera, ○ Estate, Δ Autunno, i colori identificano le tipologie: EC in rosa, ENC in verde, PC in azzurro, PNC in giallo.

Analizzando e confrontando i diagrammi che rappresentano la ripartizione in figura 4.16 e 4.17 si può evidenziare che, in primo luogo essi rappresentano le intersezioni tra le variabili quali sforzo di pesca, pressioni antropiche generali e variabili ambientali e indicano le percentuali che spiegano la loro influenza sulla matrice di abbondanza specifica in figura 4.16 e sulle metriche sintetiche in figura 4.17. Nel complesso questi diagrammi spiegano, il primo il 32% con residuali non spiegati del 68% e il secondo il 18% con i residuali non spiegati dell'82%.

Nel diagramma in figura 4.16 si può notare il diverso ruolo delle componenti, per esempio le variabili ambientali spiegano il 10% dell'abbondanza, le pressioni antropiche lo 0.6% e la pesca non ha una percentuale rilevante; di questo 10% delle variabili ambientali, le porzioni di informazione spiegate da più componenti sono quelle date dallo 0.2% della pesca e il 16% delle pressioni antropiche di cui le porzioni

di informazione spiegate da più componenti sono quelle date dal 16% delle variabili ambientali. In questo caso il ruolo dello sforzo di pesca e dell'acquicoltura è minimo se non quasi nullo ciò rispecchia le porzioni di varianza spiegate dall' RDA eseguito con queste variabili.

Figura 4.16. Partizione della varianza spiegata dalle diverse matrici considerate in questo studio in relazione alle metriche biotiche sintetiche

Nel diagramma in figura 4.17 invece anche se la ripartizione spiegata ha un valore minore si nota un diverso ruolo delle componenti, per esempio le pressioni antropiche spiegano lo 0.3% delle metriche sintetiche; di questo 0.3% delle pressioni antropiche, le porzioni di informazione spiegate da più componenti sono quelle date dallo 0.3% della pesca e il 19% delle variabili ambientali di cui le porzioni di informazione spiegate da più componenti sono quelle date dallo 0.2% della pesca, che diversamente da prima il suo ruolo è relativamente più importante in quanto ha più valori di intersezione con le altre variabili.

Figura 4.17. Partizione della varianza spiegata dalle diverse matrici considerate in questo studio in relazione alle abbondanze specifiche.

5. Discussione

Come indicato dalla Direttiva Acque (WFD 2000/60/CE), lo stato ecologico è espresso come Rapporto di Qualità Ecologico ottenuto dal confronto fra lo stato attuale, visto attraverso l'uso di indicatori e uno stato paragonabile ad una condizione pristina, considerata come riferimento (WFD 2000/60/CE). La grossa innovazione introdotta da questa normativa, consiste nel dare più rilievo a quelle che sono le componenti biologiche dell'ecosistema, piuttosto che considerare esclusivamente il degrado chimico-fisico dei sistemi acquatici. L'attenzione verso le componenti biotiche si manifesta nella direttiva, attraverso la richiesta di valutazione dello stato ecologico e della qualità dei corpi idrici superficiali, basata direttamente sulla quantificazione dello stato di alcune componenti biotiche. Tra le componenti (Elementi di Qualità Biologica) da monitorare nelle acque di transizione è stata inclusa dal legislatore la fauna ittica. L'uso della fauna ittica per la valutazione degli ecosistemi acquatici di transizione è molto vantaggioso (Karr & Chu, 1997; Roset, *et al.*, 2007) in quanto è molto sensibile alle variazioni delle condizioni ambientali e degrado della qualità ambientale, causate anche dalle forzanti antropiche. Inoltre, dal momento che le

comunità ittiche comprendono molte guild funzionali e trofiche diverse (Elliott, *et al.*, 2007; Franco, *et al.*, 2008a), la valutazione dello stato ecologico effettuato attraverso l'analisi della fauna ittica, permette di tenere in considerazione diverse tipologie di pressioni antropogeniche.

Il presente lavoro di tesi si inserisce nella tematica di ricerca volta ad approfondire le risposte della comunità ittica alle forzanti antropogeniche, e in particolare si è cercato di capire come e quanto, le variabili ambientali le pressioni antropiche e in particolar modo la pressione di pesca incidessero sulla composizione della fauna ittica in laguna di Venezia. Per raggiungere questo obiettivo sono state condotte analisi univariate e multivariate sulle matrici abiotiche e sui dati del popolamento ittico raccolti nelle campagne di campionamento, considerando come descrittori, non solo l'abbondanza delle specie, ma anche alcune metriche sintetiche, selezionate tra quelle comunemente adoperate per descrivere lo stato ecologico delle acque di transizione (Perez- Dominguez *et al.*, 2012) in modo da analizzare la comunità ittica in maniera confrontabile ai metodi previsti dalla WFD.

Avendo come obiettivo quello di valutare il contributo della variabilità naturale e di origine antropica delle condizioni abiotiche nell'influenzare la fauna ittica, era fondamentale verificare che le stazioni selezionate riuscissero a coprire una porzione significativa di questa variabilità. Anche nella valutazione dello stato ecologico è ormai ampiamente documentata la necessità di sviluppare e testare i metodi applicati esaminandone le risposte lungo un gradiente di pressione (si veda ad es.: Borja *et al.*, 2011). Ovviamente, non sarebbe stato ragionevole supporre di registrare l'intero range di variazione delle diverse variabili, per cui sarebbe necessario un campionamento più esteso, con un maggior numero di stazioni e repliche nel tempo. Tuttavia, i principali gradienti spaziali, e per quanto possibile temporali, delle variabili ambientali e delle pressioni sembrano rappresentati in maniera adeguata rispetto alle conoscenze pregresse per la laguna di Venezia (Solidoro *et al.*, 2004; Franco *et al.*, 2010). I confronti univariati mostrano come i principali parametri chimico-fisici varino lungo un gradiente mare-gronda, anche se il segnale non è sempre così forte nelle stagioni considerate. Infatti solamente la salinità mostra differenze significative tra le stazioni, ordinate secondo il livello di confinamento. Potrebbero, però, essere altre variabili, magari indirettamente legate alla salinità, più importanti per l'ittiofauna. Ad

