



Università
Ca' Foscari
Venezia

**Scuola Dottorale di Ateneo
Graduate School**

**Dottorato di ricerca
in Scienze Ambientali
Ciclo 25°
Anno di discussione 2013**

Analisi della distribuzione spaziale di *Engraulis encrasicolus* e *Sardina pilchardus* nello Stretto di Sicilia in relazione alle fluttuazioni di biomassa e ai parametri ambientali

**SETTORE SCIENTIFICO DISCIPLINARE DI AFFERENZA: BIO/07
Tesi di Dottorato di Marco Barra, matricola 955759**

Coordinatore del Dottorato

Prof. Gabriele Capodaglio

Tutore del Dottorando

Prof. Roberto Pastres

Prof. Stefano Malavasi

Co-tutore del Dottorando

Dott. Angelo Bonanno

Indice

Introduzione	1
Selettività dell'habitat e dinamiche spaziali	2
Biologia delle specie.....	6
L'area di studio.....	8
Inquadramento generale.....	8
Circolazione	9
Obiettivi.....	10
Materiali e metodi.....	11
Presentazione del dataset utilizzato	12
Dati acustici	12
Dati CTD.....	16
Dataset Satellitari.....	17
Creazione di uno spazio di lavoro in ambiente GIS: assimilazione, archiviazione e preparazione dei dataset.....	18
Dataset Acustico.....	20
Dataset idrologico	20
Dataset Satellitare	21
Intersezione dei dataset acustici ed ambientali.....	21
Statistica spaziale.....	22
Mappe di distribuzione, stima di biomassa ed analisi dell'efficienza del disegno di campionamento	22
Interpolazione: stima globale, locale e varianza d'errore	25
Stima dell'abbondanza e determinazione degli intervalli di confidenza	30
Valutazione del disegno di campionamento	33
Caratterizzazione della struttura spaziale delle popolazioni	34
Valutazione delle dinamiche biomassa dipendenti: curve di selettività ed indice di aggregazione	34

Fluttuazioni interannuali in relazione a settori peculiari dell'area di studio.....	36
Analisi delle associazioni tra variabili ambientali e dati di distribuzione di biomassa	38
Risultati	42
Stime di biomassa	42
Errore di stima.....	43
Variabilità interannuale della biomassa totale	44
Confronto degli andamenti di <i>Engraulis encrasicolus</i> e <i>Sardina pilchardus</i> .	47
Ripartizione percentuale della biomassa disponibile tra le sottoaree identificate	49
Fluttuazioni interannuali delle anomalie percentuali di biomassa.....	50
Pattern di ripartizione percentuale.....	53
Mappe di distribuzione di biomassa.....	55
Struttura spaziale delle popolazioni	59
Areali di presenza	59
Range di autocorrelazione	62
Patchiness	64
Indici di dispersione.....	67
Curve di selettività ed indici di aggregazione	68
Mappe medie di probabilità	69
Variabilità interannuale dei fattori ambientali	71
Circolazione superficiale	71
Parametri della colonna d'acqua	74
Associazione tra biomassa e parametri ambientali.....	81
Struttura spaziale delle patches ad alta densità e valutazione del disegno di campionamento (approccio indicatore)	89
Discussioni	92
Variazioni interannuali nell'errore di stima.....	92

Variazioni interannuali dei livelli di biomassa	93
Struttura spaziale delle popolazioni e fluttuazioni di biomassa.....	98
Habitat suitability e pattern di distribuzione	106
Valutazione del disegno di campionamento	109
Conclusioni	110
Appendice A	113
Grafici relativi all'analisi dei quozienti (QI).....	113
Periodo estivo	113
Periodo autunnale.....	127
Bibliografia	133

Introduzione

La comprensione dei meccanismi che guidano la distribuzione spaziale degli organismi viventi ha sempre costituito una delle principali sfide dell'ecologia. La difficoltà insita nel rispondere a tale quesito è da ricercarsi sostanzialmente nella complessità dei diversi meccanismi che concorrono a determinare la distribuzione degli individui, come ad esempio i fattori comportamentali, la dinamica di popolazione delle specie (effetti biomassa dipendenti), l'interazione con altre specie appartenenti alla medesima nicchia ecologica, i processi fisici che modificano l'estensione e la distribuzione dell'habitat, nonché le modificazioni di quest'ultimo indotte da altre specie. Tali meccanismi nella stragrande maggioranza dei casi agiscono ed interagiscono su scale spaziali e temporali differenti ed in modo non lineare, aggiungendo quindi un ulteriore elemento di complessità (Fauchald et al., 2000; Stenseth et al., 2002; Dingsør et al., 2007).

E' dunque evidente che la determinazione dei meccanismi che guidano la distribuzione spaziale di una specie implica la comprensione di un elevato numero di processi, purtroppo non sempre rilevabili alla scala spaziale e temporale con cui viene effettuato il campionamento. Tale limite, insito in tutte le discipline che hanno come oggetto di studio i fenomeni naturali, implica dunque che le dinamiche e il peso di alcuni fattori restino di fatto impossibili da valutare. Emerge dunque l'assoluta necessità di utilizzare modelli concettuali semplificati, ed assunzioni di base che possano in qualche modo permetterci di valutare il peso e l'effetto di una serie di fattori che siano misurabili ad una scala spaziale e temporale confacente quella del fenomeno oggetto di studio e che si ritiene possano essere determinanti nella comprensione delle dinamiche ad esso associate.

La determinazione dell'habitat ottimale di una specie, può essere inoltre ulteriormente complicata in funzione della reperibilità delle informazioni relative alle caratteristiche dell'ambiente fisico e dalla tracciabilità della specie stessa, essendo la reperibilità di tali informazioni strettamente legata all'accessibilità del territorio in cui la specie vive.

Nella raccolta di tali informazioni è inoltre necessario considerare anche altri aspetti relativi alla biologia e al comportamento della specie, quali ad esempio il periodo di riproduzione e gli eventuali flussi migratori ad esso associati.

Obiettivo del presente lavoro è l'indagine, nel canale di Sicilia, dei fattori che influenzano le modalità di occupazione dello spazio di *Engraulis encrasicolus* e *Sardina pilchardus*, con particolare riferimento agli effetti denso-dipendenti e alle variabili ambientali. Esse costituiscono in termini di biomassa la maggior parte degli sbarchi effettuati nel mondo (FAO, 2007) e circa il 50% degli sbarchi in Mediterraneo (Leonart and Maynou, 2003), e da un punto di vista strettamente ecologico rivestono nell'ecosistema marino un ruolo chiave nel trasporto dell'energia dai livelli trofici più bassi a quelli più alti (Rice, 1995; Bakun, 1996). Lo studio è stato condotto utilizzando i dati raccolti durante gli echo-survey svolti nel periodo dal 1998 al 2011 dall'IAMC-CNR di Capo Granitola. Nel corso di tali echosurvey sono stati rilevati alcuni parametri della colonna d'acqua (temperatura, salinità e densità), mediante l'utilizzo di sonde multi-parametriche (CTD). L'insieme dei dati è stato integrato da dati telerilevati (corrente superficiale, temperatura, clorofilla, sostanza organica disciolta, radiazione fotosinteticamente attiva e anomalia del livello del mare).

La distribuzione spaziale delle due specie in oggetto viene caratterizzata per ognuno degli echosurvey attraverso opportuni descrittori, e messa in relazione all'abbondanza totale rilevata e alle variabili ambientali. Attraverso tale processo si intende valutare se esistano nel canale di Sicilia effetti biomassa-dipendenti nella distribuzione delle specie ittiche considerate, e se l'alta variabilità in termini di condizioni ambientali dell'area di studio spinga le due popolazioni ad adottare una strategia adattativa nella selezione dell'habitat. Vengono infine prodotte delle mappe di presenza/assenza di tipo probabilistico risultanti dall'analisi della distribuzione spaziale dell'intero dataset.

Selettività dell'habitat e dinamiche spaziali

Ogni specie vivente, in funzione del proprio grado di specializzazione tende ad occupare le porzioni di territorio che presentano valori ottimali per i fattori che ne caratterizzano l'habitat. Tuttavia l'idoneità di una porzione di spazio ad essere colonizzata da un numero più o meno elevato di individui di una certa specie è

strettamente legata, oltre che alle caratteristiche fisiche che la contraddistinguono, anche alla quantità e qualità delle risorse disponibili. Considerando dunque una specifica area di studio, una specie tenderà a distribuirsi all'interno dei frammenti relativi al proprio habitat con un numero di individui proporzionale alla qualità e quantità di risorse disponibili. Seguendo tale logica appare chiaro che la competizione inter ed intra specifica ha un ruolo chiave nelle dinamiche di distribuzione spaziale degli organismi viventi. I concetti fin qui espressi rappresentano la base della teoria nota come "Ideal free distribution theory", sviluppata da Fretwell e Lucas (1970). Secondo tale teoria gli organismi viventi tendono a distribuirsi nello spazio in modo tale che ognuno degli individui abbia lo stesso profitto dall'area in cui vive, anche quando la distribuzione delle risorse è sbilanciata tra le diverse "patches" dello stesso habitat presenti nell'area di studio (Tregenza, 1995). Secondo tale logica, il carattere "ottimo" di una specifica area va via via decrescendo quanto più alto è il numero di individui che la occupano e ne sfruttano le risorse, e quindi quanto più è intensa la competizione inter ed intra specifica. E' dunque evidente che alcuni individui tenderanno a spostarsi verso aree quantitativamente o qualitativamente meno favorevoli in termini di risorse, sperimentando però lo stesso livello di benessere di un individuo che si trovi in un area intrinsecamente più favorevole ma in cui la pressione dovuta alla competizione è sostanzialmente più alta.

Ciò implica l'esistenza di una relazione tra livelli di densità locali, abbondanza totale e area occupata. La relazione tra questi fattori può assumere diverse forme che si traducono in differenti strategie di occupazione dello spazio in relazione all'abbondanza totale. In letteratura sono riportati tre differenti modelli che descrivono le diverse relazioni tra i fattori appena citati:

- Modello proporzionale, in cui l'area occupata rimane costante e i livelli di densità variano al variare dell'abbondanza (Houghton, 1987; Petitgas, 1997);
- Modello a densità costante, in cui i livelli di densità rimangono costanti e l'area occupata dalla specie varia in funzione dell'abbondanza (Iles and Sinclair, 1982; Hilborn and Walters, 1992);

- Modello di bacino, in cui variano sia le densità che l'area occupata. Tale modello è un'applicazione diretta della selezione densità-dipendente dell'habitat, in cui i livelli di densità variano in tutte le aree in funzione della relazione tra idoneità dell'habitat e numero di individui che lo occupano (Mac Call, 1990).

Tuttavia, sebbene relazioni positive tra occupazione dell'area o livelli di densità e abbondanza totale siano spesso interpretate come un'evidenza di un'effetto biomassa dipendente nella strategia di occupazione dello spazio, è oltremodo verosimile che tali caratteristiche possano covariare con fattori diversi dalla biomassa totale, non visibili alla scala spazio-temporale investigata o semplicemente non considerati durante il campionamento (Shepherd e Litvak, 2004). Inoltre, risulta difficile valutare il peso degli effetti dovuti alla densità nella selezione dell'habitat quando non si hanno informazioni relative alla capacità portante e alla variazione dell'adeguatezza dell'habitat in funzione dei livelli di densità della specie considerata. Quest'ultimo aspetto può diventare oltremodo critico quando non si abbiano informazioni relative all'abbondanza di specie competitive. Tale incompletezza di informazioni infatti non permette di valutare l'aspetto relativo alla competizione inter-specifica in relazione alla capacità portante dell'habitat.

Un aumento dei livelli di densità o dell'areale di distribuzione possono infatti essere dovuti a fattori ambientali. Tale possibilità è stata considerata da Petitgas (1998) che ha proposto un ulteriore modello di occupazione dello spazio in cui l'area di presenza resta costante, e si ha un aumento delle densità in funzione del livello di abbondanza totale solamente in alcune sotto aree, dovuto ad effetti ambientali locali (Petitgas, 1998). In tutte le strategie fin'ora elencate è quindi contemplato un meccanismo di selezione "consapevole" dell'habitat. I singoli individui o gruppi di essi dovranno infatti essere consapevoli delle modificazioni dei livelli di "ottimalità" cui andranno incontro passando da un habitat ad un'altro o seguendo un certo gradiente ambientale. Questo implicherebbe la capacità dei singoli individui di essere consapevoli di ciò che succede ben oltre il proprio range di percezione. Emerge dunque un ulteriore elemento di complicazione nello studio dei fenomeni biomassa dipendenti, relativo alle scale spaziali a cui è credibile che tale fenomeno possa esistere. In tale valutazione è inoltre

necessario considerare il fatto che il vantaggio ottenuto migrando da un'area meno favorevole ad una più favorevole potrebbe in alcuni casi essere superato dallo sforzo necessario a raggiungerla. Un primo elemento che può essere d'aiuto nella determinazione della scala spaziale entro cui possa esistere una selezione consapevole dell'habitat è la valutazione del grado di mobilità della specie in esame. Da questo punto di vista alcuni ricercatori hanno proposto di identificare tale scala in base al massimo movimento giornaliero che un individuo riesce a compiere (Tyler e Hargrove, 1990). D'altra parte è anche necessario comprendere come degli individui possano compiere degli spostamenti consapevoli verso aree più favorevoli ma allo stesso tempo ben più distanti del proprio range di percezione. Per gli organismi pelagici altamente mobili è possibile che tali spostamenti su larga scala possano avvenire in relazione ad un qualche gradiente ambientale preferenziale (MacCall, 1990). È quindi credibile che la realizzazione di una data distribuzione spaziale sia il frutto dell'interazione di due diversi meccanismi, ovvero la selettività densità-dipendente (limitata a scale spaziali relative al grado di mobilità della specie considerata) e i fattori ambientali. Tali meccanismi agiscono su scale spaziali differenti e con pesi diversi in funzione del grado di mobilità della specie considerata (Shepherd e Litvak, 2004).

In particolare, su piccola scala il peso della selettività densità dipendente sarà più alto rispetto ai parametri ambientali, in quanto a tale scala è credibile che gli individui possano avere una buona conoscenza dell'ambiente che li circonda e che gli spostamenti avvengano con un dispendio di energia che non supera i benefici ottenuti nel portarsi da un habitat qualitativamente inferiore ad uno qualitativamente superiore. Su larga scala saranno invece i fattori ambientali a determinare la distribuzione degli individui. Il modo in cui il peso dei due meccanismi considerati varia all'aumentare della scala spaziale dipenderà invece in larga parte dal grado di mobilità della specie considerata. La velocità con cui il peso della selettività densità-dipendente diminuisce all'aumentare della scala di osservazione sarà tanto più alta quanto più è bassa la mobilità della specie considerata. Allo stesso modo la velocità con cui il peso delle variabili ambientali aumenta all'aumentare della scala di osservazione sarà tanto più bassa quanto più la specie è mobile .

Per quanto riguarda le due specie considerate in questo lavoro (*Engraulis encrasicolus* e *Sardina pilchardus*) la letteratura riporta diversi esempi di come i fattori ambientali e la selettività biomassa dipendente agiscano nel determinarne la distribuzione. Una chiara influenza dei fattori ambientali è emersa ad esempio nell'analisi dei dati di biomassa di piccoli pelagici lungo le coste peruviane. L'analisi relativa alle stime di biomassa nel periodo 1983 – 2003 ha mostrato come l'aggregazione e la distanza dalla costa delle due specie siano fortemente influenzati dalla contrazione o dall'espansione dell'habitat favorevole (Guitierrez et al., 2007), in accordo con i meccanismi proposti nell'“*habitat-based hypothesis*” (Bertrand et al., 2004). D'altra parte uno studio condotto lungo le coste del Sudafrica, teso a valutare le strategie di occupazione dello spazio da parte delle due specie in funzione dei livelli di biomassa totale, mostra l'esistenza di effetti biomassa-dipendenti nel grado di strutturazione spaziale delle popolazioni (range di autocorrelazione), nonché nei livelli di aggregazione e segregazione spaziale (Barange et al, 2005).

Biologia delle specie

La sardina (*Sardina pilchardus*; Walbaum, 1972) e l'acciuga (*Engraulis encrasicolus*; Linneo, 1758), appartengono entrambe all'ordine dei Clupeiformes e rispettivamente alle famiglie Clupeidae e Engraulidae. Entrambe le specie, presenti nelle zone costiere di gran parte dei mari del mondo, hanno comportamento gregario e formando fitti banchi durante le ore diurne che si disgregano durante quelle notturne. Entrambe le specie sono caratterizzate da intense fluttuazioni interannuali nei livelli di biomassa totali. Le cause di tali fluttuazioni sono da ricercarsi principalmente in condizioni sfavorevoli durante i periodi di spawning e reclutamento.

I periodi di riproduzione e reclutamento delle due specie sono temporalmente segregati. Il periodo di deposizione delle sardine va generalmente da ottobre a marzo, mentre quello delle acciughe da aprile a settembre. Piccole variazioni nei periodi indicati risultano essere sostanzialmente area-specifiche e sono da collegarsi ai meccanismi ambientali che costituiscono il principale innesco nell'inizio del periodo di deposizione. Tali meccanismi sono sostanzialmente il cambio di temperatura e la lunghezza del fotoperiodo. L'aumento della

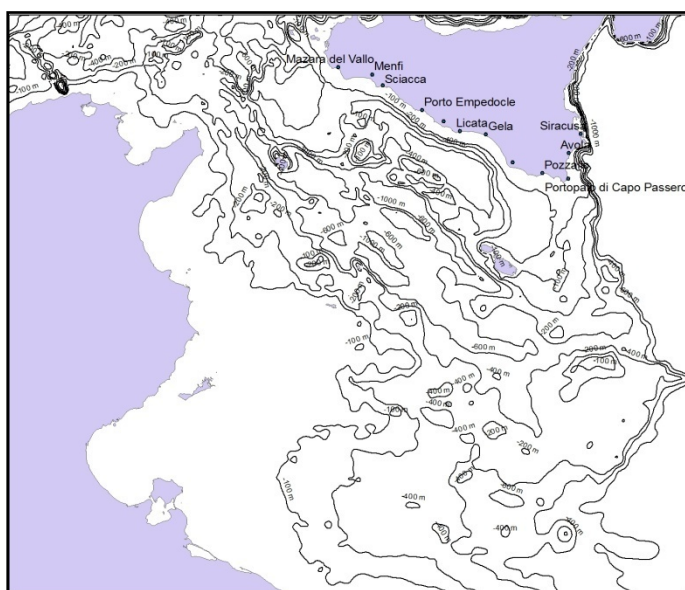
temperatura e del fotoperiodo costituiscono dunque il grilletto per l'inizio del periodo di deposizione delle acciughe, mentre temperature più basse e la diminuzione delle ore di luce portano all'innesco del periodo di deposizione delle sardine. La maggiore variabilità dei processi che portano all'omogeneizzazione della colonna d'acqua e quindi ad una drastica diminuzione della temperatura, si riflette nella modalità con cui avviene la deposizione nel caso delle Sardine. Infatti mentre per le acciughe è possibile identificare un unico picco di deposizione che si verifica generalmente alcune settimane dopo l'inizio del periodo riproduttivo, per le sardine l'inizio e la fine di tale periodo è molto più variabile, ma soprattutto i picchi di deposizione sono molteplici. Per entrambe le specie la fitness degli stadi larvali dipende sostanzialmente dalla temperatura e dalla disponibilità di cibo, fattori che influenzano principalmente il tasso di crescita e quindi l'esposizione alla predazione (Palomera et al, 2007). Nello stadio larvale il principale nutrimento delle acciughe è rappresentato da uova di copepodi e copepodi (principalmente nauplii – Tudela et al, 2002). Gli studi sul contenuto stomacale delle larve di sardina in Mediterraneo sono invece molto più ridotti. In ogni caso organismi planctonici e fitoplanctonici sembrano far parte della dieta delle larve di sardina, sebbene la componente fitoplanctonica è predominante negli individui campionati al tramonto, ed è quindi credibile che tale fenomeno sia da attribuirsi al comportamento prevalentemente filtratore di tale specie durante la notte (Blaxter, 1969; Rasoanarivo, 1991). I copepodi risultano essere inoltre la principale fonte di nutrimento degli adulti di entrambe le specie, sebbene in alcuni casi siano stati rinvenute anche prede più grosse come anfipodi, larve di decapodi, policheti e uova e larve di pesci . Per quanto riguarda le uova bisogna specificare che in Mediterraneo per le acciughe il fenomeno del cannibalismo durante il periodo riproduttivo sia trascurabile (Plounevez et al, 2000). A tal proposito sembra inoltre che alcuni generi di sardina siano molto più efficienti nella predazione sulle uova rispetto alle acciughe (Santander et al., 1983), e quindi essendo le sardine più abbondanti delle acciughe si pensa che le prime possano in qualche modo modulare l'abbondanza delle ultime (Palomera et al., 2007).