esempio, la torbidità sembra, pur essendo correlata con la salinità, sembra essere maggiormente legata alle risposte dei pesci (si veda analisi delle correlazioni). Per le pressioni antropiche la situazione sembra essere più complessa. Infatti, sebbene la variabilità temporale, per effetto anche del sistema di definizione delle pressioni, sembra essere non particolarmente rilevante, le differenze nello spazio sono complesse ed è più difficile descrivere un pattern generale. Questo significa che, nonostante siano presenti molte pressioni con valori significativamente diverse tra le tipologie di corpo d'acqua, non si può generalizzare affermando che le aree confinate sono più o meno impattate di quelle a stretta influenza marina. Infatti, alcuni indicatori di pressione, ad esempio quelli riconducibili allo stato trofico del sistema, mostrano un livello di pressione più elevato per i corpi d'acqua polialini, mentre altre, come l'impatto legato alla perdita di fanerogame, per i corpi d'acqua eualini. Per altri indicatori, come la variazione batimetrica, invece, la pressione risulta più elevata in corpi d'acqua eualini e polialini non confinati. Questo quadro è confermato anche dalle analisi di ordinamento (PCA), in cui si nota una polarizzazione forte delle variabili ambientali sui primi due assi, che possono essere facilmente assimilabili a gradienti spaziali (il primo) e temporali (il secondo). Al contrario, per le pressioni, non si evidenzia una forte aggregazione tra gruppi di variabili lungo gli assi della rappresentazione, anche se molte delle variabili sono in realtà correlate tra di loro (figura 4.9). Nonostante questo, l'ordinamento delle stazioni risultante sembra evidenziare una separazione tra le stazioni polialine e quelle eualine.

L'utilizzo di metriche sintetiche per la descrizione della comunità, evidenzia la presenza di molte differenze tra le diverse zone della laguna, in un quadro piuttosto complesso, sicuramente non facilmente riconducibile ad una differenza continua dal mare verso la gronda. Nell'ordinamento ottenuto tramite l'analisi PCA, infatti, si evidenzia un'aggregazione delle variabili in gruppi a forte correlazione intergruppo, ma che risulta in una distribuzione delle stazioni non spiegabile attraverso la tipologia di corpo d'acqua. È interessante che la variabile più importante sul primo asse, la biomassa media individuale, contiene sicuramente una componente temporale, dato che determina la separazione piuttosto netta delle stazioni campionate d'estate, probabilmente in relazione alla variazione media degli individui delle specie più influenti, che reclutano in tarda primavera-inizio estate.

Mettendo in relazione le caratteristiche della comunità ittica con le variabili ambientali, attraverso l'analisi RDA, si ottiene un quadro riconducibile a quello precedentemente spiegato da Franco et al. (2006). Si nota infatti come in entrambi i casi le variabili più significative risultino essere la temperatura, la percentuale di sabbia e l'ossigeno disciolto. Mentre eseguendo lo stesso tipo di analisi usando come matrice esplicativa quella delle pressioni si riesce ad ottenere delle importanti indicazioni sull'influenza delle attività antropiche infatti si osserva come le variabili più influenti in entrambi i casi siano il traffico e la perdita di zona intertidale. Ma è nell'analisi delle relazioni con la pesca e nell'analisi della sovrapposizione delle diverse matrici esplicative che emergono i risultati più interessanti:

a) La pesca sembra avere un ruolo del tutto secondario nell'influenzare i popolamenti ittici della laguna di Venezia. Questo può essere in parte attribuito alle limitazioni delle informazioni utilizzate (ad esempio la pressione di pesca è stata considerata fissa nel tempo), legata alla disponibilità dei dati. Inoltre, la ridotta proporzione di varianza spiegata può essere giustificata anche con un fattore di scala: considerare solamente due variabili di pesca e confrontarle con le undici altre variabili di pressione, porta facilmente ad un'attribuzione di un peso inferiore alla pesca, viste le tecniche utilizzate. Tuttavia, deve essere evidenziato che nessuna specie campionata sembra rispondere alle pressioni di pesca. Nonostante le catture effettuate con la sciabica da pesce novello siano dominate da specie di scarso o nullo interesse per la pesca, neanche le specie soggetto a sfruttamento alieutico da parte della pesca artigianale (ad es. il latterino, *Atherina boyeri*), sembrano risentire di diversi livelli della pressione di pesca.

Si è già detto che la pesca e l'acquacoltura estensiva sono state in passato tra le attività che hanno contribuito alla conservazione di molte lagune (Ardizzone *et al.*, 1988; Cataudella *et al.*, 2001), ad esempio mantenendo un corretto funzionamento idraulico e un'adeguata connettività con il mare (Perez-Ruzafa e Marcos., 2012). Sebbene questo non sia necessariamente il caso della laguna di Venezia, dove alcune delle pratiche di sfruttamento delle risorse non può sicuramente essere considerato sostenibile (Libralato *et al.*, 2002; Pranovi *et al.*, 2003; 2006), sembra ragionevole concludere che la pesca (in senso lato) contribuisca in maniera minoritaria alle pressioni antropiche che agiscono sull'ittiofauna.

b) Risulta evidente che il contributo delle diverse componenti prese in esame in questo studio nello spiegare la struttura del popolamento ittico risulta ampiamente sovrapposto, ed è difficile discriminare con precisione la relazione con le diverse pressioni. Nel caso delle abbondanze specifiche il ruolo della variabilità naturale sembra essere centrale nell'influenzare il popolamento ittico, mascherando in larga parte gli altri effetti. L'uso delle metriche che sintetizzano alcune caratteristiche della comunità, sembra essere più efficace nell'identificare il ruolo delle pressioni antropiche. Questa informazione è sicuramente incoraggiante, visto la tendenza nella comunità scientifica di proporre strumenti di valutazione dello stato ecologico basati sull'uso di metriche sintetiche (si veda ad esempio Franco et al. 2009, Drouineau et al., 2011; Perez-Ruzafa et al., 2012). Tuttavia, dalle analisi condotte, è evidente che, sebbene sia utile per focalizzare il ruolo delle pressioni, comunque questo approccio porta ad una perdita di informazione, come evidenziato dalla riduzione della varianza spiegata dai diversi modelli. Per questo motivo, quindi si potrebbe suggerire di integrare le valutazioni dello stato ecologico basate su indici multimetrici, anche con analisi multivariate che tengano presente il ruolo di tutte le specie. Probabilmente, l'approccio basato su matrici di similarità o dissimilarità (*distance-based methods*, *sensu* Warton et al., 2012) risulta il più immediato, a dispetto delle limitazioni recentemente evidenziate (Warton et al., 2012; Wang et al., 2012), e sicuramente adeguato per un'analisi di tipo esplorativo.

Un'ulteriore indicazione che emerge dalla dipendenza della comunità nei confronti dei gradienti spazio-temporali delle variabili abiotiche e dalla larga sovrapposizione delle variabili abiotiche e le pressioni antropiche nell'influenzare i popolamenti ittici, è quella che è necessario tenere in considerazione in maniera adeguata anche nella valutazione delle pressioni antropiche della variabilità temporale. Rispetto all'approccio proposto in questo lavoro di tesi, quindi, in un'eventuale proseguimento di questa ricerca, potrebbe essere opportuno aumentare la risoluzione temporale.

6. Conclusioni

Le principali conclusioni che possono essere tratte dai risultati presentati sono:

- che esiste una larga sovrapposizione tra pressioni antropiche e la variabilità naturale delle condizioni chimico-fisiche della laguna di Venezia nell'influenzare il popolamento ittico, e che quindi è opportuno non considerarle mai in maniera disgiunta. Conseguentemente la valutazione e interpretazione dello stato ecologico deve essere effettuata tenendo conto della tipologia di corpo d'acqua, date le notevoli differenze tra tipologie in termini di caratteristiche chimico-fisiche e pressioni antropiche.
- Nonostante gli impatti registrati su altri comparti dell'ecosistema in relazione allo sfruttamento delle risorse alieutiche in laguna di Venezia (Libralato et al., 2002; Pranovi et al., 2006), la pesca sembra avere scarsa influenza sulla composizione e le caratteristiche del popolamento ittico campionato con la sciabica da pesce novello.
- L'utilizzo di metriche sintetiche per la descrizione delle principali caratteristiche della fauna ittica porta ad una rappresentazione semplificata (perdita di informazioni), che sembra, però, più facilmente interpretabile in termini di risposta alle pressioni antropiche. L'utilizzo di questo approccio, accompagnato a tecniche di analisi di comunità, può contribuire alla conoscenza dei meccanismi che legano le pressioni agli impatti sui popolamenti ittici.

7. Bibliografia

- Apitz S.E., Barbanti A., Bernstein A.G., Bocci M., Delaney E., Montobbio L., 2007. *The Assessment of Sediment Screening Risk in Venice Lagoon and Other Coastal Areas Using International Sediment Quality Guidelines*. *J Soils Sediments* 7 (5) 326 – 341.
- Ardizzone G.D, Cataudella S., Rossi R. 1988. Management of Coastal Lagoon Fisheries and Aquaculture in Italy. FAO Fisheries Technical Paper 293. —103pp
- Arias A., and Drake P., 1990. Estados juveniles de la ictiofauna en las caños de las salinas de la bahia de Cadiz. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucia. CSIC.
- ARPAV- ISMAR 2010. Studio sulla dispersione di sostanze tossiche nella laguna di Venezia.
- ARPAV, 2011. Decreto Legislativo N. 152/2006 del 3 aprile 2006, Norme in materia ambientale. Allegato 1 – Proposta dettagliata di intervento. Piano di monitoraggio dei corpi idrici della laguna di Venezia finalizzato alla definizione dello stato ecologico, ai sensi della direttiva 2000/60/CE. pp. 38.
- Aubry A., Elliott M., 2006. The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: Application to the Humber Estuary, UK. *Marine Pollution Bulletin* 53 175–185.
- Beck M.W., Heck J. K., Able K., Childers D., Eggleston D., Gillanders B. M., Halpern B., Hays C., Hoshino K., Minello T., Orth R., Sheridan P., Weinstein M., 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience* 51:633–641.
- Blaber S. J. M., Cyrus D. P., Albaret J. J., Chong V. C., Day J. W., Elliot M., Fonseca M. S., Hoss D. E., Orensanz J., Potter I.C., Silvert W., 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57: 590-602.
- Borja, A., Barbone, E., Basset, A., Borgersen, G., Brkljacic, M., Elliott, M., Garmendia, J. M., et al. (2011). Response of single benthic metrics and multi-metric methods to anthropogenic pressure gradients, in five distinct European coastal and transitional ecosystems. *Marine pollution bulletin*, 62(3), 499–513.
- Borcard D., Gillet F., Legendre P., 2011. Numerical Ecology with R. p. 301

- Boesch D. F., Turner, R. E., 1984. Dependence of fishery species on salt marshes: the role of food and refuge. *Estuaries* 7:460-468.
- Carbognin L., Teatini P., Tomasin A., Tosi L., 2009. Global change and relative sea level rise at Venice: what impact in term of flooding. *Clim Dyn* 35:1039–1047.
- Cataudella S., Bronzi P., 2001. Verso l'acquacoltura biologica un programma UNIPROM al servizio dei consumatori e dei produttori. Consorzio UNIPROM, Roma.
- Clarke K. R., Gorley R. N. ,2006. PRIMER v6: user manual/ Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- D'Alpaos L., 2010. Fatti e misfatti di idraulica lagunare. La laguna di Venezia dalla diversione dei fiumi alle nuove opere delle bocche di porto. Istituto Veneto di Scienze Lettere ed Arti.
- Drouineau H., Lobry J., Delpech C., Bouchoucha M., Mahévas S., Courrat A., Pasquaud S., et al., 2011. Development of a multimetric fish based index of ecological quality: a relevant statistical method to combine objectively core metrics. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 1–33.
- Elliott M., O'Reilly M. G., Taylor C. J. L.,1990. The Forth estuary: a nursery and overwintering area for North Sea fishes *Hydrobiologia* 195: 89-103.
- Elliott M., Hemingway, K. L., 2002. *Fishes in Estuaries*. Blackwell Science, Oxford.
- Fisher W., Bauchot W. M., and Schneider M., 1987. Fiches FAO d'identification pour les besoins de la pêche révision 1. Méditerranée et mer Noire. FAO, Rome.
- Franco A., Franzoi P., Malavasi S., Riccato F., Torricelli P., Mainardi D., 2006. Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 66: 67-83.
- Franco A., Elliott M., Franzoi P., Torricelli P. (2008). Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series*, 354: 219-228.
- Franco A., Franzoi P., Torricelli P., 2008. Structure and functioning of Mediterranean lagoon fish assemblages: A key for the identification of water body types. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 79: 549-558.

- Franco A., Torricelli P., Franzoi P., 2009. A habitat-specific fish-based approach to assess the ecological status of Mediterranean coastal lagoons marine Pollution Bulletin 58 : 1704-1717.
- Franco A., Riccato F., Torricelli P., Franzoi P., 2010. Fish assemblage response to environmental pressure in the Venice lagoon. Transitional Waters Bullettine 3 (1): 29-44.
- Franzoi P., Trisolini R., Carrieri A., Rossi R. ,1989. Caratteristiche ecologiche del popolamento ittico ripario della sacca di Scardovari (Delta de Po). Nova Thalassia 10:399–405.
- Franzoi P., Franco A., Torricelli P., 2010. Fish assemblage diversity and dynamics in the Venice lagoon. Rendiconti Lincei, 21 (3): 269-281.
- Gandolfi G., Zerunian S., Torricelli P., Marconato A., 1991. I pesci delle acque interne italiane. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato.
- Guerzoni S., Tagliapietra D., 2006. Atlante della Laguna. Venezia tra terra e mare. Marsilio Editore, Venezia.
- Jordan SJ, Vaas PA, 2000. An index of ecosystem integrity for Northern Chesapeake Bay. Environmental Science & Policy 3, 59-88.
- Karr J. R., Chu E. W., 1997. Biological Monitoring and Assessment: Using Multimetric Indexes Effectively. University of Washington, Seattle, Washington, 1–155.
- Libralato S., Pastres R., Pranovi F., Raicevich S., Granzotto A., Giovanardi O., Torricelli P., 2002. Comparison between the energy flow networks of two habitats in the Venice Lagoon. Marine Ecology PSZN, 23: 228-236.
- Lo Bianco S.,1969. Eggs, Larvae and Juvenile Stages of Teleostei: (Uova, Larvae E Stadi Giovanili Di Teleostei) Israel Program for Scientific Translations.
- Losso C., Arizzi Novelli A., De Salvado D., Ghetti P. F., Volpi Ghirardini A., 2010. Integration of biological responses from a suite of bioassays for the Venice Lagoon (Italy) through sediment toxicity index - Part A: Development and comparison of two methodological approaches. Environmental Pollution 158: 3655-3662.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA – DAIS-Unive, 2011. Studio B.12.3/V. La funzionalità dell'ambiente lagunare attraverso rilievi delle risorse alieutiche, dell'avifauna e dell'ittiofauna. Relazione Finale. Prodotto dal Concessionario,