L'area di studio

Inquadramento generale

Il canale di Sicilia (fig. 1) rappresenta dal punto di vista della circolazione una delle zone più complesse del Mediterraneo. Le cause di tale complessità sono da ricercarsi principalmente nella posizione centrale di tale area rispetto ai due sottobacini principali (occidentale ed orientale) e nell'alta irregolarità del fondale.

Il canale di Sicilia è infatti sede degli scambi di masse d'acqua tra il bacino est ed



il bacino ovest, sebbene rappresentando un alto topografico impedisca lo scambio delle masse d'acqua profonda tra i due bacini (Drago et al, 2010). La peculiarità delle dinamiche oceanografiche di tale zona rispetto al resto del Mediterraneo sono tali da poterlo considerare un vero e proprio bacino intermedio, i cui

Figura 1: Inquadramento geografico del canale di Sicilia

limiti sono rappresentati a sud dalle coste Libiche e Tunisine e a Nord dalla costa meridionale della Sicilia. Il punto più stretto del passaggio si trova tra capo Bon e capo Lilibeo, dove la profondità massima è di circa 500m, e costituisce il passaggio principale per le acque superficiali ed intermedie tra i due sotto-bacini principali. Le coste Tunisine e Siciliane sono inoltre caratterizzate da ampi banchi con profondità media pari a circa 150m. In particolare il margine siciliano, andando da ovest verso est, è caratterizzato da due zone poco profonde, il Banco Avventura e il Banco di Malta, che si estendono verso sud-ovest per circa 80 e 100 Km. I due banchi appena citati sono separati da una zona, compresa tra Sciacca e Santa Croce, in cui la piattaforma continentale è invece molto stretta (mediamente 15 Km) e terminata la quale il fondale scende rapidamente fino a circa 1000 m.

Circolazione

La circolazione nell'area oggetto di studio è principalmente guidata dalla circolazione termoalina del Mediterraneo, ed una prima approssimazione generale della struttura verticale dei flussi può essere fatta considerando un primo strato superficiale che si muove da ovest verso est (costituito da acqua atlantica modificata) ed un secondo strato più profondo che si muove in senso inverso.

In realtà la dinamica del Canale di Sicilia è molto più complessa, e vede l'interazione tra un numero più elevato di masse d'acqua. In particolare possiamo distinguere un primo flusso, diretto verso est e che può estendersi fino alla profondità di 100m, costituito dalla MAW (Modified Atlantic Water) trasportata dalla corrente costiera Algerina (Ciappa, 2009). Tale corrente poco prima di attraversare il canale di Sicilia, si separa in due rami di cui uno entra nel Tirreno passando al nord della Sicilia, mentre il secondo ramo segue la costa meridionale della Sicilia, seguendo un percorso meandriforme che tende a formare due strutture vorticoso permanenti la cui posizione varia a seconda dell'intensità e dell'ampiezza del flusso. Il flusso relativo alla circolazione intermedia e profonda è invece diretto verso est ed è generalmente più stabile essendo guidato principalmente dalla topografia. Tale flusso è caratterizzato dall'interazione dell'acqua levantina intermedia (LIW) e dell'acqua orientale profonda di transizione (tEMWD transitional eastern Mediterranean Deep Water) che formano l'EOW (Eastern Mediterranean Overflow Water). Nell'area a sud di Malta inoltre è possibile trovare uno strato sub-superficiale, compreso tra i 50 e 100m di profondità, identificabile come acqua proveniente dallo Ionio (IW, Ionian Water).

Obiettivi

Alla luce di quanto appena detto in relazione ai fenomeni biomassa dipendenti e considerando l'alta variabilità ambientale che caratterizza lo Stretto di Sicilia, il seguente lavoro si pone l'obbiettivo di:

- Calcolare gli intervalli di confidenza relativi alle stime di biomassa delle due specie oggetto di studio, adottando procedure geostatistiche che permettano di tenere conto dell'autocorrelazione spaziale insita nei dataset
- Analizzare, alla luce degli intervalli di confidenza, l'intensità e l'andamento delle fluttuazioni di biomassa delle due specie nel periodo 1998-2011
- Caratterizzare la struttura spaziale delle popolazioni di E. e. e S. p. attraverso il calcolo di opportuni indici che permettano di valutare le eventuali modificazioni che intervengono nella struttura spaziale delle popolazioni all'aumento dei livelli di abbondanza totale (fenomeni biomassa dipendenti)
- Caratterizzare la ripartizione della biomassa tra le diverse sub-aree individuate all'interno dell'area di studio al fine di verificare la presenza di macro-pattern di distribuzione delle biomasse e valutare se esistano differenze in termini di ottimalità dell'habitat
- Analizzare il grado di selettività delle due specie per un set di variabili ambientali al fine di verificare eventuali differenze tra le specie e i periodi considerati (autunnale ed estivo)
- Analizzare la variabilità ambientale delle sub-aree individuate al fine di evidenziare eventuali collegamenti con le modalità di distribuzione della biomassa.

Materiali e metodi

La biomassa totale delle specie ittiche di piccoli pelagici nello Stretto di Sicilia (GSA 16) viene stimata attraverso l'utilizzo di metodi acustici nel corso di specifiche campagne in mare (echosurvey), secondo quanto previsto dal Programma Nazionale di Raccolta Dati. In particolare, l'echosurvey nella GSA 16 è parte integrante del Progetto MEDIAS, che coinvolge diversi Paesi Europei (Spagna, Francia, Italia, Grecia e Malta) e che è finanziato nell'ambito dell'European Data Collection Framework (DCF). Il survey acustico viene condotto durante il periodo estivo (Giugno – Agosto), coincidente con il periodo riproduttivo delle acciughe, e di reclutamento per le sardine. In alcuni anni (1999, 2000, 2001, 2004 e 2005) inoltre l'IAMC-CNR ha effettuato un echosurvey durante il periodo autunnale (Settembre-Ottobre), corrispondente al periodo di reclutamento delle acciughe e degli stadi adulti per le sardine. Il protocollo di campionamento prevede l'acquisizione di dati idrologici attraverso l'utilizzo di sonde multiparametriche (CTD). Il dataset analizzato nel presente lavoro di tesi fa riferimento agli anni che vanno dal 1998 al 2011. In particolare per il periodo 1998 - 2008 i parametri idrologici sono stati acquisiti utilizzando un'imbarcazione differente da quella che conduceva l'echosurvey, e seguendo un piano di campionamento studiato principalmente per valutare la dinamica oceanografica nello Stretto di Sicilia. Per gli anni 2009, 2010 e 2011 invece il dataset idrologico è stato acquisito dalla stessa imbarcazione che conduceva l'echosurvey. Per questi ultimi survey il rilievo dei profili delle variabili oceanografiche veniva effettuato all'inizio e alla fine di ogni transetto acustico. Un'ulteriore stazione CTD veniva inoltre posizionata al centro del transetto nel caso in cui il transetto fosse particolarmente lungo. Di seguito vengono descritte in dettaglio le procedure e i piani di campionamento relativi ai dataset biologici ed ambientali. I parametri ambientali ottenuti dai profili CTD sono stati integrati utilizzando dataset telerilevati (medie climatologiche mensili - Valavanis et al, 2004) relativi a Chl-a, PAR, SLA (Sea Level Anomaly), SST (Sea Surface Temperature) e C-DOM (Chromophoric Dissolved Organic Matter).

Al fine di analizzare le dinamiche spaziali in relazione ai livelli di biomassa e ai fattori ambientali, entrambi i dataset (quello ambientale e quello relativo alla distribuzione dei valori di biomassa) sono stati incrociati ottenendo un dataset

puntuale di osservazioni di biomassa ad ognuna delle quali è stato associato un valore per i diversi parametri ambientali.

Tutti i processi di elaborazione dei dati e gli output cartografici sono stati eseguiti attraverso l'utilizzo di software GIS. Tali strumenti software permettono infatti di affrontare in modo flessibile e coerente tutte le problematiche relative al trattamento di dati georiferiti. Per l'analisi statistica è stato invece utilizzato il software R.

Presentazione del dataset utilizzato

Dati acustici

Stima acustica della biomassa

La valutazione della biomassa totale relativa ad una determinata specie rappresenta un fattore chiave nell'ambito della gestione delle risorse ittiche. La rilevazione acustica della biomassa rappresenta oggi il principale metodo per la stima della dimensione degli stock ittici di specie pelagiche essendo un metodo non distruttivo, che permette di investigare vaste porzioni di territorio in un tempo relativamente breve (assicurando in tal modo la sinotticità della misura) e fornendo una misura completamente indipendente da quella ottenuta dai dati sulle catture commerciali (Simmonds e MacLennan, 1992). Il principio su cui si basa il metodo sta nel fatto che un'onda acustica che si propaga nella colonna d'acqua subisce una riflessione ogni qualvolta incontra una variazione dell'impedenza acustica (oggetto con densità e velocità del suono differenti da quelle del mezzo in cui l'oggetto si trova). Partendo da questo semplice principio, utilizzando frequenze opportune, e conoscendo la "forza" con cui un determinato esemplare ittico in funzione della propria dimensione riflette l'onda acustica (Target Strength), è possibile valutare l'abbondanza della specie nella colonna d'acqua. Tuttavia l'utilizzo di tali metodi è limitato alle specie pelagiche, poichè in prossimità del fondo l'echo relativo agli organismi viventi viene mascherato da quello molto più intenso del fondo stesso. Durante la fase di campionamento dunque, l'imbarcazione, procedendo lungo una serie di transetti perpendicolari alle batimetriche e alla linea di costa, registra la quantità totale di echi proveniente dalla colonna d'acqua per le specifiche frequenze utilizzate. Il

segnale acquisito viene opportunamente filtrato in fase di processing in modo da estrarre l'informazione relativa alle specie d'interesse, ed integrato sia lungo la colonna d'acqua sia lungo la direzione di navigazione. L'integrazione sul piano orizzontale viene effettuata sulla base dell'EDSU (Elementary Distance Sampling Unit) prescelta, che nel caso degli echosurvey (secondo il Protocollo MEDIAS) è pari ad 1 NM (miglio nautico). In questo modo si ottiene una misura dell'energia totale riflessa lungo la colonna d'acqua riferita ad 1NM^2 . Tuttavia, l'impiego del metodo acustico non permette, con la tecnologia attuale, di conoscere a priori come la quantità di energia riflessa sia attribuibile alle diverse specie eventualmente presenti nella colonna d'acqua o quanta parte di tale segnale derivi da individui di determinate dimensioni; risulterebbe dunque impossibile ottenere una stima di biomassa espressa in peso con l'impiego dei soli segnali acustici. Per questo motivo, l'acquisizione dei dati acustici è completata da pesche sperimentali che utilizzano una rete da traino pelagica. La rete è dotata di sensori acustici che permettono di monitorarne la posizione nella colonna d'acqua e l'apertura verticale della bocca, monitorandone dunque l'efficienza di cattura ed permettendo di ridurre il bias nel successivo accoppiamento tra dato acustico e dato sperimentale. La pescata sperimentale (cala) viene effettuata alla velocità di circa 4 nodi e per una durata totale di 30 minuti. L'analisi della distribuzione in specie e per classi di taglia del pescato permette dunque di interpretare il segnale acquisito dall'ecoscandaglio, ripartendo la quantità totale di energia acustica in funzione della struttura per specie ed età relativa al pescato delle cale.

Il disegno di campionamento

Nell'ambito dei piani di monitoraggio delle risorse ittiche possiamo individuare tre tipologie di disegni di campionamento:

- Casuale
- Sistemático con transetti paralleli
- Sistemático con transetti disposti secondo uno schema "zig-zag"

La scelta del piano di campionamento da utilizzare viene fatta principalmente in funzione di tre fattori critici ovvero:

- l'accuratezza della stima che si vuole raggiungere;
- le caratteristiche dell'area di studio;
- il tempo nave disponibile.

Il piano di campionamento più frequentemente adottato è quello sistematico,

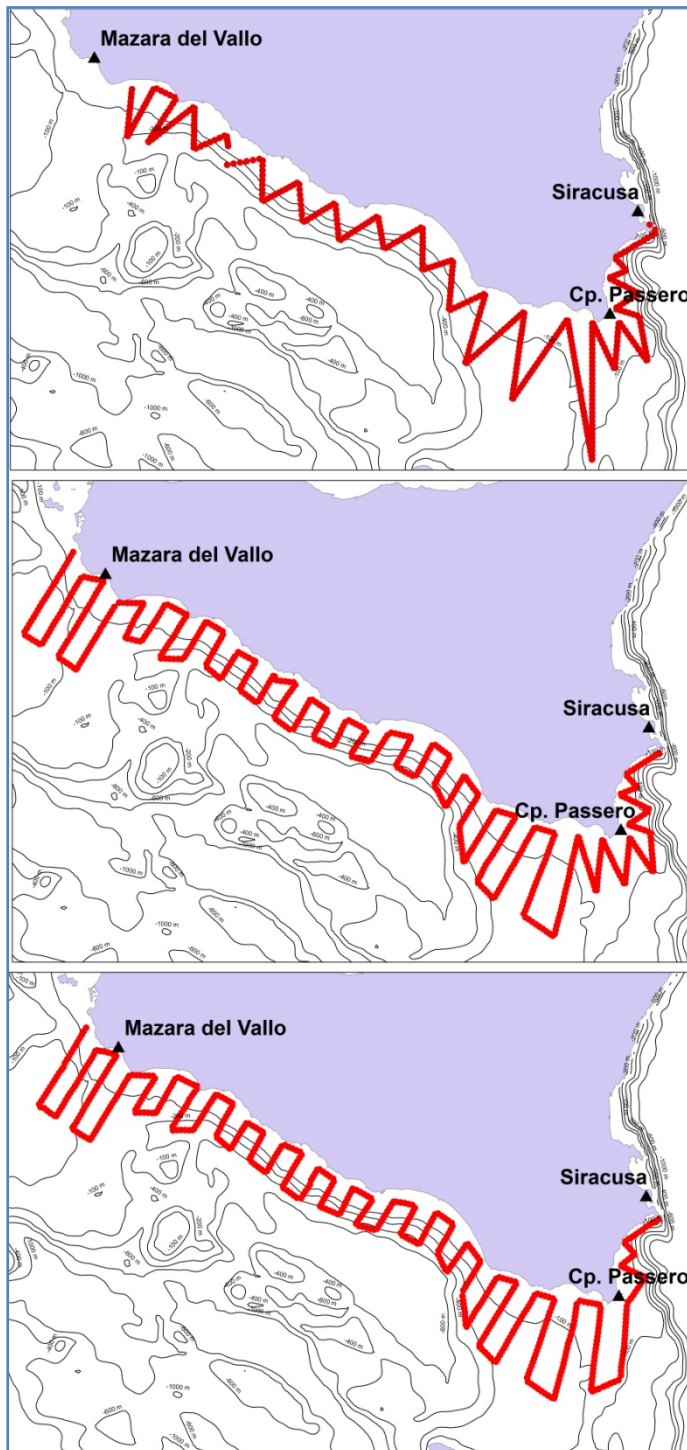


Figura 2: modificazioni del disegno di campionamento intervenute nel corso degli anni. Si noti che il disegno di campionamento relativo alla prima immagine è stato adottato a causa del ridotto tempo nave e rappresenta dunque un'eccezione.

poiché viene ridotta la probabilità di non registrare zone ad alta densità di biomassa, richiede un minore sforzo di campionamento, permette una migliore definizione dei limiti della popolazione e della sua distribuzione spaziale e, da un punto di vista strettamente statistico, permette una maggiore accuratezza della stima ed una maggiore consistenza nel confronto di serie temporali (J. Rivoirard et al., 2000). Nel caso dei survey condotti nello Stretto di Sicilia il disegno di campionamento è effettuato utilizzando transetti paralleli nella zona compresa tra Mazara del vallo e Capo Passero (fig4), mentre per il tratto di mare compreso tra capo Passero e Siracusa il campionamento viene effettuato secondo uno schema a "zig-zag" essendo la piattaforma continentale così stretta da rendere inefficiente

uno schema a transetti paralleli. Tuttavia nel corso degli anni lo schema generale appena presentato ha subito alcune modificazioni, e quindi il disegno di campionamento non è stato replicato esattamente allo stesso modo tutti gli anni. Tuttavia, fatta eccezione per i survey autunnali del 1999 e 2000, in cui il disegno di campionamento era di tipo “zig-zag” a causa del ridotto tempo nave disponibile e delle avverse condizioni meteomarine, per tutti gli altri survey il disegno di campionamento è tutto sommato coerente, e le piccole modificazioni sono relative a “piccoli aggiustamenti” effettuati ai fini dell’ottimizzazione del piano stesso.

In fig.2 sono riportati a titolo d’esempio i disegni di campionamento di tre echo-survey che rappresentano in modo sintetico le diverse modificazioni subite dallo schema di campionamento nel corso degli anni. In particolare in alto è mostrato il piano di campionamento relativo all’echosurvey effettuato nell’anno 2000 (periodo autunnale), che presenta uno schema di campionamento a zig-zag per tutta l’area di studio, adottato in tale anno a causa del ridotto tempo nave costituendo dunque un’eccezione. Al centro ed in basso sono presentati rispettivamente gli schemi di campionamento relativi agli anni 2007 e 2011, in cui si può notare come sia stato ridotto il numero di transetti con schema a zigzag. Ad ogni modo, poiché l’implementazione dello schema di campionamento può influire sulla precisione della stima di biomassa, l’effetto delle modificazioni del



Figura 3: Posizione delle cale sperimentali relative all’echo-survey effettuato nell’estate del 2010

disegno sulla stima dell’abbondanza è stato valutato attraverso l’uso di metodi geostatistici.

Per quanto riguarda invece le pesche sperimentali, non è possibile

pianificare uno schema di campionamento fisso a priori, dato che è necessario

effettuare la cala in zone in cui siano presenti banchi di pesce. In questo caso dunque il campionamento viene effettuato in modo da avere un congruo numero di osservazioni (pescate) rispetto al numero dei transetti e cercando di campionare in modo equo i diversi intervalli batimetrici. Un esempio della distribuzione delle stazioni di pesca nell'area di studio è riportato in fig 3.