Consorzio Venezia Nuova. MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA – SAMA, 2008. Rete di Stazioni Automatiche di Monitoraggio delle Acque.

- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA - Selc, 2005. Attività di monitoraggio ambientale della laguna di Venezia MELa 2 - Rilievo delle fanerogame marine in Laguna di Venezia con taratura di un sistema di telerilevamento e completamento delle conoscenze sulle macroalghe - Resocontazione finale della distribuzione della vegetazione acquatica sommersa (fanerogame marine e macroalghe) in Laguna di Venezia (2002-2003-2004). Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA - Technital, 2002. Studio C.2.4 - Studio degli effetti della navigazione interna sulla morfologia lagunare. Rapporto Finale - modello di traffico. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA - Technital, 2002. Studio C.2.4 - Studio degli effetti della navigazione interna sulla morfologia lagunare. Rapporto Finale - modello di traffico. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA – Thetis, 2004. Attività di monitoraggio ambientale della laguna di Venezia MELa 1. Primo stralcio triennale (2000-2003). Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA – Thetis, 2005. Attività di monitoraggio ambientale della laguna di Venezia MELa 3. Prosecuzione delle attività di monitoraggio della qualità delle acque lagunari e loro integrazione con le attività di monitoraggio e controllo condotte dalla Sezione Antinquinamento del Magistrato alle Acque. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA – Thetis, 2006. Attività di monitoraggio ambientale della laguna di Venezia MELa 4. Monitoraggio di mantenimento delle conoscenze sullo stato delle acque e del macrobenthos. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA, 1991. Studio A.3.16/I - Composizione delle comunità biologiche – I fase - Rilievi sui popolamenti delle barene ed aree circostanti e sulla vegetazione dei bassifondi. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- McHugh J. L., 1967. Estuarine nekton. Estuaries 83. Amer. Assoc. Adv. Sci. Spec. Publ., Washington, DC : 581-619.

- McLusky D. S., Elliott M., 2004. The estuarine ecosystem: ecology, threats and management, 3rd edn. Oxford University Press, Oxford.
- Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Decreto n. 260, 8 novembre 2010. Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell’articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo. Allegato V, 2000 Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000.
- Molinaroli, E., Guerzoni, S., Sarretta, A., Masiol, M., & Pistolato, M. (2009). Thirty-year changes (1970 to 2000) in bathymetry and sediment texture recorded in the Lagoon of Venice sub-basins, Italy. *Marine Geology*, 258(1-4), 115–125.
- Pérez-Domínguez R., Maci S., Courrat A., Lepage M., Borja A., Uriarte A., Neto J. M., Cabral H., St.Raykov V., Franco A., Alvarez M. C., Elliott M., 2012. Current developments on fish-based indices to assess ecological-quality status of estuaries and lagoons. *Ecological Indicators*: 23, 34-45.
- Perez-Ruzafa, 2012. Fisheries in coastal lagoons: An assumed but poorly researched aspect of the ecology and functioning of coastal lagoons. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 110: 15-31.
- Pranovi F., Libralato S., Raicevich S., Granzotto A., Pastres R., Giovanardi O., 2003. Mechanical clam dredging in Venice Lagoon: ecosystem effects evaluated with a trophic mass-balance model. *Marine Biology*, 143: 393-403.
- Pranovi F., Da Ponte F., Raicevich S., Giovanardi O., 2004. A synoptic-multidisciplinary study of the immediate effects of mechanical clam-harvesting in the Venice Lagoon. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 43–52.
- Pranovi F., Franceschini G., Casale M., Zucchetto M., Torricelli P., Giovanardi O., 2006. An Ecological Imbalance Induced by a Non-Native Species: The Manila Clam in the Venice Lagoon. *Biological Invasions*. 00, 15.
- Provincia di Venezia, 2000. Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della provincia di Venezia. Sannioprint, Benevento, 102 pp.
- Provincia di Venezia, 2009. Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune di Venezia e Caorle. A cura di Torricelli P., Boatto V., Franzoi P., Pellizzato P., Silvestri S., ed Arti Grafiche Zotelli, Dosson di Casier, TV, 203 pp.

- Regione Veneto, CORILA- DAIS- Unive 2012. Piano di monitoraggio dei corpi idrici della laguna di Venezia finalizzato alla definizione dello stato ecologico, ai sensi della Direttiva 2000/60/CE, Linea 3: monitoraggio dell'elemento di qualità biologica "Fauna ittica", Il relazione.
- Regione Veneto, CORILA- DAIS- Unive 2012. Piano di monitoraggio dei corpi idrici della laguna di Venezia finalizzato alla definizione dello stato ecologico, ai sensi della Direttiva 2000/60/CE, Linea 3: monitoraggio dell'elemento di qualità biologica "Fauna ittica", correlazioni tra le alterazioni dello stato ecologico e le pressioni gravanti sui corpi idrici lagunari, finalizzata ad una prima validazione dello stato di rischio riportato nel piano gestione.
- Roset N., Grenouillet G., Goffaux D., Pont D., Kestemont P., 2007. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology*; 14, 393–405.
- Russell, F.S., 1976. *The Eggs and Planktonic Stages of British Marine Fishes*. Academic Press, London.
- Sarretta, a., Pillon, S., Molinaroli, E., Guerzoni, S., & Fontolan, G. (2010). Sediment budget in the Lagoon of Venice, Italy. *Continental Shelf Research*, 30(8), 934–949.
- Sarretta A., Pillon S., Molinaroli E., Guerzoni S., Fontolan G., 2010. Sediment budget in the Lagoon of Venice, Italy. *Continental Shelf Research* 30 934–949.
- Scapin L., 2010. Sviluppo di indici multiparametrici in conformità con la Direttiva Acque (Water Framework Directive, 2000/60/CE): individuazione e quantificazione delle pressioni antropiche rilevanti per la fauna ittica in laguna di Venezia.
- Sfriso, A., & Facca, C. (2007). Distribution and production of macrophytes and phytoplankton in the lagoon of Venice: comparison of actual and past situation. *Hydrobiologia*, 577(1), 71–85.
- Solidoro C., Pastres R., Cossarini G., Ciavatta S., 2004a: Seasonal and spatial variability of water quality parameters in the lagoon of Venice. *J. Mar. Syst.* 51: 7-18
- Solidoro C., Melaku Canu D., Cucco A., Umgiesser G., 2004b: A partition of the Venice Lagoon based on physical properties and analysis of general circulation. *J. Mar. Syst.* 51: 147-160