Dati CTD

Come precedentemente precisato, contestualmente all'echosurvey viene effettuata una campagna oceanografica a bordo della N/O Urania durante la quale vengono acquisiti numerosi profili CTD (SBE911 plus, Sea-Bird Inc.). Durante la discesa la sonda multiparametrica colleziona i valori relativi a temperatura, salinità, ossigeno e fluorescenza. Tuttavia a causa di alcuni problemi di calibrazione relativi ai sensori di ossigeno e fluorescenza (che rendono i valori misurati non confrontabili tra gli anni) tali parametri non sono stati considerati nell'analisi di associazione tra valori di biomassa e parametri ambientali. La sonda, calata a velocità costante, esegue durante la discesa una misurazione ad intervalli di profondità di circa 10 cm. Successivamente i profili vengono filtrati al fine di eliminare possibili valori anomali e degradati lungo la verticale calcolando i valori medi per intervalli di profondità costanti (1 metro).

Sebbene le campagne idrologiche vengano svolte contestualmente agli echosurvey, non hanno come unico obiettivo quello di valutare le condizioni oceanografiche all'interno dell'area di studio relativa agli echo-survey, e dunque estendono l'area di campionamento ben oltre il limite della piattaforma continentale, investigando la zona compresa tra la linea di costa meridionale della Sicilia e la linea congiungente le isole di Pantelleria e Malta. Il campionamento viene effettuato utilizzando una griglia regolare con maglia

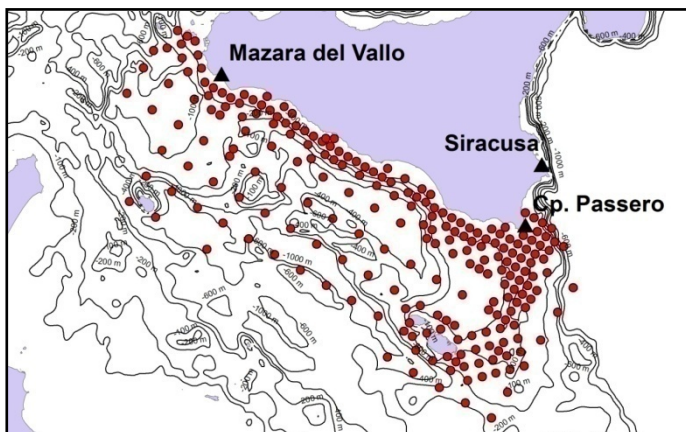


Figura 4: Schema di campionamento dei profili CTD (2008)

quadrata di dimensione pari a 12 NM al largo e 4 NM nell'area della piattaforma continentale (fig.4). Tale differenza in termini di area di studio chiaramente non permette un perfetto

allineamento spazio-temporale tra il dato acustico e quello idrologico. Tuttavia, poichè la finestra temporale in cui viene effettuato il survey acustico ricade all'interno di quella (più grande) in cui viene effettuato il survey CTD, possiamo assumere che il campionamento idrologico fornisca una stima affidabile del quadro generale della situazione oceanografica della zona, e che tale stima possa essere relazionata alla distribuzione spaziale degli stock ittici. Tale assunzione viene ulteriormente rafforzata considerando l'inerzia del "sistema marino" nel subire modificazioni al variare dei forzanti ambientali, nonché l'inerzia degli stock ittici ad adeguarsi alla nuova configurazione del sistema.

Dataset Satellitari

La crescente disponibilità di misure telerilevate per diversi parametri relativi alla superficie marina, ha portato ad un'attenzione sempre maggiore da parte della comunità scientifica verso questa tipologia di dati, il cui principale punto di forza è da ricercarsi nella possibilità di ottenere misure sinottiche per vaste porzioni di territorio unitamente all'alta risoluzione spaziale e temporale. Sebbene tali misure siano relative allo strato più superficiale della colonna d'acqua, le immagini telerilevate oltre a fornire una misura per specifici parametri (SST, CHL-a, SLA ecc.) possono essere utilizzate per investigare processi di interesse nell'ambito dello studio di organismi pelagici o delle dinamiche oceanografiche correlate al parametro considerato. In questo lavoro sono stati utilizzati i dataset satellitari relativi alla clorofilla superficiale (Chl-a, mg/m^3), radiazione fotosinteticamente attiva (PAR, $\text{Einsteins m}^{-2} \text{ day}^{-1}$), anomalia del livello del mare (SLA, cm), sostanza organica disciolta (C-DOM) e temperatura superficiale (SST, °C), nonché i campi di velocità delle correnti geostrofiche superficiali utilizzati per valutare il percorso dell'AIS nei diversi anni (i dataset relativi a PAR, C-DOM, CHL-a e SST sono stati scaricati dal sito <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>, mentre quelli relativi all'anomalia del livello del mare dal sito <http://www.aviso.oceanobs.com/>). Per tutti i parametri sopra elencati sono stati utilizzati dataset climatologici mensili (in relazione al periodo dell'echosurvey) generati a partire dalle immagini giornaliere (Valavanis et. al, 2008).

Creazione di uno spazio di lavoro in ambiente GIS: assimilazione, archiviazione e preparazione dei dataset

L'utilizzo dei sistemi informativi geografici (GIS: Geographical Information System) è diventato negli ultimi anni una scelta obbligata in tutti quei casi in cui è necessario gestire ed analizzare informazioni di carattere geospaziale. I GIS altro non sono che una collezione di procedure informatiche e routines, appositamente sviluppate per interfacciarsi con database georiferiti e permettere una gestione flessibile ed efficiente di tali dati. Ogni software GIS fornisce strumenti specifici per rispondere alle seguenti esigenze:

- creazione, aggiornamento e navigazione di banche dati georiferite;
- visualizzazione dati, tematizzazione e restituzione cartografica;
- interrogazioni spaziali;
- funzionalità di analisi.

Particolare importanza negli ultimi anni sta acquisendo inoltre la possibilità di incrociare informazioni provenienti da diverse sorgenti di dati. Dal punto di vista dell'implementazione delle banche dati infatti è sempre più utilizzato il paradigma dei data-center distribuiti. Un'ulteriore spinta in tal senso è data anche dai recenti e sempre maggiori sviluppi nell'ambito dell'acquisizione e gestione in tempo reale di dati provenienti da dispositivi remoti. Appare dunque evidente che il cuore di un sistema informativo è rappresentato dalla banca dati. Una banca dati geografica può essere definita come una collezione di "oggetti" la cui collocazione nello spazio è parte integrante dell'informazione stessa, così come lo sono le relazioni spaziali tra gli oggetti in essa contenuti.

Nell'ambito dei sistemi informativi geografici distinguiamo sostanzialmente due differenti tipologie di dati: raster e vettoriali. In formato raster vengono archiviate tutte quelle informazioni che possono essere rappresentate come griglie nello spazio ai cui nodi sono associati i valori relativi alla misura di un dato fenomeno. Ne sono esempio i modelli digitali del terreno (DTM) e le immagini telerilevate, in cui ad ogni cella (pixel) è associato un valore relativo al parametro rappresentato. Il formato vettoriale è invece utilizzato per tutti quelle entità che possono essere rappresentate nello spazio per mezzo di primitive geometriche quali punti, linee e poligoni, (posizione di stazioni di campionamento, isobate, carte

sedimentologiche ecc). Un'importante peculiarità dei file vettoriali è la possibilità di associare ad ogni elemento geometrico una tabella di attributi alfanumerici, o file di tipo testo e multimediali, che vanno a costituire parte integrante dell'informazione.

Tutti gli oggetti sopra descritti vengono generalmente archiviati in directory sul filesystem o utilizzando database relazionali, seguendo un tipo di organizzazione che nella maggior parte dei casi è fortemente dipendente dal contesto in cui si sta lavorando e dagli specifici risultati che si intende raggiungere. L'archiviazione su filesystem è generalmente implementata utilizzando un albero di directory, la cui struttura riflette una precisa logica. L'utilizzo di database relazionali nello sviluppo di banche dati georiferite è invece molto più complesso, sia dal punto di vista implementativo sia da quello concettuale, ma permette una gestione più coerente e flessibile dei dati, rendendo possibile la creazione di relazioni complesse tra diversi strati informativi, che ben si prestano a rappresentare sistemi complessi quale è quello marino.

Nell'ambito di questo lavoro di tesi, sebbene in un primo momento sia stata

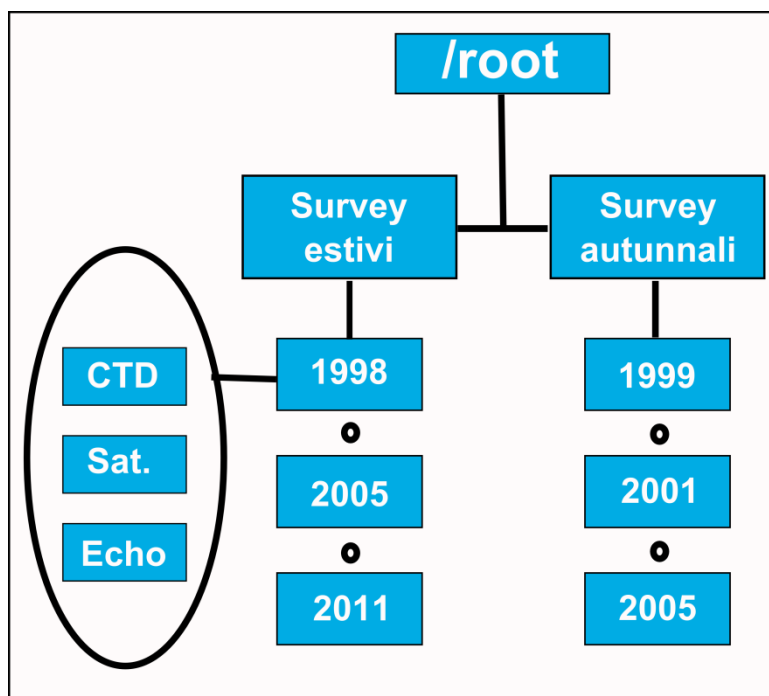


Figura 5: schema della struttura utilizzata nell'implementazione della banca dati.

valutata la possibilità di utilizzare un database relazionale, si è infine scelto di implementare la banca dati su filesystem utilizzando uno schema semplice la cui unità logica di base fosse l'echosurvey (fig.7). I diversi layer informativi sono stati archiviati utilizzando formati interoperabili (shapefile e ascii grid) che potessero essere

letti e gestiti anche dal software utilizzato per la parte di analisi statistica (R). Tale organizzazione ha reso possibile l'utilizzo ricorsivo di routines appositamente

scritte nel linguaggio statistico R che permettessero di automatizzare alcune procedure, applicandole in modo sequenziale ad ognuno dei surveys.

Dataset Acustico

I dataset acustici relativi ad ognuno degli anni considerati erano archiviati in formato xls, e dunque non compatibili con l'utilizzo di un GIS. I file .xls riportavano per ciascuna delle osservazioni i relativi valori di posizione (latitudine e longitudine), biomassa di sardine e acciughe (espressa in ton/NM²), e altri parametri come i valori di NASC e la cala di riferimento. Ognuno dei file xls è stato quindi caricato all'interno di un database al fine di poter svolgere in modo efficiente le operazioni di omogeneizzazione dei nomi dei campi e tipo di dato, nonché i controlli di coerenza sui campi stessi, e l'aggiunta di nuovi campi che sarebbero stati popolati ed utilizzati durante le analisi successive. Ad ognuno dei file è stato aggiunto un campo contenente un codice identificativo relativo alla campagna. Il database è stato infine collegato al sistema informativo, ed ognuno dei file è stato riproiettato in un sistema di coordinate metriche (UTM WGS83 zona 33N) ed esportato nel formato di interscambio shapefile, archiviandolo secondo lo schema riportato in fig5.

Dataset idrologico

I dati provenienti dalla sonda multiparametrica, erano archiviati in formato testo .cnv, costituito da un header contenente diverse informazioni generali (data, coordinate della stazione, sensori attivi, ecc.) e un corpo contenente le misure effettuate, organizzate secondo una matrice costituita da un numero di righe pari al numero di osservazioni effettuate sulla colonna d'acqua ed un numero di colonne pari al numero di parametri rilevati. Dato il grande numero di files da convertire, è stata sviluppata una routine in grado di effettuare tale conversione in modo semiautomatico, elaborando in modo ricorsivo tutti i files presenti all'interno di una directory, e salvandone il contenuto in un unico file di testo, successivamente *uploadato* all'interno del database ed esportato in formato shapefile seguendo la stessa procedura descritta per i dati acustici.

Tuttavia occorre osservare che mentre il dataset idrologico consiste di misure puntuali lungo la colonna d'acqua, per i dati acustici si aveva a disposizione un valore di biomassa integrato lungo l'intera colonna. Al fine di ottenere dei

parametri di sintesi relativi alle caratteristiche della colonna d'acqua, si è preferito ragionare per "strati". La colonna d'acqua è stata divisa in due strati principali , ovvero lo strato di fondo e quello superficiale, definiti come segue (Laprise & Pepin, 1995):

- Bottom Layer (BL): la porzione di colonna d'acqua compresa tra il fondo e la profondità alla quale la temperatura è maggiore di un grado rispetto a quella del fondo;
- Upper Mixed Layer: la porzione di colonna d'acqua compresa tra la superficie e la sommità del Bottom Layer.

Per ognuno dei due strati sono quindi stati calcolati i valori medi per le variabili disponibili.

Dataset Satellitare

I dati satellitari giornalieri, scaricati attraverso i servizi resi disponibili dal gruppo di lavoro OceanColor in un formato pienamente compatibile con i software GIS, sono stati archiviati per ciascuno dei survey all'interno di una apposita cartella. Successivamente utilizzando semplici comandi di "map algebra" sono state ottenute le medie climatologiche mensili per ognuno dei parametri considerati.

Intersezione dei dataset acustici ed ambientali

Al fine di poter associare ad ogni valore di biomassa rilevato un valore per ciascuno dei parametri ambientali considerati, i dataset idrologici sono stati interpolati tramite block kriging. Si è dunque passati da un'informazione di tipo discreto (elementi puntuali) ad una di tipo continuo (superficie) (Giannoulaki et al, 2005). I raster di output sono stati generati utilizzando una cella di 1 x 1 NM, pari quindi all'EDSU utilizzata nel postprocessing dei dataset acustici. Anche per i dataset satellitari è stato necessario effettuare un ricampionamento (effettuato tramite kriging) al fine di allineare i dati alla risoluzione del dataset acustico.

Infine, "interrogando" i raster in corrispondenza delle osservazioni di biomassa è stato possibile associare a ciascuna osservazione di biomassa il corrispondente valore della variabile ambientale.

Statistica spaziale

Mappe di distribuzione, stima di biomassa ed analisi dell'efficienza del disegno di campionamento

Nella statistica classica una delle assunzioni di base è che le singole osservazioni siano indipendenti ed indenticamente distribuite (i.i.d.). In ambito geospaziale tuttavia è raro che tale assunzione possa essere rispettata a causa dell'autocorrelazione insita nella gran parte dei processi naturali che si distribuiscono nello spazio. Per meglio chiarire tale problematica si pensi al classico esempio del lancio di un dado: il risultato di ogni lancio è assolutamente indipendente da quelli precedentemente effettuati, e non è possibile fare alcuna ipotesi sul risultato del lancio successivo partendo dai risultati ottenuti nei lanci precedenti. Al contrario, quando consideriamo il valore di elevazione in un dato punto dello spazio geografico è invece possibile fare delle ipotesi su quello che sarà il valore di elevazione in un punto poco distante da quello considerato, poichè è esperienza comune che punti vicini tra loro nello spazio tendano ad avere valori di elevazione simili. L'autocorrelazione è dunque una proprietà importante nella caratterizzazione dei processi spaziali; la determinazione dell'intensità di tale proprietà ci permette di stabilire la distanza alla quale due osservazioni diventano indipendenti, e quindi di avere una misura del grado di continuità spaziale del fenomeno oggetto di studio. La valutazione di tale proprietà in diverse direzioni dello spazio può inoltre mettere in evidenza la presenza di anisotropie geometriche che potrebbero essere legate a forzanti d'interesse nella comprensione delle dinamiche che influenzano la distribuzione spaziale del fenomeno oggetto di studio. La caratterizzazione della variabilità spaziale di un fenomeno è inoltre cruciale in tutti quei campi in cui sia necessario ricostruire la distribuzione geografica della variabile di interesse partendo da un numero limitato di osservazioni.

Quando l'oggetto dello studio riguarda la valutazione dell'abbondanza di una risorsa, la ridondanza d'informazione dovuta all'autocorrelazione, così come la struttura spaziale insita nella distribuzione di tale risorsa, dovranno essere tenute in considerazione sia nella pianificazione del campionamento, sia nella stima di abbondanza e del grado di errore ad essa connesso. Infatti nel caso in cui ci

trovassimo nell'ambito di processi le cui osservazioni possono essere considerate indipendenti all'interno dello spazio geografico considerato, e volessimo stimarne valor medio ed errore di stima, l'aumento dello sforzo di campionamento avrebbe un impatto significativo nella caratterizzazione del fenomeno stesso e dunque anche sul grado d'errore relativo al parametro stimato (valore medio). Per contro l'aumento dello sforzo di campionamento nella caratterizzazione di fenomeni la cui distribuzione nello spazio presenta un certo grado di strutturazione ha in parte il semplice effetto di aumentare la ridondanza di informazione contenuta nel dataset. In tutti questi casi dunque l'ottimizzazione della strategia di campionamento dovrà essere tesa in primo luogo a risolvere adeguatamente la struttura spaziale del fenomeno. In merito a quest'ultimo punto, nel caso dei piani di monitoraggio di stock ittici, bisogna considerare che la stima di biomassa viene effettuata annualmente, e che la struttura spaziale di tali stock può variare in risposta a forzanti ambientali o in relazione alle dinamiche di popolazione (effetti biomassa dipendenti). Nella pianificazione dello schema di campionamento bisognerà dunque considerare tale fenomeno al fine di ottenere stime di biomassa comparabili dal punto di vista dell'errore di stima.

L'approccio geostatistico

La geostatistica nasce in ambito minerario, ed offre una serie di strumenti che consentono di inquadrare in un contesto probabilistico le problematiche relative all'interpolazione spaziale e alla stima di una risorsa. Una trattazione completa della teoria alla base di tale disciplina esula dallo scopo di tale lavoro, e dunque ne verrà di seguito riportato solo un breve cenno. In ambito geostatistico, la variabile oggetto di studio è considerata come una funzione aleatoria gaussiana. Data una funzione aleatoria gaussiana $Z(x)$, in cui x rappresenta la coppia di coordinate nello spazio bidimensionale, dovranno essere verificate le due seguenti proprietà: stazionarietà del processo e degli incrementi (Matheron, 1971). La stazionarietà del processo implica che:

- il valor medio sia invariante per traslazione, ovvero la media è costante all'interno del dominio in cui tale funzione è definita

$$E[Z(x)] = m = \text{costante};$$

- la covarianza tra due punti separati da una certa distanza h non varia per traslazione, e dipende dunque solo dalla distanza tra i due punti, ovvero

$$\text{cov}(Z(x), Z(x + h)) = E[(Z(x) - m)(Z(x + h) - m)] = C(h).$$

Per la stazionarietà degli incrementi dovrà essere invece verificata la relazione

$$E[Z(x + h) - Z(x)] = 0$$

Nella pratica geostatistica si distinguono due momenti: l'analisi strutturale tesa alla caratterizzazione e modellizzazione della struttura spaziale insita nel fenomeno osservato e la stima vera e propria (locale o globale).