- Umgiesser G., Melaku Canu D., Cucco A., Solidoro C, 2004. A finite element model for the Venice Lagoon. Development, set up, calibration and validation”, *Journal of Marine Systems*, 51, 123-145.
- Vincenzi S., Zucchetto M., Franzoi P., Pellizzato M., Pranovi F., De Leo G. A., Torricelli P., 2011. Application of a Random Forest algorithm to predict spatial distribution of the potential yield of *Ruditapes philippinarum* in the Venice lagoon, Italy. *Ecological Modelling* 222, 1471-1478.
- Wang Y., Neuman U., Wright S. and Warton D. I., 2012. mvabund: an R package for model-based analysis of multivariate abundance data. *Methods in Ecology and Evolution*.
- Warton D. I., Wright S., Wang Y., 2012. Distance-based multivariate analyses confound location and dispersion effects. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(1), 89-101.
- Warton D. I., Aarts G. 2013. Advancing our thinking in presence-only and used-available analysis. *Journal of Animal Ecology*.
- Weinstein, M. P. 1979. Shallow marsh habitats as primary nurseries for fishes and shellfish, Cape Fear River, North Carolina. *Fish. Bull.* 77:339-357.
- Whitehead P. J. P. , Bauchot M. L., Hureau J. C., Nilsen J. , Tortonese E., 1986. *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*, volume I-III; 628-639,1038-1085.
- Whitfield AK, 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Rev Fish Biol Fish* 9: 151-186
- Whitfield A. K., Elliott M., 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology* 61 (Suppl. A): 229–250.
- WFD, 2000. Water Framework Directive (2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000).

Appendice

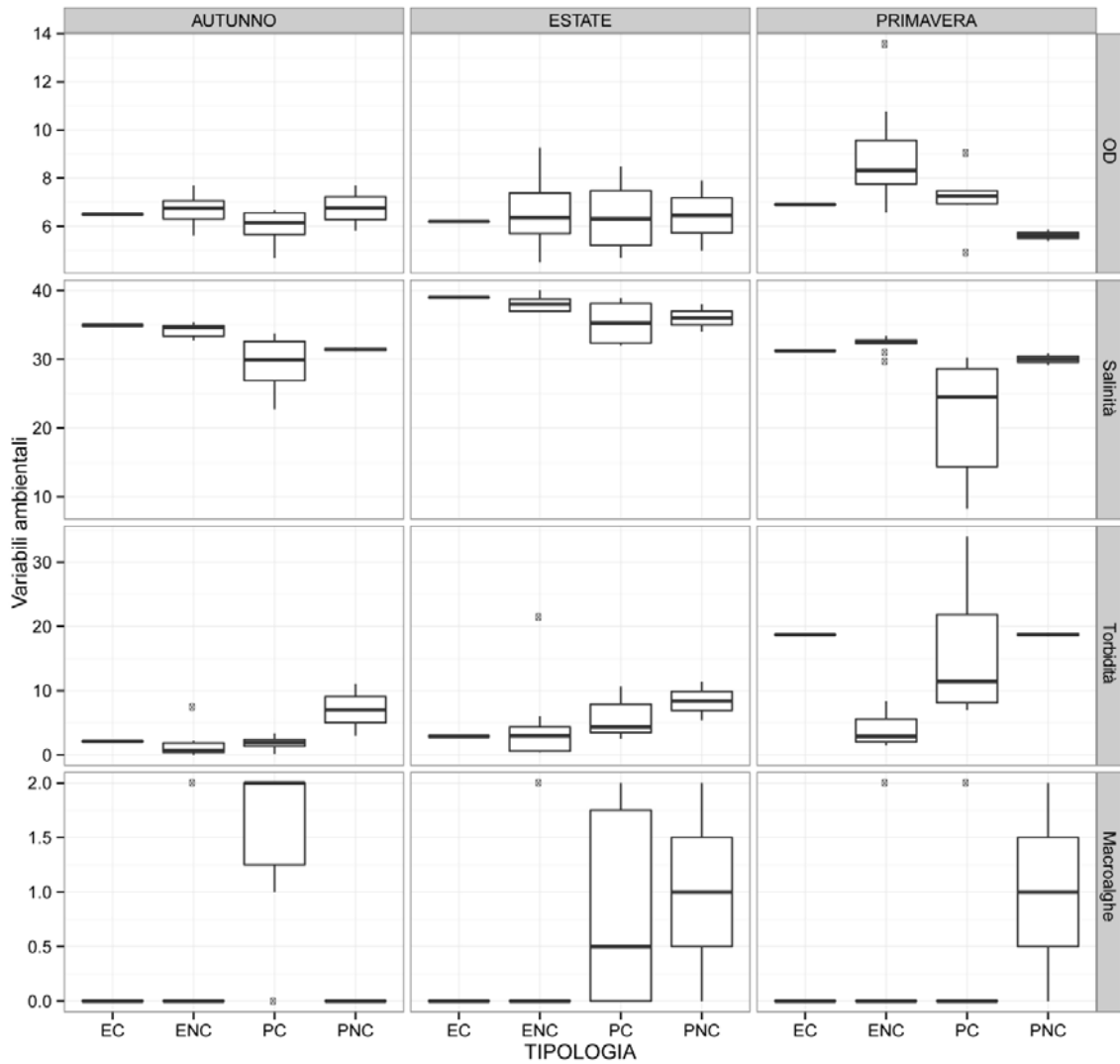


Figura A1. Box.Whisker plot per i parametri ambientali che variano con le stagioni. Il box, delimitato dal primo al terzo quartile è diviso al suo interno dalla mediana. I segmenti sono delimitati da $1.5 \cdot$ scarto interquartile. I simboli al di fuori dei segmenti rappresentano gli outliers .

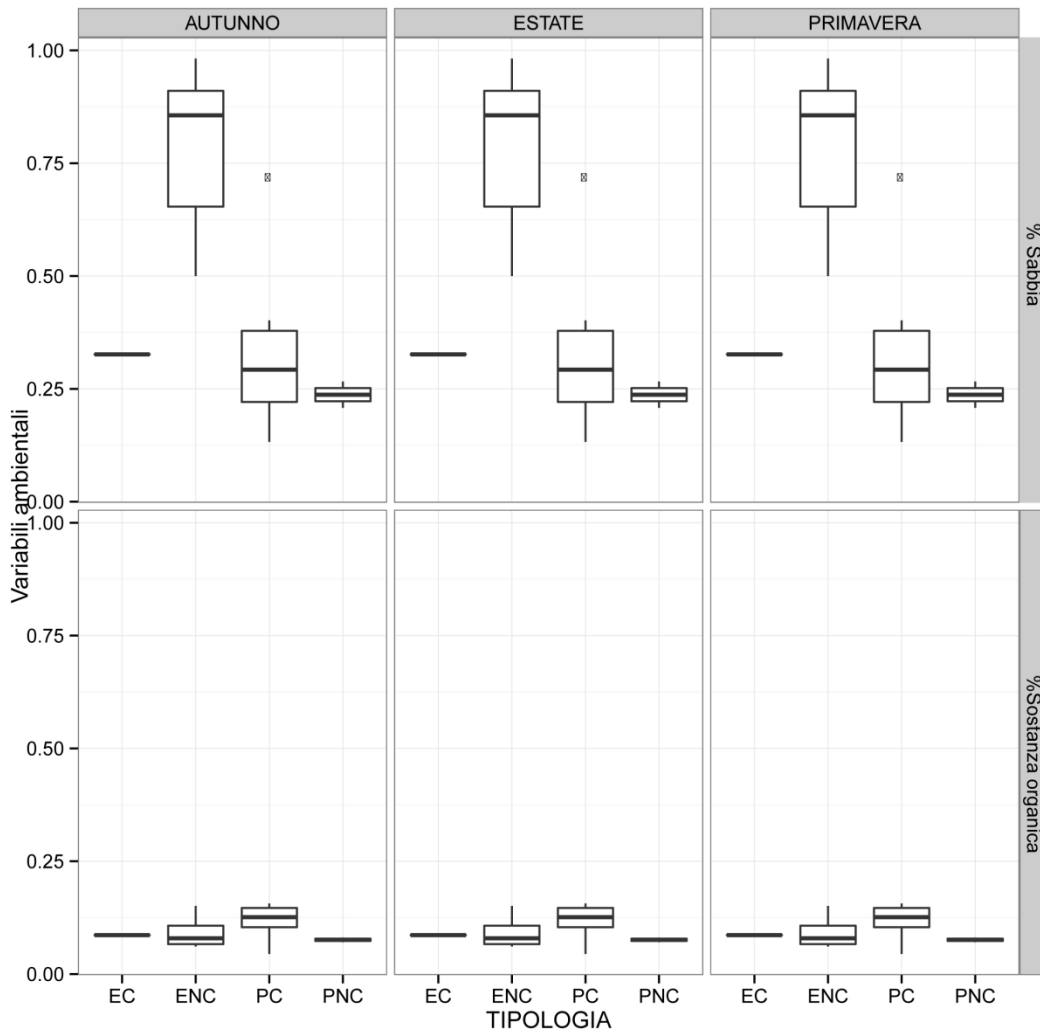


Figura A.2. Box.Whisker plot per i parametri ambientali che non variano con le stagioni. Il box, delimitato dal primo al terzo quartile è diviso al suo interno dalla mediana. I segmenti sono delimitati da $1.5 \cdot$ scarto interquartile. I simboli al di fuori dei segmenti rappresentano gli outliers .