Analisi strutturale

Lo strumento maggiormente utilizzato nella caratterizzazione della struttura spaziale del fenomeno oggetto di studio è la funzione variogramma definita come

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_i^{N(h)} (v_{xi} - v_{xi+h})^2$$

in cui h è un vettore di distanze e direzioni, ed N è il numero di coppie di punti,

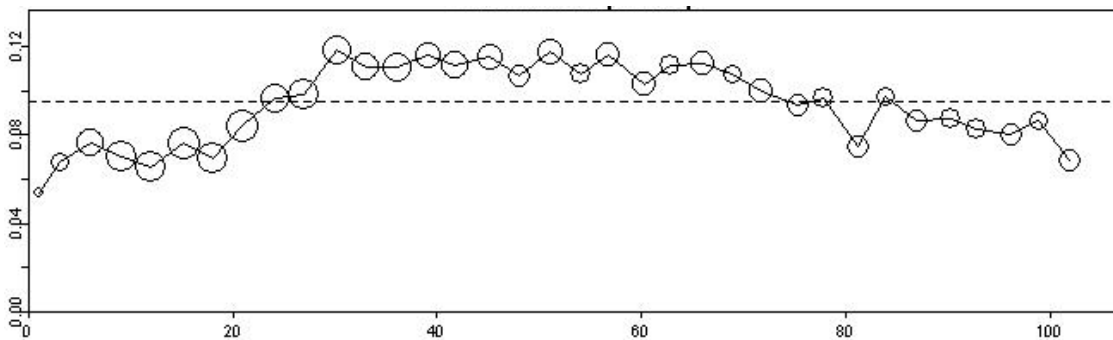


Figura 6: esempio di variogramma sperimentale costruito valutando per ciascun lag i valori di γ spaziatosi di una certa misura (lag) nella direzione considerata. Valutando γ (semivarianza) per i diversi valori di h si ottiene il cosiddetto variogramma sperimentale (fig. 6). Gli aspetti desumibili dal variogramma sperimentale, e di interesse nella caratterizzazione della struttura spaziale del fenomeno osservato, sono:

- la presenza o meno di un “effetto pepita” (nugget effect);

- il sill, definito come il valore di semivarianza in corrispondenza del quale il variogramma si stabilizza e che generalmente coincide con la varianza globale del sistema;
- il range, ovvero la distanza (asse delle ascisse) alla quale viene raggiunto il sill.

Osservazioni separate da una distanza maggiore o uguale al range possono dunque considerarsi completamente indipendenti. Chiaramente il variogramma sperimentale rappresenta una misura discreta della semivarianza, cosa che come verrà meglio compreso più avanti è di scarsa utilità dal punto di vista applicativo. E' necessario dunque trovare un modello che possa descrivere l'andamento della semivarianza osservato nel variogramma sperimentale. Si usano a tale scopo funzioni che siano strettamente positive nonchè continue e definite per ogni valore di h . Tra i modelli più comuni troviamo quelli sferico, esponenziale e gaussiano.

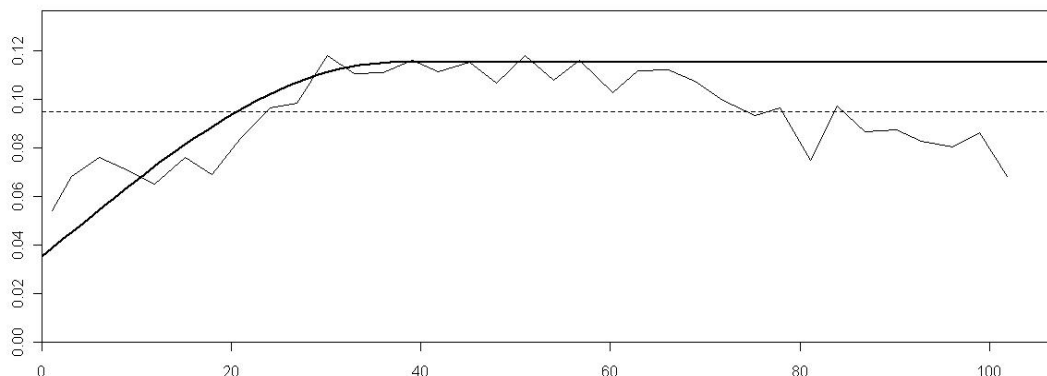


Figura 7: Fitting del variogramma sperimentale (presentato in fig. 6) utilizzando un modello sferico

Interpolazione: stima globale, locale e varianza d'errore

Nell'ambito delle discipline geospaziali una delle problematiche che più frequentemente ci si trova ad affrontare è quella della ricostruzione della distribuzione di una determinata variabile nello spazio a partire da un set di osservazioni limitato. Tale pratica, comunemente detta "interpolazione spaziale", ricostruisce la superficie d'interesse suddividendo l'area geografica oggetto di studio secondo un grigliato regolare, e stimando, attraverso l'utilizzo di una media pesata dei valori osservati, il valore della variabile oggetto di studio nei nodi della

griglia. Spesso l'unico obiettivo di un'interpolazione è quello di fornire una "mappa" che possa rendere evidente l'andamento della variabile d'interesse nello spazio, al fine di identificare pattern e trend. Tuttavia, in molte situazioni è necessario andare oltre la semplice "visualizzazione", e ciò di cui si ha bisogno è una vera e propria stima dei valori nei diversi nodi della griglia, alla quale è dunque necessario associare anche un termine d'errore. Tale problematica nella letteratura internazionale è indicata con il termine "reliable mapping". Sono esempio di tali situazioni tutti i casi in cui si è interessati a valutare la distribuzione dell'abbondanza di una risorsa all'interno di un'area di studio. Oltre a valutare la distribuzione spaziale si è spesso interessati anche a stimarne l'abbondanza totale. In ambito geostatistico vengono spesso utilizzati i termini "stima locale" e "stima globale" per riferirsi ai due casi appena descritti. Si parla di stima globale, quando si stima il valore medio della variabile oggetto di studio relativo all'intera area investigata, e di stima locale quando la stima viene effettuata su una sotto-area dello spazio geografico considerato utilizzando anche le osservazioni che ricadono al di fuori della sotto-area stessa (Isaak e Srivastava, 1989). Da tale definizione appare evidente che il caso relativo alla ricostruzione di una superficie continua a partire da un set di osservazioni limitate è riconducibile ad una serie di stime locali. Dovendo in entrambi i casi fornire il grado di errore della stima, sarà inoltre necessario fare delle assunzioni circa la distribuzione di frequenza della variabile, nonchè conoscere i gradi di libertà del sistema. Tuttavia, come precedentemente sottolineato, a causa della presenza di autocorrelazione, nel calcolo del termine di errore sarà necessario tener conto della struttura spaziale relativa alla variabile osservata.

Ciò che distingue la stima effettuata tramite un approccio geostatistico dai comuni metodi di interpolazione, è proprio la capacità di inglobare nella procedura di stima il modello di variabilità spaziale desunto attraverso l'utilizzo degli strumenti propri dell'analisi strutturale, minimizzando la varianza globale del sistema e fornendo l'errore ad essa associato. Inoltre attraverso l'utilizzo di tali metodi sarà possibile tener conto anche del cambio di supporto (interpolazione puntuale o a blocchi). Sebbene tale aspetto sia spesso tralasciato, la stima effettuata in un dato punto dello spazio in cui non sia stato possibile effettuare il campionamento è strettamente legata alla superficie o al volume su cui la

variabile viene misurata (supporto statistico). Se si pensa infatti al rapporto esistente tra varianza e supporto statistico, sarà evidente che nel calcolo dell'errore della stima bisognerà tenere conto di un eventuale cambio di supporto imposto dalla discretizzazione del dominio effettuata utilizzando un grigliato regolare. Tale aspetto dunque giocherà un ruolo chiave anche nella determinazione del valore medio relativo all'intera area di studio.

Per meglio comprendere quanto sopra riportato, supponiamo di voler fare inferenza circa il valore di una ipotetica variabile nel punto A (stima puntuale) data la configurazione spaziale in fig. 8.

In prima istanza, assumiamo di effettuare la stima semplicemente estendendo il



valore del punto 1 (il punto più vicino) al punto A. L'errore connesso a tale approssimazione sarà dunque pari a:

$$\varepsilon = A - A^*$$

Figura 8: disposizione ipotetica di 5 punti noti utilizzati per stimare il valore ignoto nel punto A

In cui A rappresenta il valore reale (a noi sconosciuto) assunto dalla variabile e A^* il

valore stimato.

Sotto l'ipotesi di stazionarietà (assenza di trend), se effettuassimo una serie di stime simili a quella precedente ($A^*_1; A^*_2; \dots; A^*_n$) si avrà:

$$\bar{\varepsilon} = 0$$

Ovvero la stima sarà priva di bias e l'errore medio pari a 0. Volendo stimare la varianza d'errore dell'approssimazione fatta nel caso appena visto avremo che:

$$\sigma_\varepsilon = \frac{(\varepsilon - \bar{\varepsilon})^2}{2}$$

$$\sigma_\varepsilon = \frac{(A^*_i - A) - \bar{\varepsilon})^2}{2}$$

Ma poichè l'errore medio è uguale a 0 avremo:

$$\sigma_\varepsilon = \frac{(A^*_i - A)^2}{2}$$

$$2\sigma_\varepsilon = (A^*_i - A)^2 = 2\gamma(h)$$

Che è esattamente la formula della semivarianza per due punti distanti h:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2}(x_1 - x_2)^2$$

Quindi disponendo di un dataset con un certo numero di coppie di punti separate da una distanza pari a quella che separa il punto 1 dal punto A, potremmo calcolare la varianza d'errore di tale approssimazione (A^*) pur non conoscendo il valore di A.

Consideriamo a questo punto la situazione riportata in fig.11, in cui si vuole stimare non il valore del punto A, bensì il valore della variabile d'interesse racchiusa nella superficie ombreggiata (stima in un "blocco"). Assumiamo di associare a tale "area di interesse" il valore del punto noto che ricade al suo interno (p1).

Per quanto precedentemente riportato, l'errore medio sarà pari a 0, ma questa

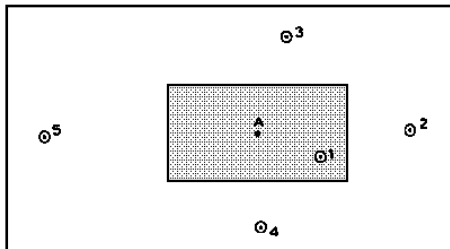


Figura 9: disposizione ipotetica di 5 punti noti utilizzati per stimare il valor medio della variabile oggetto di studio nell'area ombreggiata

volta il calcolo dell'errore relativo all'approssimazione fatta è complicato dal cambio di supporto, poichè stiamo cercando l'errore connesso nell'associare il valore di un'osservazione di tipo puntuale al valore

medio relativo ad un'area. In questo caso dunque bisognerà (utilizzando il modello del variogramma) sottrarre alla media delle semivarianze calcolate tra i punti appartenenti all'area d'interesse e il punto 1 ($2\bar{\gamma}(p, A)$), la media delle semivarianze calcolate tra tutte le possibili coppie di punti presenti all'interno della stessa area ($\bar{\gamma}(A, A)$), e dunque la varianza d'errore relativa all'approssimazione fatta associando all'area d'interesse il valore di p1 sarà:

$$\sigma_\varepsilon^2 = 2\bar{\gamma}(p, A) - \bar{\gamma}(A, A)$$

In cui il termine $\gamma(A, A)$ tiene conto del cambio di supporto tra la stima puntuale e la stima del “blocco”.

Quanto fin qui riportato si riferisce ad un approccio semplificato, ottenuto associando di volta in volta, al punto o al blocco di cui si voleva effettuare la stima, l’osservazione più vicina. Disponendo di cinque osservazioni, potremmo pensare di utilizzare una media pesata delle osservazioni disponibili data da:

$$A^* = w_1p_1 + w_2p_2 + w_3p_3 + w_4p_4 + w_5g_5$$

Tornando al problema iniziale, in cui la stima risultava dalla media pesata di tutte le osservazioni disponibili all’interno del dominio spaziale considerato, appare evidente che in tal caso bisognerà considerare un terzo termine nel calcolo della varianza d’errore, ovvero il variogramma medio tra tutte le possibili coppie di campioni $\bar{\gamma}(p, p)$. Essendo lo stimatore il prodotto di una media pesata, la formula per il calcolo della varianza d’errore diventa dunque:

$$\sigma_\epsilon^2 = 2 \sum_{i=1}^n w_i \bar{\gamma}(p_i, A) - \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_i w_j \bar{\gamma}(p_i, p_j) - \bar{\gamma}(A, A)$$

Quello che è importante notare a questo punto è che per quanto fin’ora detto la varianza d’errore è funzione della struttura spaziale insita nel fenomeno oggetto di studio (γ), della geometria dell’area di studio stessa (A, A), della disposizione dei punti all’interno dell’area campionata (p, A) e della posizione reciproca dei punti (p, p), e quindi strettamente legata al disegno di campionamento.

Poichè il valore stimato è frutto di una media pesata, bisognerà determinare il criterio con cui verranno attribuiti i pesi alle diverse osservazioni. Intuitivamente è ovvio che l’osservazione più vicina dovrà avere un’influenza maggiore nella determinazione del valore stimato. Osservando la formula della varianza d’errore, è evidente che questa sia funzione dei pesi, e quindi una proprietà desiderabile per il nostro stimatore è che la varianza venga minimizzata, e dunque dovendo imporre tale condizione sarà:

$$\frac{\partial \sigma_\epsilon^2}{\partial w_i} = 0$$

Che equivale a risolvere un sistema di n equazioni lineari in n incognite. Dovendo soddisfare la condizione

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

viene utilizzato un moltiplicatore Lagrangiano (λ), ottenendo il sistema del kriging “ordinario”:

$$\begin{cases} \sum_i w_i \bar{\gamma}(p_i - p_j) + \lambda = \bar{\gamma}(p_i - A) \\ \sum_i w_i = 1 \end{cases}$$

Il kriging ordinario rappresenta il caso più semplice nell’ambito della geostatistica, il cui framework teorico è di grande utilità in molte applicazioni pratiche del “mondo reale” (stima dell’abbondanza in un deposito minerario, ottimizzazione del disegno di campionamento, mappe di rischio contaminazione, identificazione della probabilità di superamento di un determinato valore soglia in specifiche aree relativamente ad un parametro di interesse, image filtering). Come già anticipato all’inizio del paragrafo, l’applicazione del metodo appena descritto richiede assunzioni di base piuttosto stringenti (stazionarietà dei primi due momenti della funzione aleatoria), che possono essere però superate attraverso l’utilizzo di tecniche geostatistiche più sofisticate (kriging universale, irf-k, simulazioni geostatistiche, kriging multivariato, indicator kriging).

Stima dell’abbondanza e determinazione degli intervalli di confidenza

Come precedentemente esposto, per poter utilizzare la varianza d’errore nel calcolo degli intervalli di confidenza del valor medio è necessario fare alcune assunzioni sulla distribuzione di frequenza della variabile osservata. Inoltre, cosa più importante, la geostatistica classica considera la distribuzione nello spazio della variabile oggetto di studio come una delle possibili realizzazioni di una funzione aleatoria gaussiana, con media e varianza stazionarie nel dominio in cui essa è definita. Se tutti i vincoli appena esposti fossero rispettati, sarebbe possibile calcolare il valor medio delle densità di biomassa relativo all’area

geografica oggetto di studio ed il relativo intervallo di confidenza. L'abbondanza totale potrebbe dunque essere coerentemente calcolata moltiplicando il valor medio per il numero di miglia nautiche quadrate dell'area di studio (essendo il supporto statistico delle osservazioni pari a 1NM^2). Al fine di confrontare la precisione della stima tra i diversi anni, può essere utile calcolarne il coefficiente di variazione (Rivoirard, 2000), definito come:

$$CV = \frac{\sigma_{\varepsilon}}{\mu}$$

Purtroppo i dataset relativi alla distribuzione di abbondanza di piccoli pelagici non soddisfano nessuna delle assunzioni richieste, essendo caratterizzati da:

- presenza di trend spaziali;
- distribuzione di frequenza dei valori strettamente positivi fortemente sbilanciata positivamente;
- alto numero di osservazioni pari a zero.

E' dunque evidente che, sebbene la geostatistica possa essere applicata a tali dataset per ottenere informazioni sul tipo di struttura spaziale delle popolazioni in esame ed effettuare interpolazioni che tengano conto di tale aspetto, è di fatto impossibile utilizzare il framework probabilistico precedentemente esposto al fine di ottenere degli intervalli di confidenza per la stima di biomassa totale. E' inoltre utile specificare che, pur potendo applicare una qualche trasformazione che ne rendesse la distribuzione gaussiana, sarebbe comunque impossibile ottenere una misura di biomassa coerente, a causa del bias introdotto nella back-trasformazione. Per il calcolo degli intervalli di confidenza è stata dunque applicata la procedura proposta in un recente lavoro da Walline (2007), che tratta separatamente i valori pari a zero e quelli strettamente positivi, accoppiando simulazioni geostatistiche indicatrici (in termini di presenza assenza) e simulazioni geostatistiche condizionate sui valori strettamente positivi precedentemente trasformati utilizzando i punteggi normali (normal-score transformation), in modo da lavorare su variabili perfettamente gaussiane. Il metodo proposto può essere riassunto come segue:

- I valori di abbondanza vengono binarizzati, lasciando inalterati i valori pari a zero e sostituendo i valori positivi con il valore 1. Si ottiene in questo modo una rappresentazione del fenomeno in termini di presenza/assenza. Una serie di simulazioni geostatistiche su un grigliato regolare con maglia pari ad 1 NM² (in modo da mantenere la coerenza del supporto statistico) permette di generare n realizzazioni indipendenti del fenomeno (n = numero di simulazioni), in modo da tener conto dell'indeterminazione relativa alla probabilità che una cella assuma valore pari a 1.
- I valori strettamente positivi vengono trasformati mediante il metodo dei punteggi normali (Deutsch and Journel, 1997), e ognuna delle simulazioni precedentemente effettuate viene utilizzata come maschera di interpolazione per altrettante simulazioni condizionate (i valori osservati sono rispettati) effettuate sui valori trasformati. L'utilizzo delle maschere di interpolazione generate attraverso simulazioni indicatrici fa sì che i valori vengano stimati esclusivamente in corrispondenza delle celle il cui valore è pari ad 1, includendo in tal modo l'informazione relativa alle osservazioni pari a zero. Poichè i valori generati ai nodi della griglia dalle simulazioni non sono frutto di una media pesata, tali valori possono essere back-trasformati senza che venga introdotto alcun bias (Walline, 2007).
- Per ognuna delle simulazioni si esegue la back-trasformazione ed il calcolo della biomassa totale sommandone le celle.

Al termine di tale procedura si ottiene dunque un vettore di n possibili valori indipendenti di biomassa totale sul quale vengono calcolati il valor medio e i relativi intervalli di confidenza.

Tale procedura oltre al calcolo della biomassa totale e dei suoi intervalli di confidenza produce negli step intermedi diversi output di interesse, quali variogrammi, mappe di distribuzione della biomassa e del fenomeno visto in termini di presenza/assenza. Per ognuna delle mappe generate è stato possibile produrre inoltre una mappa d'errore.

Valutazione del disegno di campionamento

Nella stima acustica della biomassa di piccoli pelagici, la pianificazione del disegno di campionamento gioca un ruolo di particolare importanza, influenzando significativamente l'accuratezza della stima finale (Petitgas 2001; Rivoirard et al., 2000). Il progetto europeo AcousMed (Harmonisation of the acoustic data in the Mediterranean) tra gli altri obiettivi aveva quello di valutare l'efficienza del campionamento relativamente ai survey acustici effettuati dai diversi stati membri partecipanti dell'UE (Italia, Francia, Spagna e Grecia), utilizzando i metodi propri della geostatistica. Parte dei risultati presentati più avanti in questo lavoro (in merito all'analisi dell'efficienza di campionamento nella rilevazione della biomassa di piccoli pelagici nello stretto di Sicilia) derivano proprio da quanto effettuato in tale ambito. Sebbene il progetto AcousMed prendesse in considerazione i soli survey acustici effettuati negli anni dal 2002 al 2006, la stessa metodica è stata applicata a tutti gli anni analizzati nel presente lavoro (periodo 1998-2011).

Poichè alla stima di biomassa totale concorrono in modo determinante le patches ad alto contenuto di biomassa, il disegno di campionamento è stato valutato binarizzando i dataset in funzione di uno specifico valore soglia. In tal modo l'efficienza del campionamento viene valutata in termini di "probabilità di non registrare patches ad alta densità". Il valore soglia è stato scelto in corrispondenza del livello di biomassa oltre il quale venivano registrati i valori responsabili dell'80% della biomassa totale registrata. Per ognuno degli anni considerati è stata dunque eseguita l'analisi strutturale, ottenendo il modello del variogramma e calcolando il coefficiente di variazione. Oltre alla valutazione dell'efficienza del disegno di campionamento adottato è stato inoltre valutato l'effetto sulla stima in relazione all'aumento o alla diminuzione della distanza inter-transetto. A tale scopo sono stati generati dei disegni di campionamento "fittizi" calcolando il CV risultante in funzione della struttura spaziale identificata sulla base dei dati reali.

Caratterizzazione della struttura spaziale delle popolazioni

Oltre alle informazioni ottenute dall'analisi strutturale effettuata per il calcolo degli intervalli di confidenza, al fine di valutare possibili effetti biomassa dipendenti, sono stati valutati degli indici in grado di sintetizzare alcune caratteristiche della struttura spaziale delle popolazioni. Tali indici sono stati quindi messi in relazione ai diversi livelli di biomassa rilevati per le due specie in esame al fine di valutare se esistessero modificazioni nella strategia di occupazione dello spazio in risposta all'aumento dei livelli di biomassa. In particolare sono stati utilizzati (Woiillez et al, 2007):

- Centro di gravità: in grado di identificare da un punto di vista geografico il baricentro della popolazione;
- Inerzia: identifica il grado di dispersione della popolazione rispetto al baricentro;
- Isotropia: mette in evidenza se la popolazione in esame è maggiormente dispersa in una particolare direzione;
- Indice globale di collocazione: valuta quanto gli areali delle due popolazioni siano sovrapposti;
- Numero di patches: mette in evidenza la frammentazione in patches della popolazione;
- Area positiva: esprime lo spazio realmente occupato dalla popolazione;
- Area di dispersione: valuta lo spazio occupato dalla popolazione considerando anche la distribuzione dei livelli di biomassa.

Tali indici, già utilizzati nell'ambito del progetto europeo FISBOAT, hanno l'importante caratteristica di non subire l'influenza dell'alto numero di osservazioni a densità nulla, permettendo quindi di ottenere stime che non siano affette da un'identificazione soggettiva dei limiti del perimetro di presenza delle popolazioni.

Valutazione delle dinamiche biomassa dipendenti: curve di selettività ed indice di aggregazione

Al fine di caratterizzare le modificazioni nella distribuzione spaziale delle popolazioni in funzione delle variazioni dei livelli di abbondanza si è fatto uso delle curve di aggregazione geostatistica (Petitgas, 1998). La curva di aggregazione $Q(T)$ (Matheron, 1981; fig 10 C) mette in relazione l'abbondanza

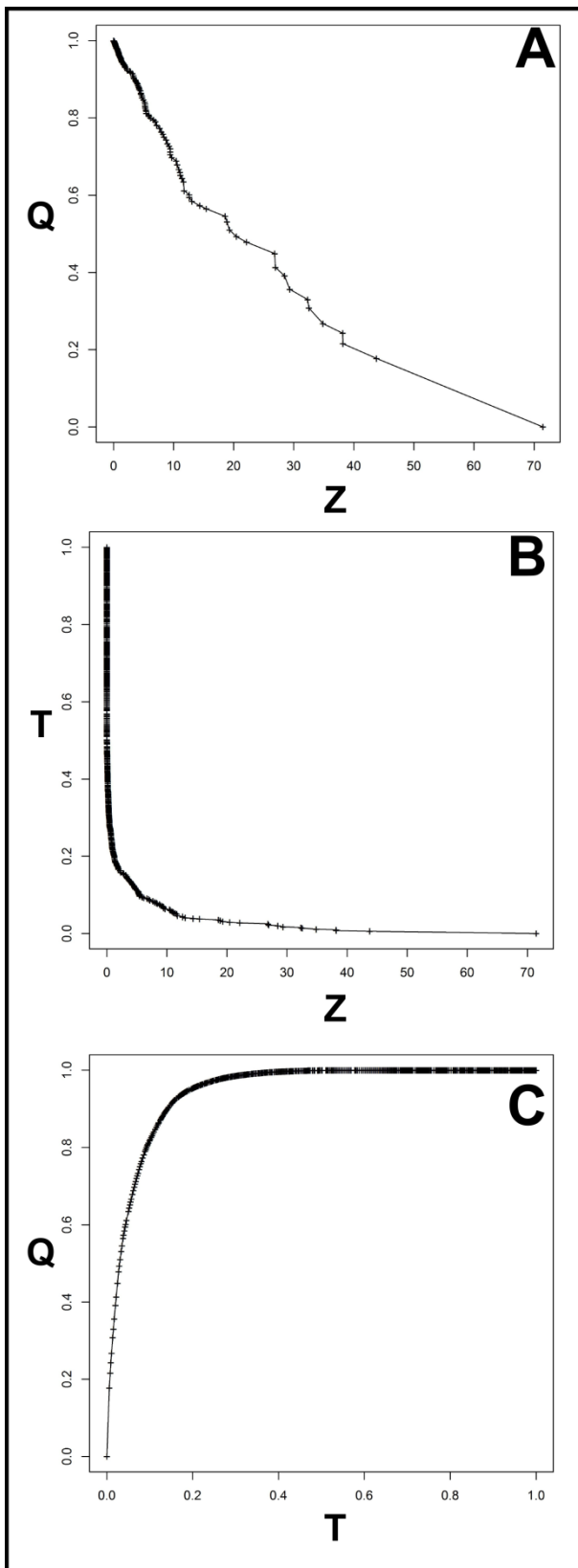


Figura 10: curve $Q(z)$ (A) e $T(z)$ (B) utilizzate nel calcolo della curva di aggregazione geostatistica QT (C). Nelle figure A e B l'asse delle ascisse riporta i valori di densità di biomassa rilevati durante l'echosurvey, mentre sulle ordinate si trovano rispettivamente la proporzione relativa all'abbondanza e all'area totale.

$Q(z)$ (fig 10 A) con la superficie occupata da valori di densità maggiori di una certa soglia z . Tale curva viene costruita a partire dalle curve riportate in figura 10 A e B, e può essere utilizzata unitamente al calcolo dell'indice di aggregazione Ssp (calcolato come il doppio dell'area compresa tra la curva QT e la diagonale con angolo 45° ed origine nel centro degli assi) per discriminare tra i diversi modelli di dinamiche biomassa-dipendenti precedentemente descritte.

Considerando due diversi anni, caratterizzati da livelli di biomassa differenti, una data specie può mostrare quattro differenti modalità di reagire all'aumento della popolazione:

- **Dinamica D1.** L'area di presenza rimane costante e i livelli di densità aumentano solo in alcuni settori, caratterizzati da condizioni ambientali più favorevoli (Petitgas, 1998)
- **Dinamica D2.** L'area di presenza resta costante, e i livelli di densità aumentano ovunque in modo proporzionale all'aumento della popolazione (Houghton, 1987)
- **Dinamica D3.** I valori di densità restano costanti e l'aumento della popolazione viene ammortizzato aumentando esclusivamente l'area di presenza (Iles e Sinclair, 1982)

- **Dinamica D4.** L'aumento della popolazione viene compensato aumentando sia l'area di presenza sia i livelli di densità (MacCall, 1990)

In presenza di una dinamica di tipo D1 la curva di selettività dell'anno a maggior abbondanza si troverà più in alto rispetto a quella dell'anno caratterizzato da abbondanza minore, e dunque l'indice di aggregazione tenderà ad aumentare all'aumentare della biomassa.

In presenza di una dinamica di tipo D2 gli indici di aggregazione rimangono costanti, e dunque le curve di selettività saranno totalmente sovrapposte.

Nelle dinamiche D3 e D4 all'aumentare dell'abbondanza l'indice di aggregazione tenderà a diminuire e la curva di selettività dell'anno ad alta biomassa si troverà al di sotto di quella dell'anno in cui il livello dello stock è più basso. Per distinguere tra le due dinamiche bisognerà confrontare le curve $Q(T)$ che nel caso di dinamica D3 mostreranno una totale sovrapposizione nel tratto iniziale della curva.

Per valutare in modo congruo l'esistenza di una dinamica D2 (in cui le due curve sono totalmente sovrapposte), si è fatto uso del bootstrapping per calcolare gli intervalli di confidenza dell'indice S_{sp} in modo da valutare la significatività delle differenze tra due curve.

Fluttuazioni interannuali in relazione a settori peculiari dell'area di studio.

Come precedentemente descritto lo Stretto di Sicilia presenta una morfologia piuttosto complessa, caratterizzata dalla presenza di due banchi piuttosto estesi

Area	Dimensioni NM²	Dimensioni %
1	491	21
2	922	39
3	820	35
4	135	5
Totale	2342	100

Tabella 1: dimensioni medie delle sub-aree identificate (fig.21) in miglia nautiche quadrate e in percentuale rispetto al totale.

(con profondità media 150m) separati da una zona la cui piattaforma continentale è molto stretta. Tale zona inoltre risulta essere in generale meno direttamente influenzata dal passaggio dell' AIS. E' possibile dunque individuare all'interno dell'area di studio quattro sub-aree peculiari dal punto di vista morfobatimetrico ed oceanografico (fig.11), che

potrebbero mostrare un grado di occupazione differente da parte delle due

specie considerate. Si è deciso quindi di valutare in che modo la biomassa totale registrata di anno in anno si distribuisse al loro interno, al fine di verificare la

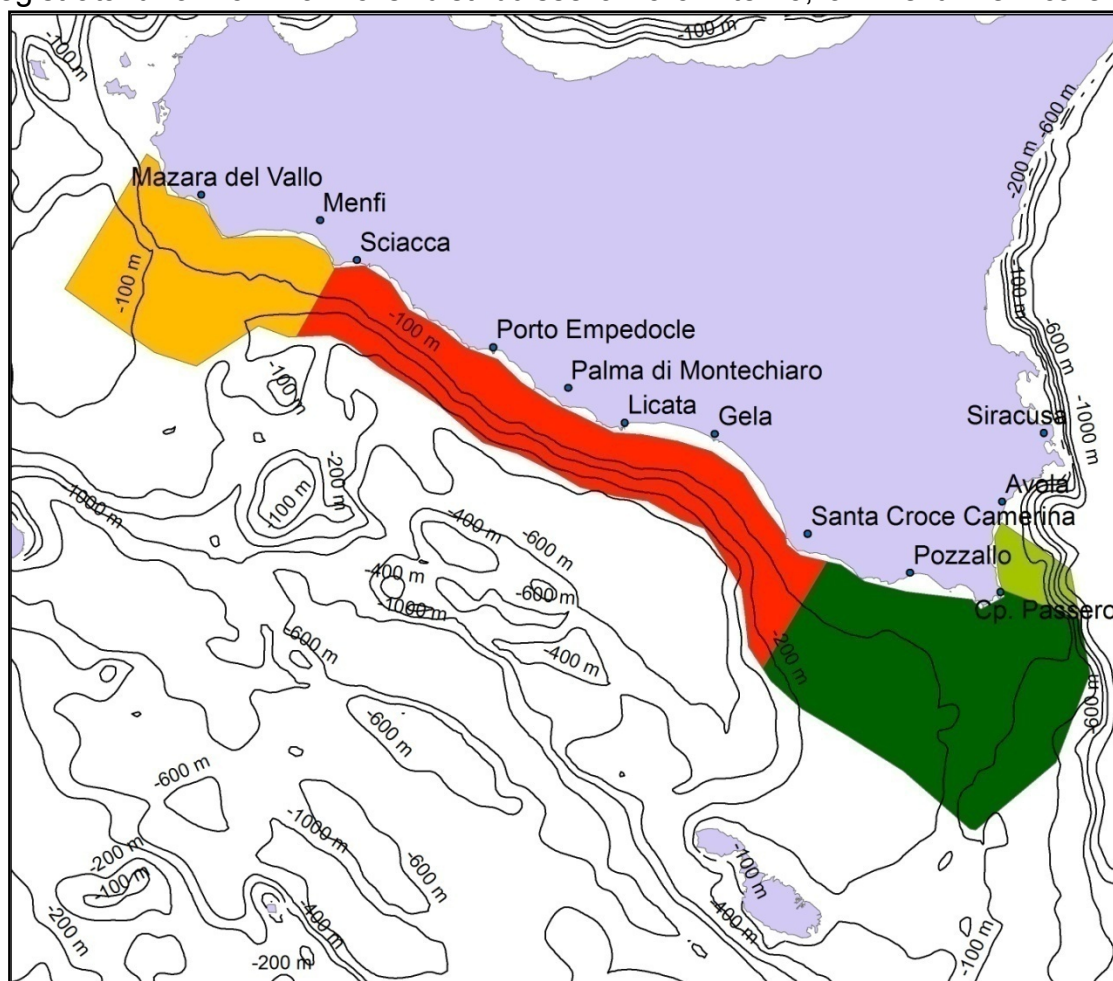


Figura 11: suddivisione dell'area di studio nelle quattro sub-aree individuate sulla base di parametri morfobatimetrici e oceanografici

presenza di “macro-pattern” di distribuzione dei due stock. L’obiettivo è dunque quello di valutare come il budget di biomassa si ripartisca tra i diversi settori nei diversi anni. Tuttavia l’utilizzo della semplice biomassa totale per settore conterrebbe inevitabilmente anche l’informazione relativa alle differenze di abbondanza totale registrate nei diversi anni. Volendo quindi porre l’accento più sulla ripartizione della biomassa disponibile tra le aree identificate che sulle fluttuazioni inter-area e interannuali di biomassa totale, si è deciso di utilizzare i valori percentuali di biomassa rispetto alla biomassa totale. Inoltre, poichè i valori percentuali relativi alla biomassa totale potrebbero essere affetti da un bias dovuto alle differenti dimensioni delle sottoaree (subaree più grandi potrebbero contenere una percentuale di biomassa più alta semplicemente in relazione alla dimensione), la dinamica di ripartizione verrà analizzata in termini di anomalie percentuali sotto l’ipotesi di ripartizione proporzionale alla superficie disponibile,

calcolando quindi la differenza tra la percentuale di biomassa rilevata e la percentuale di superficie delle sottoaree rispetto all'area totale investigata. L'ipotesi di fondo in tale analisi è che la distribuzione delle popolazioni nei quattro settori sia guidata principalmente dall'ottimizzazione dello spazio e non da differenze in termini di qualità dell'habitat. Sotto tale ipotesi dunque le fluttuazioni interannuali in termini percentuali dovrebbero essere minime o addirittura assenti. L'impiego delle anomalie rende più facile il confronto tra i diversi anni, ed inoltre l'intensità dell'anomalia rilevata conterrà anche un'informazione relativa al grado di aggregazione della popolazione, poichè forti anomalie positive o negative indicheranno rispettivamente un'alto grado di aggregazione o di dispersione.

Analisi delle associazioni tra variabili ambientali e dati di distribuzione di biomassa

L'esistenza di specifiche relazioni tra i parametri ambientali considerati e i valori di densità delle due specie è stata valutata utilizzando due approcci differenti. In un primo momento è stata valutata la selettività e l'evitamento da parte delle due specie per specifici valori dei parametri considerati. Tale analisi è stata effettuata separando i due periodi (estivo ed autunnale) ma mettendo insieme tutti i dataset relativi ai diversi anni analizzati, ottenendo in tal modo delle indicazioni sul comportamento "medio" delle specie nel tempo. In tal caso si è fatto uso dell'analisi dei quozienti (QI) (van der Lingen *et al.*, 2001; Twatwa *et al.*, 2005; Somarakis and Nikolioudakis, 2007). Il metodo si basa sul calcolo del rapporto tra la percentuale di biomassa rilevata entro uno specifico range della variabile ambientale e la percentuale di osservazioni che ricadono nel range considerato. Viene dunque in primo luogo costruito l'istogramma di frequenza della variabile ambientale (fig. 12), e in seguito calcolata la percentuale di biomassa che ricade in ciascuno dei range considerati. Il valore di QI sarà quindi calcolato per ciascuna delle barre dell'istogramma come:

$$QI = \frac{\% \text{ biomassa}}{\% \text{ osservazioni della var. ambientale}}$$

Valori di QI maggiori di 1 indicano selettività per il range considerato, mentre valori inferiori ad 1 ne indicano l'evitamento. La significatività del valore di QI è stata valutata generando degli pseudo-survey in cui i valori di densità venivano associati in modo casuale a quelli della variabile ambientale (Bernal et al, 2007).

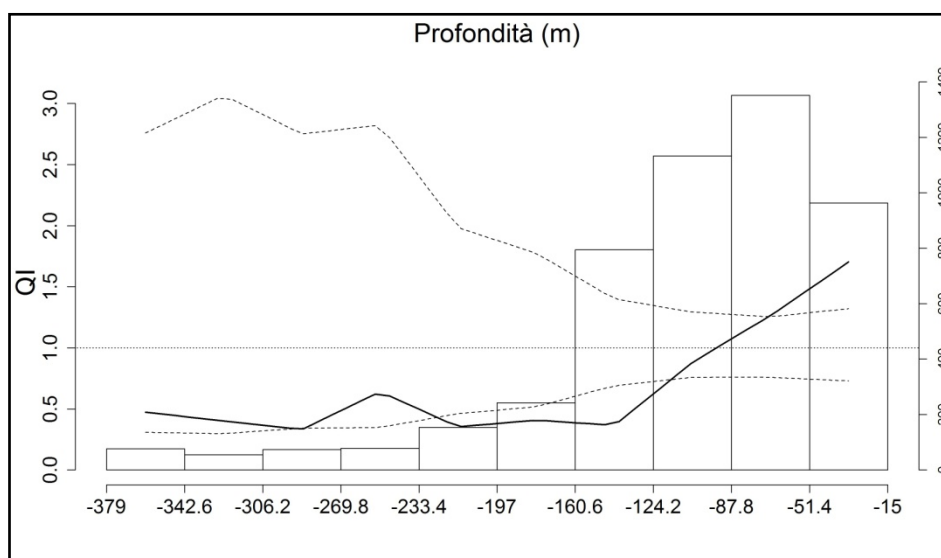


Figura 12: esempio dell'analisi dei quozienti applicata alla specie E. e in relazione alla profondità. Vengono riportati l'istogramma di frequenza dei valori di profondità, la curva del QI (linea continua) e i relativi intervalli di confidenza (linee tratteggiate). E' evidente la selettività della specie per valori di profondità inferiori ai 90m, così come l'evitamento per le profondità maggiori.