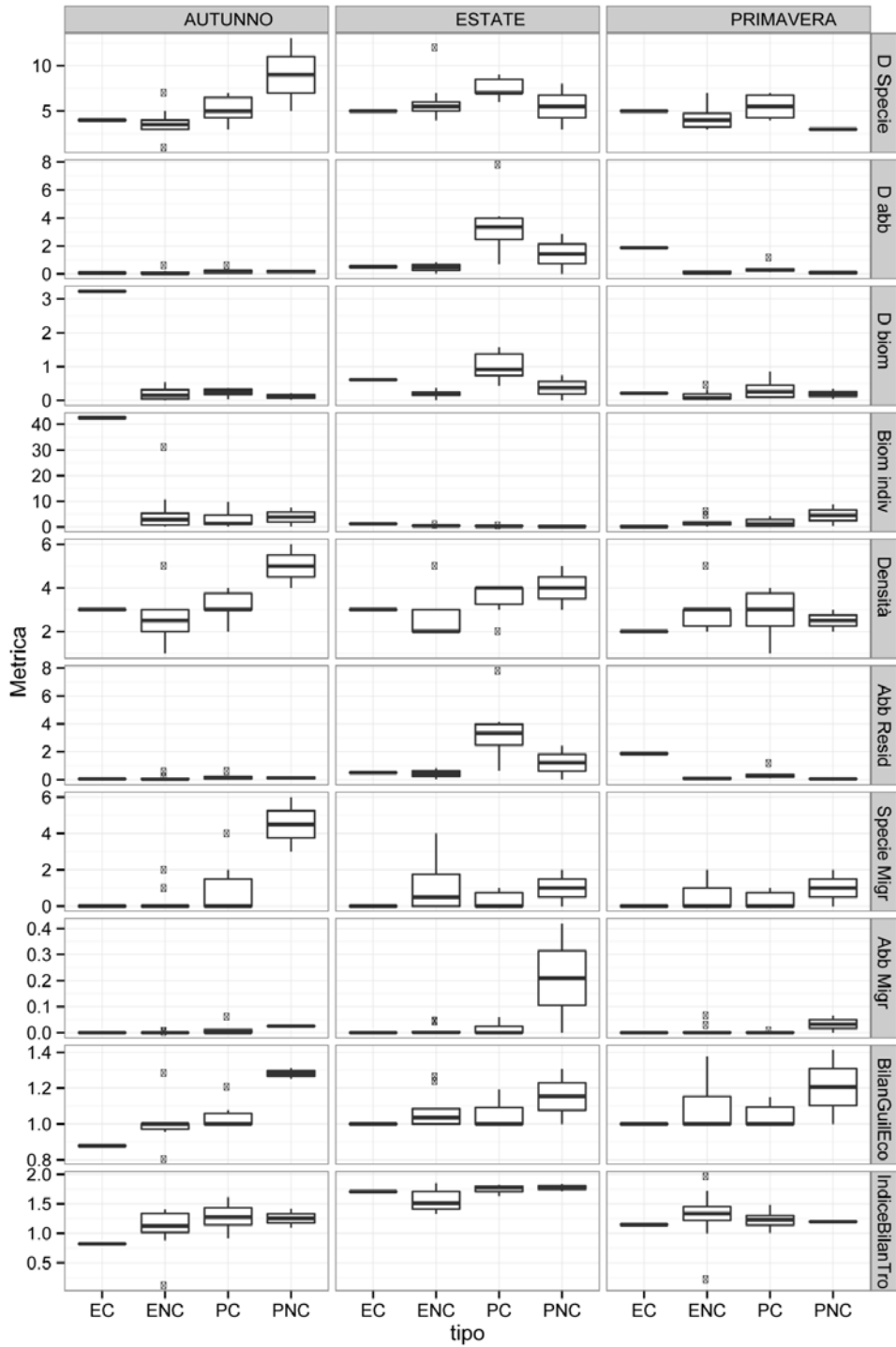


Figura A.3. Box.Whisker plot per le metriche biotiche sintetiche che variano con le stagioni. . Il box, delimitato dal primo al terzo quartile è diviso al suo interno dalla mediana. I segmenti sono delimitati da $1.5 \cdot$ scarto interquartile. I simboli al di fuori dei segmenti rappresentano gli outliers .

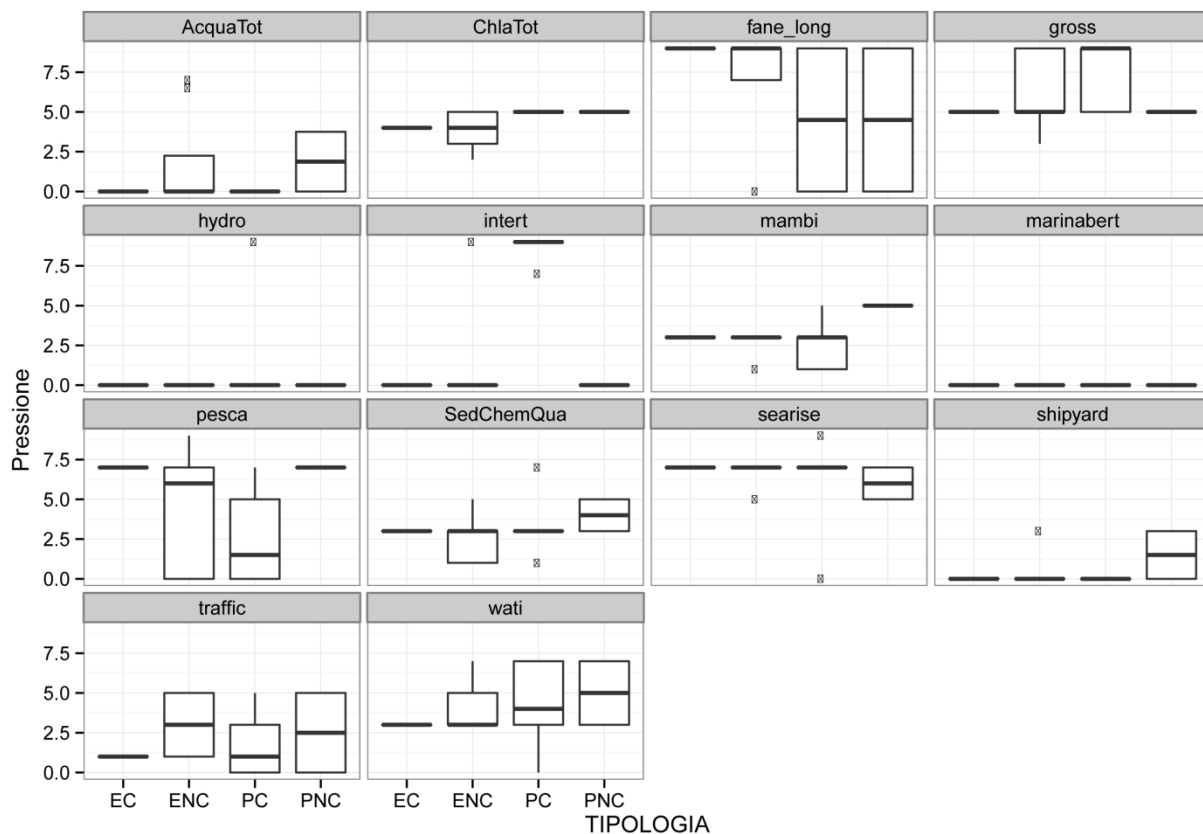


Figura A.4. Box.Whisker plot per le pressioni antropiche che non variano con le stagioni. Il box, delimitato dal primo al terzo quartile è diviso al suo interno dalla mediana. I segmenti sono delimitati da $1.5 \cdot$ scarto interquartile. I simboli al di fuori dei segmenti rappresentano gli outliers .