Reiterando tale procedura 1000 volte e calcolando per ciascuno pseudo-survey i valori di QI sono stati stimati gli intervalli di confidenza per la curva del QI (fig 12). I range di valori della variabile ambientale per cui non veniva rilevato un evitamento o una selettività significativa sono stati considerati come range di tolleranza.

Il rapporto esistente tra variabili ambientali e valori di densità è stato infine valutato per ogni singolo anno, in modo da indagare l'esistenza di una variabilità interannuale nella selettività per specifiche variabili ambientali rispetto a quanto emerso dall'analisi precedente descritta. A tale scopo sono state analizzate le differenze tra la distribuzione cumulativa di frequenza dei fattori ambientali e la curva relativa alla biomassa rilevata ad ognuno degli step utilizzati per la costruzione della prima curva (Perry e Smith, 1994). Per ognuna delle variabili ambientali considerate vengono calcolate due funzioni:

$$f(t) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n I(x_i);$$

$$g(t) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{y_i}{y_{med}} I(x_i);$$

dove:

t = valore soglia compreso tra il valore minimo e massimo della variabile ambientale;

n = numero di osservazioni;

$$I(x_i) = \begin{cases} 1, & \text{se } x_i \leq t \\ 0, & \text{altrimenti} \end{cases};$$

con t pari al valore soglia scelto di volta in volta per la variabile ambientale

y_i = valori di biomassa;

y_{med} = valore medio di biomassa relativo all'intero dataset considerato

La funzione $f(t)$ non è altro che la distribuzione di frequenza cumulativa (cdf) della variabile ambientale, e $g(t)$ la cdf della variabile ambientale "pesata" sul rapporto tra i valori di biomassa riscontrati al di sotto della soglia considerata (t) e il valore medio di biomassa dell'intero dataset.

Calcolate le due funzioni, viene valutata la massima differenza (d) riscontrata tra i valori di $g(t)$ ed $f(t)$, nonché la sommatoria (S) di tutti i valori di $f(t)-g(t)$. Il segno del parametro S indica se la selezione è relativa a valori maggiori o minori rispetto al valore medio rilevato nell'area di studio (Swain & Kramer, 1995; Giannoulaki et al 2005).

La significatività del parametro d e di conseguenza di S viene valutata ipotizzando un'associazione completamente casuale tra variabile ambientale e biologica, ricampionando la prima e associando il vettore di valori ricampionati alla seconda in modo casuale. Tale procedura viene effettuata un'alto numero di volte, in modo da stimare la probabilità di ottenere un valore minore di quello osservato. L'associazione viene considerata significativa se il 95% dei valori

simulati di d sono inferiori a quello osservato, ovvero se la probabilità di ottenere un valore maggiore è pari al 5%.

Si è preferito tale metodo per l'analisi sui singoli anni, in quanto il parametro S rappresenta un indice sintetico che ben si presta alla costruzione di matrici di "selettività" che rendano immediato il confronto tra diversi anni.

Risultati

Stime di biomassa

Uno degli aspetti maggiormente indagati nell'ambito dello studio delle popolazioni pelagiche è quello relativo alle ampie fluttuazioni di biomassa che tali stock subiscono negli anni. Il grande interesse nei confronti di tale fenomeno è da ricercarsi principalmente nel forte impatto che la sua comprensione potrebbe avere da un punto di vista applicativo permettendo lo sviluppo di strumenti di gestione applicabili su scale temporali più brevi di quanto attualmente si faccia, aumentando l'efficacia dei piani di gestione nazionali e locali e permettendo in tal modo l'instaurarsi di un feedback positivo tra l'utilizzo della risorsa e la sua conservazione. Data la grande complessità insita nelle procedure di valutazione degli stock ittici è imprescindibile fornire oltre alla stima di biomassa il suo intervallo di confidenza al fine di valutare in modo corretto le fluttuazioni di biomassa osservate. Le campagne di valutazione acustica della biomassa ittica pelagica (echosurvey) effettuate nello stretto di Sicilia, grazie all'utilizzo di un protocollo standard adottato in modo coerente nel corso degli anni, unitamente al calcolo degli intervalli di confidenza attraverso un'approccio geostatistico hanno permesso di valutare in modo coerente l'intensità delle fluttuazioni di biomassa delle due specie oggetto di studio.

Nei successivi paragrafi vengono dunque presentati i valori di abbondanza rilevati nel periodo che va dal 1998 al 2011, evidenziando le variazioni interannuali relative all'intera area di studio e alle quattro sub-aree individuate. Al fine di tener conto del possibile bias introdotto dalle piccole variazioni in termini di area investigata è stato inoltre calcolato per ciascuno degli anni un valore di "densità media" dividendo la biomassa rilevata per le dimensioni dell'area di studio. Tuttavia l'analisi degli andamenti dei valori di densità media non ha mostrato alcuna alterazione evidente rispetto a quelli ottenuti utilizzando i valori di biomassa totale e dunque nei successivi capitoli verranno discussi esclusivamente i valori di abbondanza totale.

Errore di stima

Le tabelle di seguito riportate (tab. 2, A - D) riassumono i valori di biomassa totale e i relativi intervalli di confidenza calcolati per ciascuno degli anni analizzati. Vengono inoltre riportati per ciascuna delle stime i coefficienti di variazione (CV), in modo da rendere più immediato il confronto dell'errore di stima tra i diversi echosurvey.

A) <i>Engraulis encrasicolus</i> (periodo estivo)					B) <i>Sardina pilchardus</i> (periodo estivo)				
Anno	Biomassa totale (t)	CI L (t)	CI U (t)	CV %	Anno	Biomassa totale (t)	CI L (t)	CI U (t)	CV %
1998	6565.2	5109.8	8020.6	11.3	1998	22024.8	18164.12	25885.42	8.9
2000	12138.6	7230.8	17046.4	20.6	2000	37767.6	32123.87	43430.44	7.6
2002	10932.5	8639.6	13225.3	10.7	2002	5899.1	4801.13	6997.15	9.5
2003	7359.9	6063.0	8656.8	9.0	2003	9930.2	8491.72	11368.63	7.4
2005	15784.3	11687.7	19930.7	13.3	2005	18798.2	15170.44	22243.53	9.7
2006	6371.5	5324.5	7418.5	8.4	2006	10848.1	8757.55	12938.56	9.8
2007	7497.9	5791.8	9204.0	11.6	2007	11086.4	8607.82	13564.99	11.4
2008	3543.0	2633.1	4452.8	13.1	2008	14935.5	11707.10	18163.85	11.0
2009	4448.9	3548.1	5349.8	10.3	2009	6849.8	5398.68	8300.98	10.8
2010	14323.3	10693.5	17953.2	12.9	2010	15084.7	12718.16	17451.30	8.0
2011	5297.8	3038.4	7557.2	20.0	2011	16107.2	12952.76	19261.68	10.0

C) <i>Engraulis encrasicolus</i> (periodo autunnale)					D) <i>Sardina pilchardus</i> (periodo autunnale)				
Anno	Biomassa totale (t)	CI L (t)	CI U (t)	CV %	Anno	Biomassa totale (t)	CI L (t)	CI U (t)	CV %
1999	24678.8	17488.8	31868.7	14.7	1999	36506.1	28533.02	44479.19	9.8
2000	13312.3	9654.8	16969.7	14.0	2000	28558.8	21806.78	35310.78	12.1
2001	20616.7	16333.4	24900.0	10.6	2001	8471.3	5804.85	11137.65	16.1
2004	9197.7	7532.5	10862.9	9.1	2004	15746.2	13115.30	18377.01	8.5
2005	33907.2	25510.5	42303.9	12.6	2005	44391.6	36924.39	51858.87	8.6

Tabella 2: Abbondanze, intervalli di confidenza e coefficienti di variazione calcolati per le due specie e per ciascuno degli echo-survey analizzati.

I coefficienti di variazione relativi alle stime di biomassa di acciughe nel periodo estivo variano tra un minimo di 8.4 ad un massimo di 20. I valori più elevati di CV si registrano negli anni 2000 e 2011, ed è evidente come tali casi possano essere considerati fuori norma rispetto al resto dei valori la cui variabilità è compresa tra 8.4 e 13.3. Nel caso dei survey condotti nel periodo autunnale i CV sono compresi nell'intervallo 9.1 - 14.7, risultando dunque in linea con i valori registrati nella maggior parte dei survey estivi. Per quanto concerne le sardine i

coefficienti di variazione sono più bassi ed omogenei rispetto a quanto visto per le acciughe e compresi nell'intervallo 7.4 – 11.4 nel caso degli echo-survey estivi e 8.5 – 16.1 in quelli autunnali. In quest'ultimo caso l'anno 2001, il cui coefficiente di variazione risulta pari al 16% del valor medio sembra rappresentare un caso anomalo, essendo gli altri valori compresi tra 8.5 e 12.1.

Al fine di valutare se esistessero differenze significative tra i valori medi di CV registrati nei diversi casi si è fatto uso del test ANOVA, adottando un design di tipo "nested". I risultati mostrano che esiste una differenza significativa ($p < 0.05$) tra i valori medi di CV registrati per le acciughe e per le sardine (rispettivamente 12.65 e 9.96), mentre nessuna differenza esiste tra periodi differenti relativi alla stessa specie.

Variabilità interannuale della biomassa totale

Engraulis encrasicolus

Le figure di seguito riportate mostrano l'andamento dei valori di abbondanza

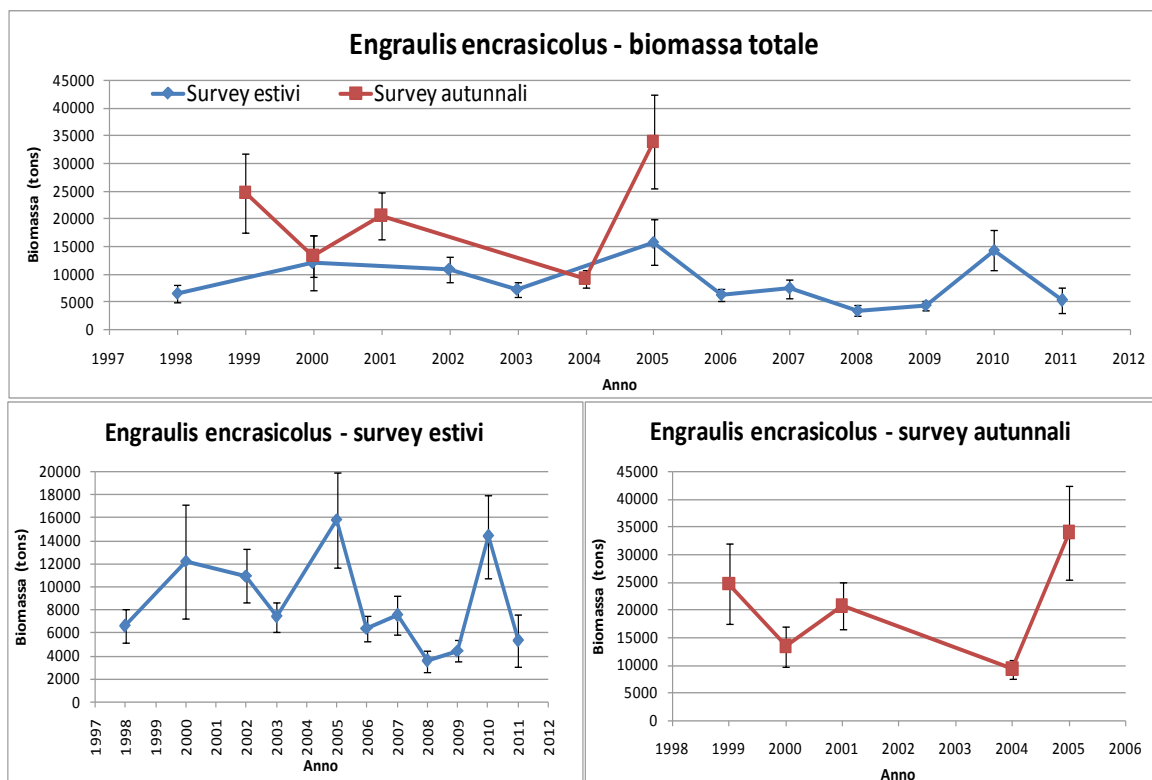


Figura 13 andamento delle abbondanze totali (tonnellate) di *Engraulis encrasicolus* rilevate durante gli echo-survey estivi ed autunnali

totale (espressi in tonnellate) relativi alla specie *Engraulis encrasicolus*. Il range di valori osservati nel periodo estivo è compreso tra 3500 e 15800 tonnellate con

un valor medio pari a 8578 t. Nel periodo estivo è possibile identificare sulla base degli intervalli di confidenza tre livelli di biomassa “tipici”. In particolare livelli di biomassa superiori alle 10000 tonnellate vengono rilevati nei soli anni 2005 e 2010, mentre abbondanze inferiori alle 5000 tonnellate si registrano esclusivamente negli anni 2008 e 2009. Per i rimanenti anni i livelli di biomassa si assestano invece tra le 5000 e le 10000 tonnellate che sembra costituire il livello “tipico” per tale specie.

Nel periodo autunnale invece il valor medio risulta essere notevolmente più alto e pari a 20343 t con valori minimi e massimi pari rispettivamente a 9198 e 33907 t. Le biomasse rilevate nel periodo autunnale risultano quindi essere significativamente maggiori (fig 14) di quelle rilevate durante il periodo estivo, e rispetto a queste ultime presentano fluttuazioni molto più intense.

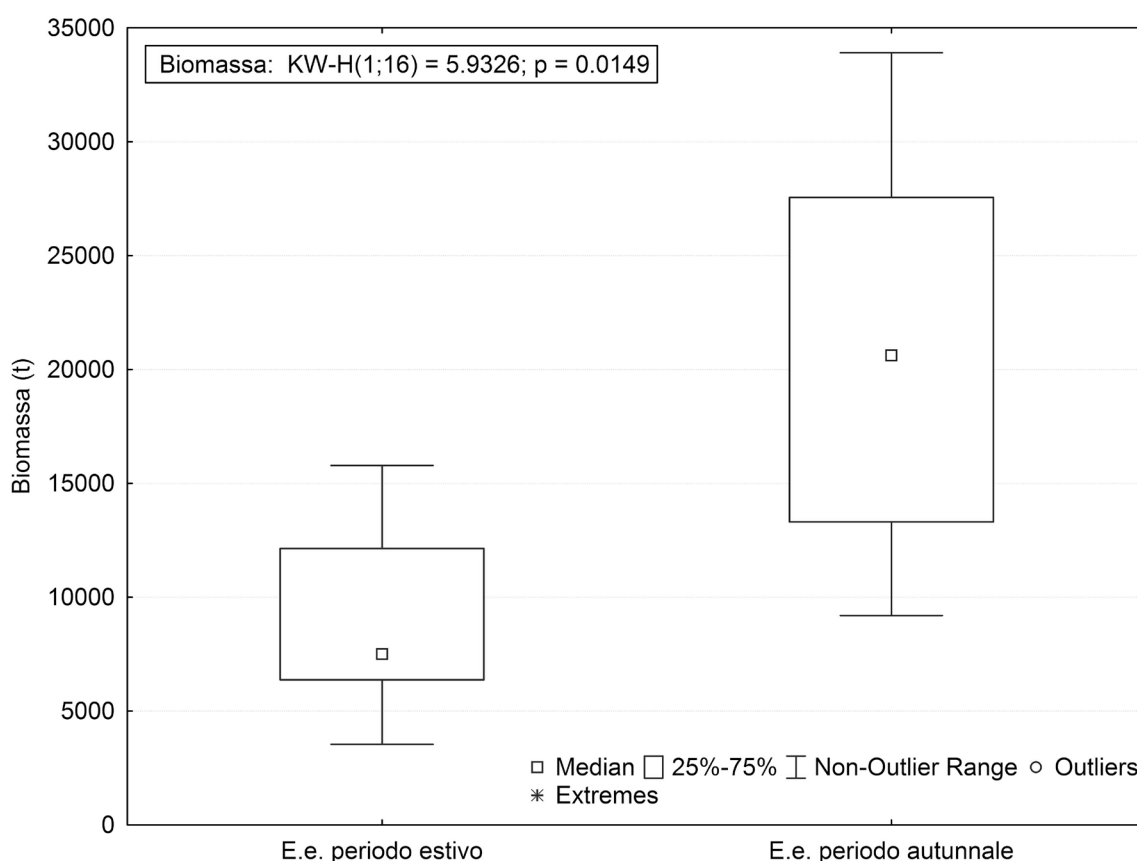


Figura 14: Confronto tra le biomasse di E. e. rilevate nel periodo estivo ed autunnale.

Sardina pilchardus

Nell'analisi degli andamenti dei livelli di biomassa relativi alla specie *Sardina pilchardus* (fig. 15) è necessario ricordare che il periodo estivo corrisponde allo stadio giovanile (reclutamento), mentre durante il periodo autunnale il reclutamento è terminato, e la popolazione di tale specie si avvia verso il periodo riproduttivo. L'andamento delle biomasse rilevate per le sardine, fatta eccezione per gli anni 1998 e 2000, sembra essere più regolare rispetto a quello osservato per le acciughe. In particolare tutto il periodo relativo agli anni che vanno dal 2002 al 2011 sembra essere legato a livelli di biomassa generalmente bassi. La serie storica inizia con un livello di biomassa piuttosto elevato (20000 t), che aumenta ulteriormente nell'anno 2000 (circa 40000 t). Nel 2002 lo stock subisce quindi un brusco impoverimento scendendo a circa 5000 t, a seguito del quale, dopo una fase iniziale di lieve incremento dei livelli di biomassa (2002 - 2005), si stabilizza tra 10000 e 15000 t, scendendo al di sotto di tale livello solo nel 2009.

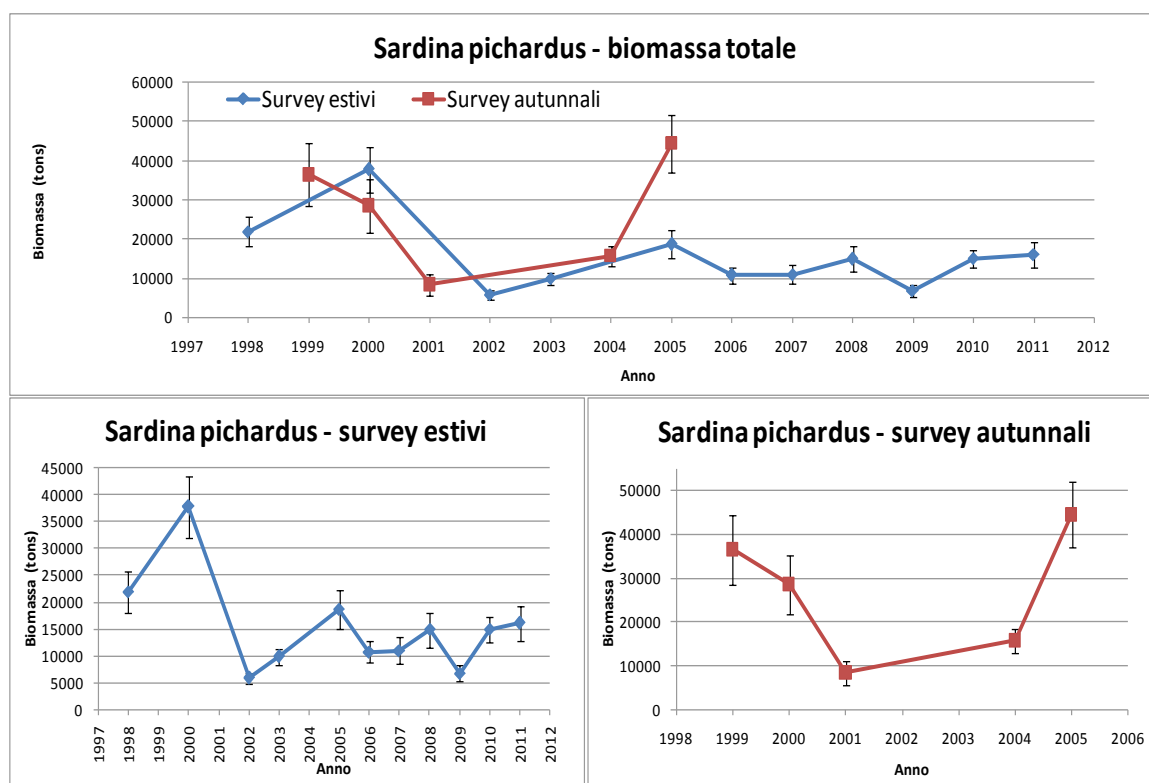


Figura 15: andamento delle abbondanze totali (tonnellate) di *Sardina pilchardus* rilevate durante gli echo-survey estivi ed autunnali

L'andamento dei survey autunnali nel caso delle sardine sembra seguire (limitatamente agli anni disponibili) quello dei survey estivi, con livelli di biomassa

molto alti all'inizio della serie storica (1999) che diminuiscono rapidamente negli anni 2000 e 2001, tornando ad aumentare nei due anni successivi (2004 e 2005). Il confronto tra le biomasse rilevate nei due periodi mostra che sebbene le biomasse relative al periodo autunnale appaiano in generale più elevate rispetto al periodo estivo (fig 16) nessuna differenza significativa viene rilevata tra i due periodi.

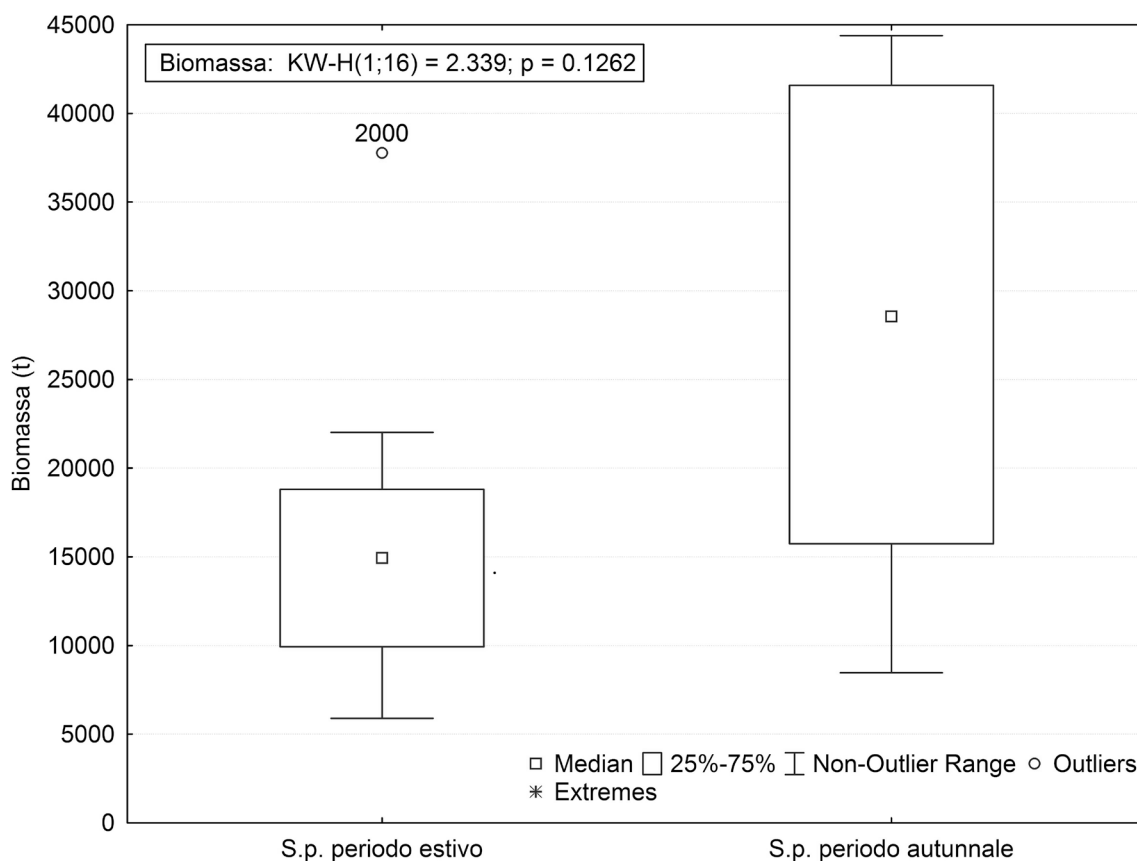


Figura 16: confronto tra i valori di biomassa rilevati nei periodi estivo ed autunnale per la specie *Sardina pilchardus*

Confronto degli andamenti di *Engraulis encrasicolus* e *Sardina pilchardus*.

Il confronto degli andamenti delle due specie considerate (fig 17) mostra che non esiste tra le due specie un rapporto di dominanza costante nel tempo. Considerando il periodo estivo (fig 17 a) è evidente come la specie S.p. presenti un'abbondanza significativamente maggiore delle acciughe nei soli anni 1998, 2000, 2008 e 2011 mentre una inversione in tale rapporto si osserva nel solo anno 2002 (E. e. più abbondante di S. p.). Nella restante parte della serie storica i livelli di biomassa sembrano essere grossomodo confrontabili (anni 2003, 2005,

2007, 2009 e 2010), e nei periodi 2003 - 2007 e 2009 - 2010 sembrano seguire lo stesso andamento. Nel caso dei survey effettuati durante il periodo autunnale (fig 17 b) livelli di biomassa comparabili tra le due specie vengono rilevati negli anni 1999 e 2005, mentre gli anni 2000 e 2004 presentano una dominanza di sardine rispetto alle acciughe. Tale rapporto si inverte unicamente nell'anno 2001 in cui la specie *E. e.* presenta un livello di biomassa superiore a quello di *S. p.*.

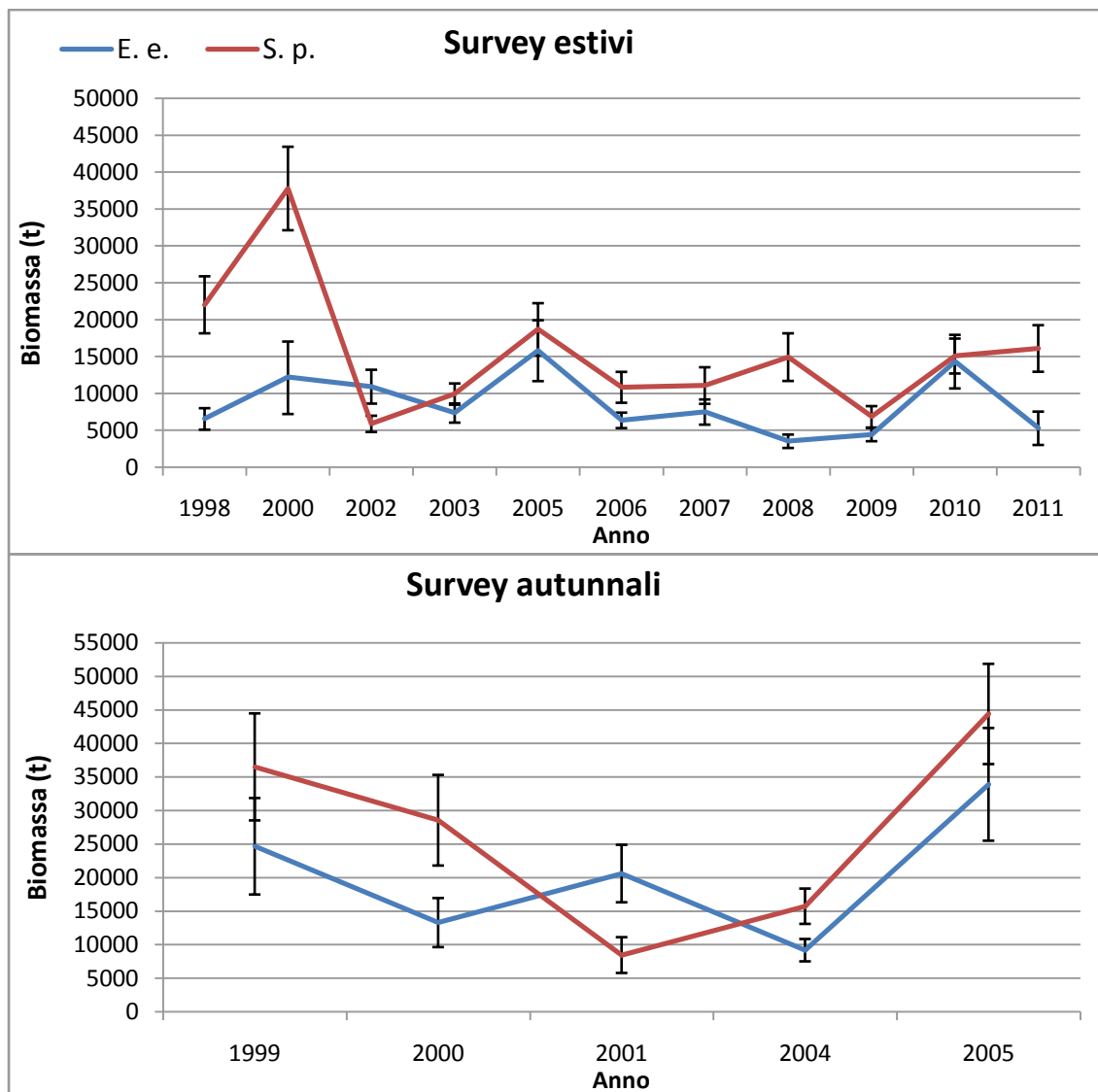


Figura 17: confronto degli andamenti di biomassa delle due specie in esame, relativamente ai survey estivi (a) e invernali (b).

Ripartizione percentuale della biomassa disponibile tra le sottoaree identificate

Come precedentemente osservato, l'utilizzo delle anomalie percentuali rispetto all'ipotesi di ripartizione superficie-dipendente tra i quattro settori, ci permette di osservare le strategie di distribuzione delle due specie filtrando l'informazione relativa al livello di abbondanza dei due stock. Assumendo che le quattro aree non presentino differenze intrinseche in termini di risorse ed ottimalità dei fattori fisici e che tale situazione si mantenga costante nel tempo, i valori di anomalia percentuale per ognuna delle aree considerate dovrebbero oscillare debolmente intorno allo zero mantenendosi costanti nel tempo. Deviazioni significative da tale comportamento dovranno dunque indicare l'esistenza di una selettività per alcuni settori, guidata principalmente da differenze nell'ottimalità dell'habitat tra le quattro aree. Una prima valutazione delle possibili differenze tra le quattro subaree viene effettuata confrontando i valori di anomalie percentuali senza fare distinzioni tra specie e periodi, in modo da valutare complessivamente quanto le differenti aree vengano utilizzate.

Considerando l'intero dataset l'area 2 risulta avere i valori mediани di anomalia

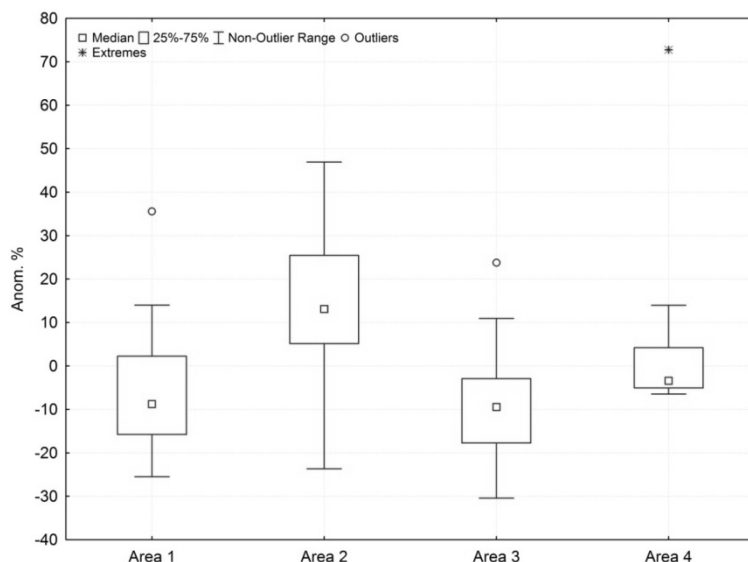


Figura 18: Boxplot dei valori di anomalia percentuale di biomassa (tutte le osservazioni) relativi alla quattro subaree.

percentuale più elevati (fig. 18), mentre le rimanenti aree sono caratterizzate tutte da valori mediани negativi. Al fine di verificare la significatività delle differenze osservate è stato utilizzato il test "K-S ANOVA" (Kruskal-Wallis ANOVA, corrispondente non parametrico del classico test ANOVA). I risultati

mostrano che l'area 2 risulta essere significativamente differente ($p < 0.01$) dalle rimanenti aree e dunque caratterizzata da una maggiore ottimalità intrinseca.

L'area 4 risulta essere invece significativamente differente dall' area 3, mentre l'area 1 non risulta essere significativamente differente da queste ultime.

Fluttuazioni interannuali delle anomalie percentuali di biomassa

Engraulis encrasicolus

L'analisi dell'andamento interannuale delle anomalie percentuali di biomassa (fig. 19) mostra durante il periodo estivo una maggiore selettività da parte delle acciughe per il settore centrale dell'area di studio compreso tra Sciacca e Santa Croce di Camerina (area 2). Anomalie negative per tale area si rilevano esclusivamente negli anni 2002, 2003, 2005 e 2011.

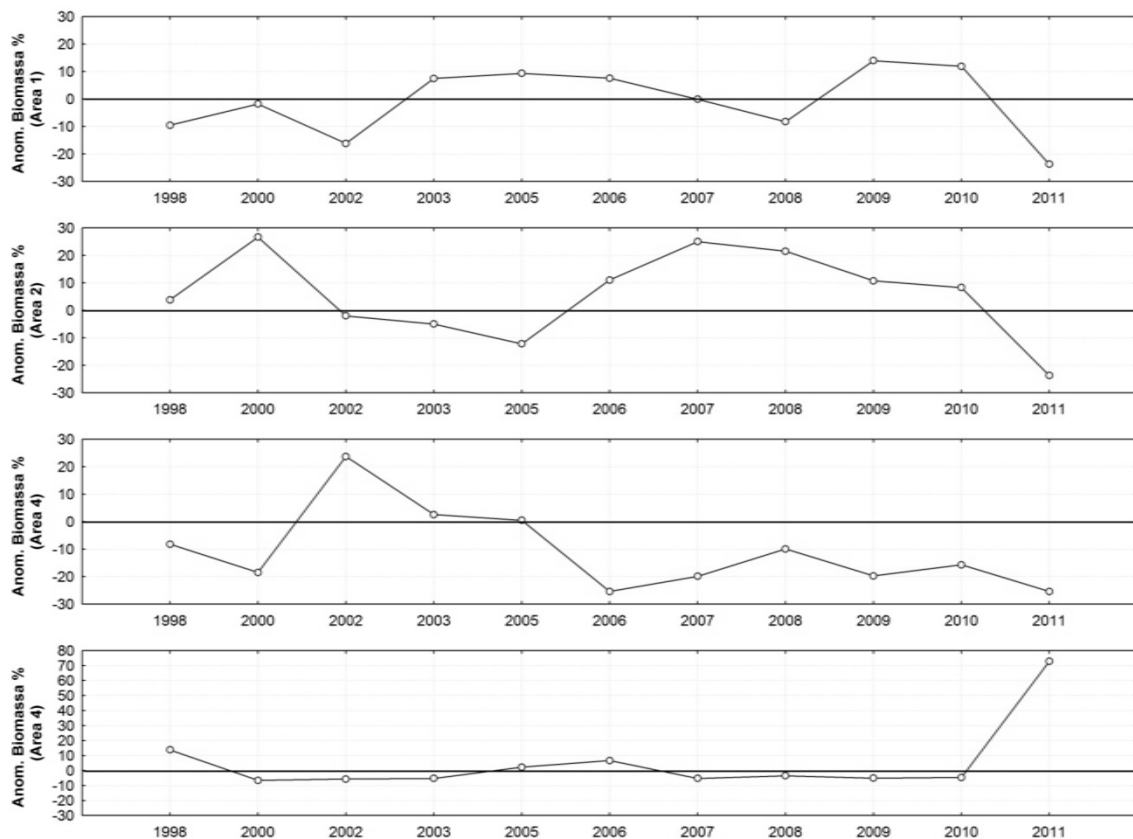


Figura 19: andamento delle anomalie percentuali di biomassa nelle quattro subaree individuate, relative alla specie E. e. nel periodo estivo

Per quanto riguarda l'area del Banco Avventura (area1), anomalie negative vengono rilevate sei volte su undici, mentre sul Banco di Malta (area3) tali anomalie sono addirittura otto su undici. Nella maggior parte dei casi per tali aree (1 e 3) le anomalie negative sono cooccorrenti (5 volte su 11), solo in due casi si osserva invece la mutua occorrenza di anomalie positive, mentre nella restante

parte dei casi (4) si osservano anomalie opposte con una particolare ricorrenza (3 su 4) di anomalie positive nell'area 1 e negative nell'area 3.

La zona compresa tra Capo Passero e Siracusa (Area 4) è invece caratterizzata da valori assoluti di anomalia piuttosto bassi se confrontati con quelli delle altre aree, fatta eccezione per l'anno 2011 in cui la quasi totalità della popolazione è concentrata in tale zona. In particolare deboli anomalie negative vengono rilevate sette volte su undici, e delle quattro rimanenti (positive) solo due sono caratterizzate da un'anomalia superiore al 10%.