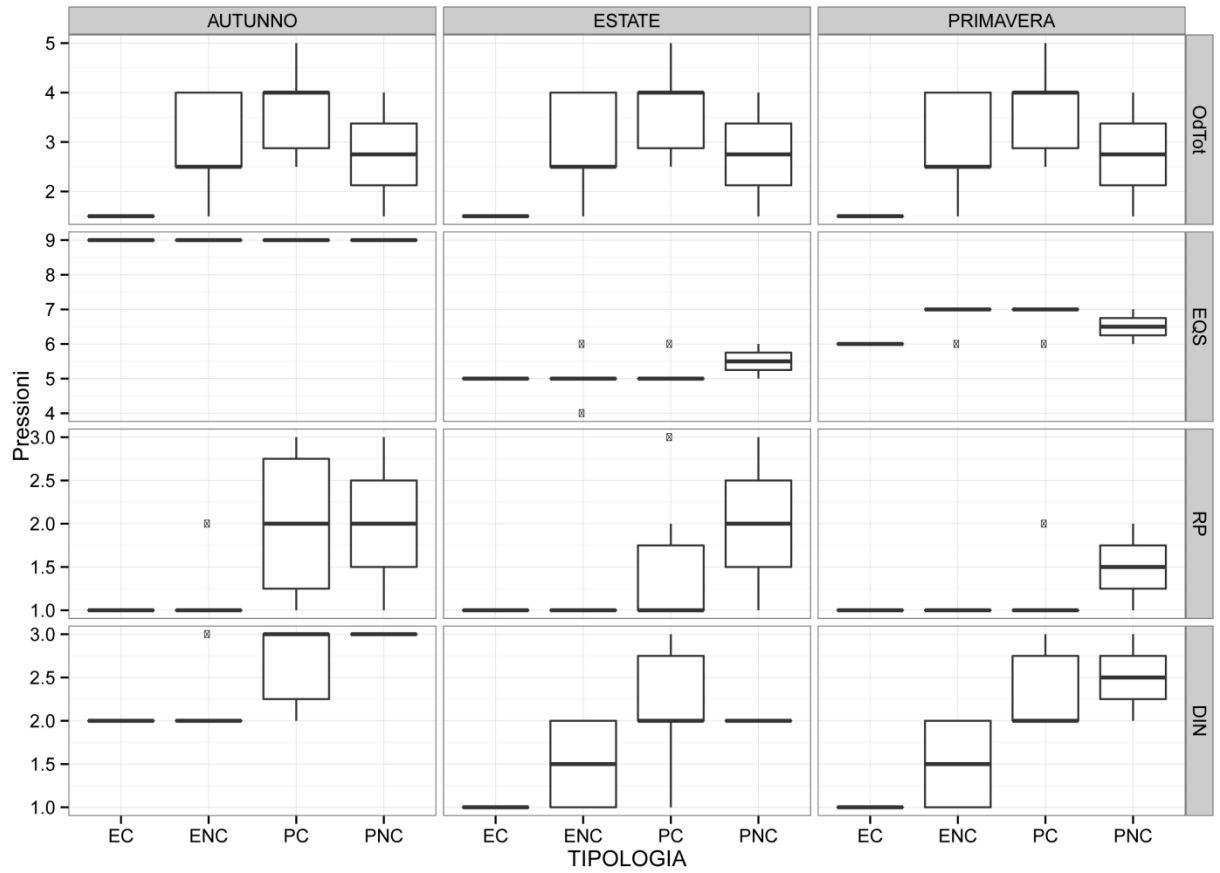


Figura A.5. Box.Whisker plot per le pressioni antropiche che variano con le stagioni. Il box, delimitato dal primo al terzo quartile è diviso al suo interno dalla mediana. I segmenti sono delimitati da $1.5 \cdot$ scarto interquartile. I simboli al di fuori dei segmenti rappresentano gli outliers.

CATEGORIES	PISSURE	INDICATOR	POSSIBLE IMPACTS	No change (0)	Very low (1)	Low (2)	Medium (3)	High (7)	Very high (9)
Coastline morphological change	Habitat loss	Intertidal area loss	Reduction of spatial heterogeneity and suitable area for fishes	Increase	No change	<1% lost since 1850	1% & <5% lost	5% < 10% lost	>10% lost
		Seagrass habitat loss	Reduction of spatial heterogeneity and suitable area for fishes, increase of sediment resuspension and erosion, increase of algal blooms	Increase	No change	<1% lost since 1850	1% & <4% lost	4% < 7% lost	>7% lost
	Other effects of morphological change	Grass change in bathymetry	Habitat peculiarity changes, hydrographic regime changes	Not applicable	No significant modification (over ±0,75m) of the area	±10% of the area modified	±10% & <30%	±30% < 50%	≥50%
		Interference with the hydrographic regime	Area affected by fine sediments resuspension	Changes in salinity regime, sediment resuspension and erosion, imbalance between fish functional groups (e.g. changes in resident/in migrant species ratio)	No change	<5% of the intertidal and subtidal area affected	>5% and <10%	>10% and <20%	>20% and <40%
Relative Sea Level Rise	Sea level rising (mm per year)	Increase of erosion and other morphological change occurrences	Increase	Stable situation AND similar or upward projection	Increase less than 0,5 mm per year AND greater projected rise OR (ii) between 2 and 5 mm per year AND similar projected change	(i) between 0,5 and 2 mm per year AND greater projected rise OR (ii) between 2 and 5 mm per year AND similar projected change	(i) Between 2 and 5 mm per year AND greater projected rise OR (ii) more than 5 mm per year	<5 mm per year	
Resource use	Aquaculture	Area covered	Nutrient enrichment	No fishfarming	Presence of fish farm within a distance of 500m	Presence of fish farm AND at least 50% of the area within a distance of 500m to a fish farm	≤5% & <30% of the area covered by fish farms	≥30% & <50%	≥50%
	Fisheries	Area covered	Direct impact on fish populations, imbalance between fish trophic guilds (e.g. changes in piscivorous/benthivorous species ratio)	No fishery activities	Presence of fishing activities within a distance of 500m	Presence of fishing activities within a distance of 500m	≤10% of the area covered by fishing activities	≥30% & <60%	≥60% & <90%
Logistic and maintenance use	Intensity of marina developments	Number of berths	Increase of navigation and water column disturbance	No marina	< 100 berths in marina	≥100 & <150 berths	≥150 & <300 berths	≥300 & <500 berths	≥500 berths
	Navigation	Number of boats per day	Water column disturbance, sediment resuspension, water pollution	No traffic	≤1 & <500	≥50 & <200	≥200 & <400	≥400 & <600	≥600
	Shipyards	Number of shipyards	Water column disturbance, sediment resuspension, water pollution	0	1	3	5	7	9
ENVIRONMENTAL QUALITY	Trophic state	DIN	Nutrient enrichment, eutrophication, anoxia, imbalance of trophic nets	(DIN) < 18 µM (253 µg/L c.a.)	(DIN) < 18 µM (253 µg/L c.a.)	(DIN) < 18 µM (253 µg/L c.a.)	(DIN) > 18 µM (253 µg/L c.a.)	(DIN) > 18 µM (253 µg/L c.a.)	(DIN) > 18 µM (253 µg/L c.a.)
		RP		(RP) < 0,48 µM (15 µg/L c.a.)	(RP) < 0,48 µM (15 µg/L c.a.)	(RP) < 0,48 µM (15 µg/L c.a.)	(RP) > 0,48 µM (15 µg/L c.a.)	(RP) > 0,48 µM (15 µg/L c.a.)	(RP) > 0,48 µM (15 µg/L c.a.)
		Chl a		90th percentile of the values < 2,4 µg/L	90th percentile of the values < 2,4 µg/L	> 2,4 & < 3,6 µg/L	> 3,6 µg/L	> 3,6 µg/L	> 3,6 µg/L
	Water chemical quality	DO	Lethal effects, reduction of fitness (i.e. non-lethal effects) of fishes	DO saturation >80% for 95% of the time	DO saturation >80% for 95% of the time	DO saturation >70% for 95% of the time	≤50% and >50% for 95% of the time	≤50% and >20% for 95% of the time	≤20% for 95% of the time
		Sediment chemical quality		mHQ (mean Hazard Quotient) <0,06 & <0,15	mHQ (mean Hazard Quotient) <0,06 & <0,15	>0,15 & <0,30	>0,30 & <0,50	>0,50 & <1,00	>1,00 & < 1,23
Sediment quality biological effects	WATI level = "absent"	WATI level = "absent"	low	medium	high	very high			
Benthic communities changes	Benthos	Changes in benthic biodiversity, imbalance between fish trophic guilds (e.g. changes in microbenthivorous/macro-benthivorous species ratio)	M_ AMBI level = "elevato"	M_ AMBI level = "elevato"	elevato	medio	sufficiente	scarso	

Tabella 1. Definizione delle pressioni per la laguna di Venezia.