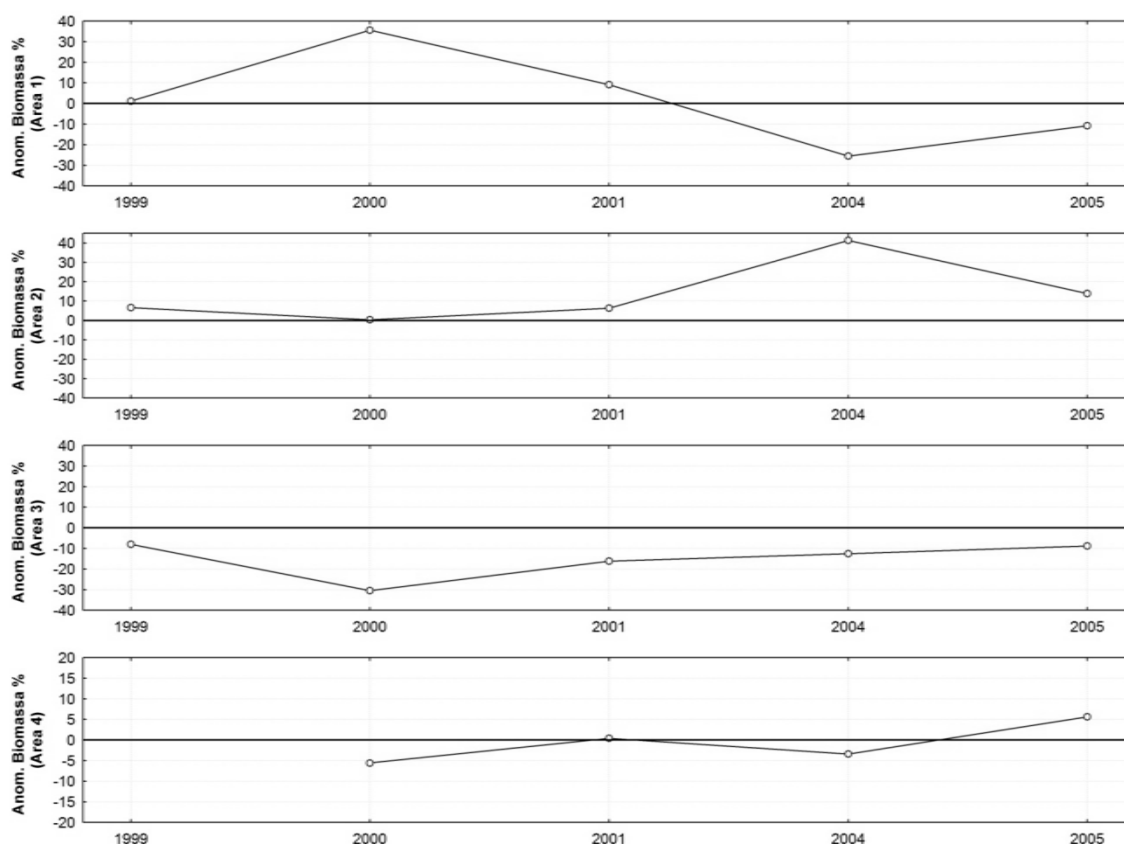


Figura 20: andamento delle anomalie percentuali di biomassa nelle quattro subaree individuate, relative alla specie E. e. nel periodo autunnale

Per quanto riguarda i survey autunnali (fig. 20), si possono fare considerazioni molto simili a quelle appena fatte per i survey estivi. L'area 2 presenta infatti anomalie positive che risultano essere tuttavia meno intense rispetto a quanto visto nel caso precedente. L'area 3 presenta invece sempre anomalie negative mentre per l'area 1 tale tipo di anomalia ricorre solo due volte su cinque. Per l'area 4, come già osservato nel caso dei survey estivi le anomalie sono sempre piuttosto deboli ed alternate (si noti che nel 1999 tale area non è stata indagata)

Sardina Pilchardus

Dall'analisi delle anomalie percentuali relative alla specie *Sardina pilchardus* emerge in modo chiaro ed inequivocabile una distribuzione preferenziale relativa all'area 2 (fig 21). Lungo tutta la serie storica infatti si rilevano in tale area forti anomalie positive, fatta eccezione per l'anno 2000 in cui si registra un'anomalia negativa il cui valore assoluto è però molto debole. Tale selettività per l'area 2 si riflette ovviamente nell'occupazione delle altre aree, che nella maggior parte dei

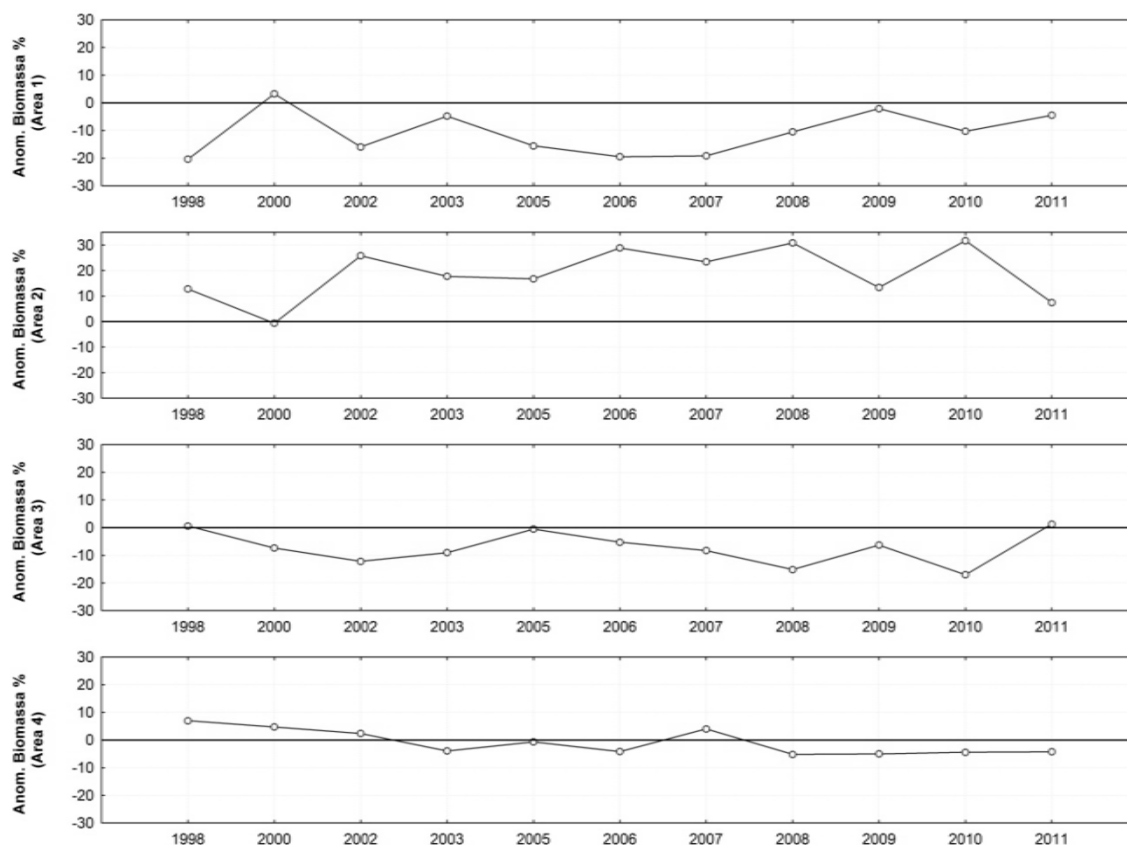


Figura 21: andamenti delle anomalie percentuali, nell'occupazione dei quattro settori da parte della specie *Sardina pilchardus* durante il periodo estivo.

casi risultano essere sotto-occupate rispetto alla superficie disponibile. In particolare anomalie negative vengono rilevate dieci volte su undici nell'area1 e nove su undici per l'area 3. Per quanto riguarda invece l'area 4, così come visto per le acciughe, l'andamento delle anomalie percentuali di biomassa è piuttosto costante, e caratterizzato da deboli oscillazioni intorno allo zero con valori assoluti inferiori al 7%.

Anche nel caso dei survey autunnali (fig. 22) si osserva da parte delle sardine una sostanziale preferenza per l'area 2, che presenta anomalie positive in tutti gli

anni analizzati, sebbene negli anni 2000 e 2005 tali anomalie siano piuttosto deboli. L'area 1 risulta essere invece sempre sotto-occupata rispetto alla superficie disponibile, mentre le aree 3 e 4 presentano un'alternanza di anomalie positive e negative.

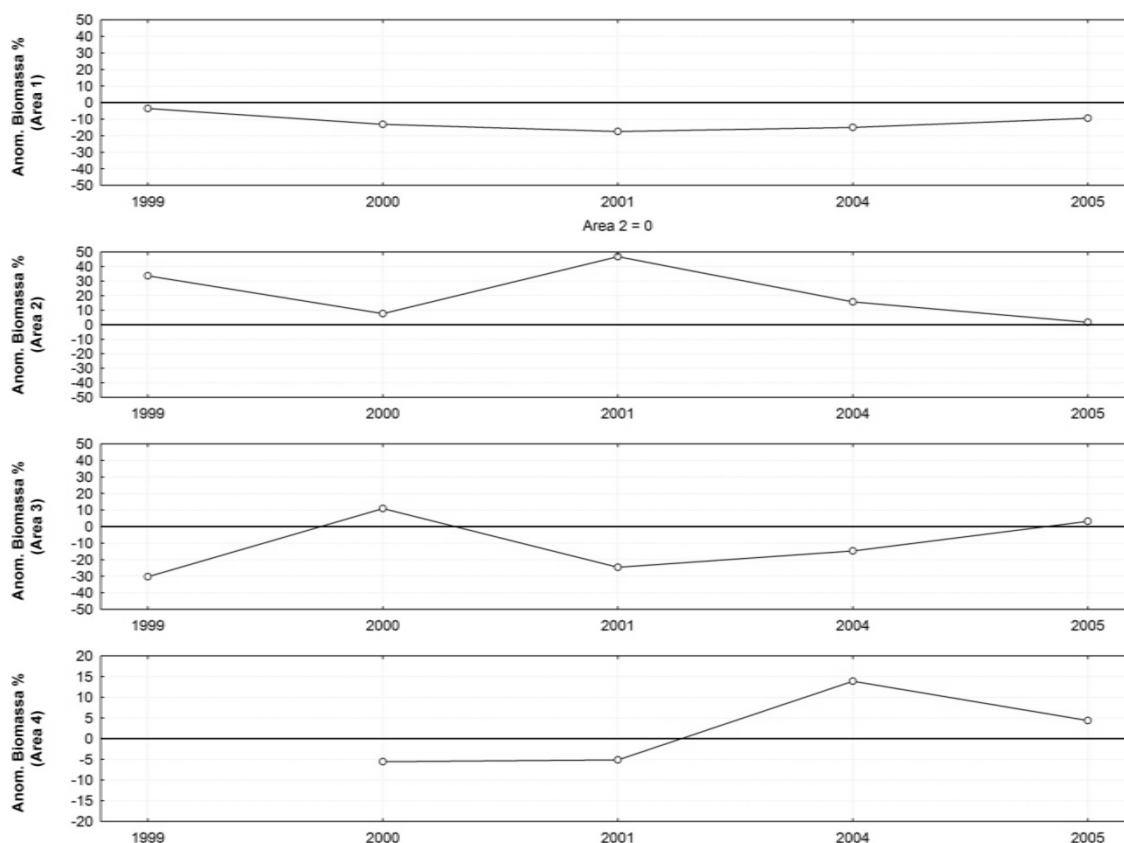


Figura 22: andamenti delle anomalie percentuali, nell'occupazione dei quattro settori da parte della specie *Sardina pilchardus*, relativi ai survey autunnali.

Pattern di ripartizione percentuale

Al fine di identificare eventuali pattern di ripartizione della biomassa totale nelle quattro sub-aree individuate, si è valutata la ricorrenza di anomalie positive in ciascuno degli anni considerati, cercando quindi di individuare anni caratterizzati dalla medesima modalità di ripartizione. Al fine di facilitare l'individuazione di tali pattern le tabelle riportate di seguito sono state "tematizzate" utilizzando colori differenti per le celle contenenti valori positivi e negativi (rispettivamente rosso e blu). La colorazione dell'intestazione delle colonne identifica invece gruppi di anni caratterizzati dalla medesima modalità di ripartizione, lasciando l'intestazione in bianco per gli anni che non è stato possibile raggruppare.

Per le acciughe (Tab. 3) negli anni 2000, 2002, 2007, 2008 e 2011, si osservano

forti anomalie positive (>20%) in una sola delle quattro aree. In particolare negli anni 2000, 2007 e 2008 l'area interessata da anomalia positiva riguarda il settore compreso tra Sciacca e Santa Croce di Camerina (area 2). Negli anni 1998, 2003, 2009 e 2010 le aree che presentano valori percentuali positivi sono due, con valori chiaramente più bassi rispetto al caso precedente, ed in particolare gli anni 2009 e 2010 presentano lo stesso pattern di ripartizione. Gli unici casi in cui si rilevano tre aree affette da anomalie positive sono invece relativi agli anni 2005 e 2006.

Anno	1998	2000	2002	2003	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Area1	-9.5	-1.8	-16.1	7.5	9.4	7.6	0.0	-8.2	14.0	11.9	-23.7
Area2	3.8	26.7	-2.0	-4.9	-12.2	11.1	25.0	21.5	10.7	8.3	-23.7
Area3	-8.2	-18.4	23.8	2.6	0.5	-25.4	-19.9	-9.9	-19.7	-15.6	-25.4
Area4	13.9	-6.5	-5.6	-5.2	2.3	6.7	-5.2	-3.5	-5.0	-4.6	72.8

Tabella 3: valori di anomalia percentuale (survey estivi) rilevati per le diverse aree nel periodo 1998-2011 relativamente alla specie *Engraulis encrasicolus*. Al fine di consentire una più semplice individuazione dei pattern di ripartizione si riportano in rosso

Per quanto riguarda invece i survey autunnali (Tab. 4) in un solo caso l'anomalia di biomassa riguarda un'unica area (>40%), in tre casi due (1999, 2000 e 2005),

Anno	1999	2000	2001	2004	2005
Area 1	1.2	35.6	9.2	-25.5	-10.8
Area 2	6.7	0.4	6.5	41.4	13.9
Area 3	-7.9	-30.4	-16.1	-12.5	-8.8
Area 4		-5.5	0.4	-3.4	5.6

Tabella 4: valori di anomalia percentuale (survey autunnali) rilevati nelle diverse sub-aree per *Engraulis encrasicolus*

mentre per l'anno 2001 le anomalie positive si distribuiscono su tre aree, generando una forte anomalia negativa nell'area rimanente.

I pattern di ripartizione relativi alle sardine sono invece evidenziati e sintetizzati nelle tabelle 5 e 6. Come si può vedere la ripartizione della biomassa totale tra le

Anno	1998	2000	2002	2003	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Area1	-20.4	3.3	-16.0	-4.8	-15.5	-19.5	-19.2	-10.5	-2.1	-10.3	-4.5
Area2	12.8	-0.6	25.8	17.8	16.7	28.9	23.4	30.8	13.4	31.7	7.5
Area3	0.6	-7.4	-12.2	-9.0	-0.5	-5.3	-8.3	-15.2	-6.3	-17.0	1.3
Area4	7.0	4.7	2.4	-3.9	-0.7	-4.1	4.0	-5.2	-5.0	-4.4	-4.2

Tabella 5: valori di anomalia percentuale (survey estivi) rilevati nelle diverse aree nel periodo 1998-2011 per *Sardina pilchardus*

diverse aree è molto più coerente nel caso delle sardine rispetto alle acciughe. In particolare anomalie positive riferite ad un'unica area si osservano in 6 degli undici anni analizzati (2003, 2005, 2006, 2008, 2009 e 2010) e riguardano tutte l'area 2. Negli anni 2000, 2002, 2007 e 2011 i valori di anomalia positiva riguardano due aree, ed in particolare gli anni 2002 e 2007 presentano lo stesso

pattern di distribuzione. Infine solo nell'anno 1998 le anomalie positive sono distribuite su tre delle quattro aree.

Per quanto riguarda invece i survey autunnali un'unica anomalia positiva si rileva

Anno	1999	2000	2001	2004	2005
Area 1	-3.5	-13.1	-17.4	-14.9	-9.3
Area 2	33.7	7.7	46.9	15.7	1.6
Area 3	-30.2	10.9	-24.4	-14.7	3.3
Area 4		-5.6	-5.1	13.9	4.4

nel 1999 e nel 2001, due se ne rilevano nel 2000 e nel 2004, mentre nel 2005 le anomalie positive si distribuiscono su tre delle quattro aree.

Tabella 6: valori di anomalia percentuale (survey autunnali) rilevati nelle diverse aree per *Sardina pilchardus*.

Mappe di distribuzione di biomassa

Dai diversi output ottenuti durante le simulazioni effettuate per il calcolo degli intervalli di confidenza sono state generate le mappe di distribuzione per ognuno degli anni analizzati. Le figure di seguito riportate (figg. 24 e 25) mostrano la distribuzione dei valori di densità tematizzati utilizzando il metodo "Natural-breaks" al fine di meglio evidenziarne le variazioni. Vengono inoltre sovrapposte le patches individuate dall'algoritmo per la "patchiness", tematizzate anch'esse in funzione della biomassa contenuta. A tal proposito va chiarito che le mappe di distribuzione generate mediando le diverse simulazioni geostatistiche danno una rappresentazione "lisciata" (smoothed) della reale variabilità spaziale del fenomeno (variabilità che emerge invece osservando le singole simulazioni), mentre l'algoritmo per la "patchiness" utilizza come dati di input i dataset derivanti dal processing dei dati acustici. In alcuni casi quindi vengono individuate delle patches che non sono visibili osservando le mappe di distribuzione. L'osservazione delle mappe prodotte rende evidente quanto già emerso nel corso dell'analisi delle anomalie percentuali di biomassa, ovvero una consistente occupazione nel tempo dell'area 2 da parte di entrambe le specie, oltre ad una sostanziale assenza di segregazione spaziale in entrambi i periodi considerati. Sembra inoltre impossibile individuare una relazione tra le percentuali di biomassa contenute in patches vicine ma appartenenti a specie diverse. Va inoltre evidenziato che in alcuni anni si osservano distribuzioni spaziali piuttosto caratteristiche. Nell'anno 2005 in particolare entrambe le specie mostrano un'alta frammentazione dell'areale di distribuzione, con alti valori di densità nella zona al largo del banco di Malta. In tale anno inoltre è difficile individuare patches estese e

con nuclei ben evidenti. Una distribuzione simile si rileva per le sardine nell'anno 2000, mentre le acciughe nell'anno 2010 mostrano patches poco estese e con nuclei molto densi innestate in un continuum di valori a bassa densità.

Le acciughe mostrano generalmente un'area di presenza più frammentata rispetto alle sardine, come è evidente in particolare negli anni 1998, 2008 e 2009 ed in alcuni anni patches piuttosto sparse e ben delineate, giungendo in alcuni casi (1998, 2000 autunnale e 2011) a formare patches che racchiudono buona parte della biomassa totale rilevata in quell'anno (>50%). In alcuni casi inoltre le patches a bassissimo contenuto di biomassa mostrano dei pattern caratteristici. Ne sono esempio gli anni 2005 autunnale e 2000 estivo in cui le patches con biomassa minore del 5% si dispongono in modo da intervallare quelle a più alto contenuto di biomassa o gli anni 2002, 2009 e 2011 (periodo estivo) in cui buona parte della biomassa totale si trova addensata in un'unica zona e le patches a basso contenuto di biomassa si dispongono nella restante parte dell'area di studio.

Nel caso delle sardine invece la biomassa totale sembra distribuirsi preferenzialmente in un più alto numero di patches a medio contenuto di biomassa, che sembrano essere ben distribuite all'interno dell'area di studio e innestate in un continuum di valori a densità media. Considerando infatti il massimo valore di biomassa percentuale rilevato in una singola patch per ciascuno degli anni analizzati emerge tra le due specie una differenza significativa (fig. 23).

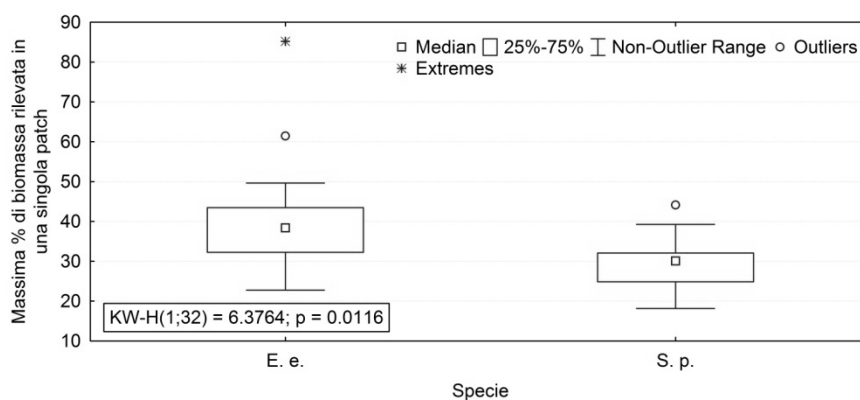


Figura 23: Confronto tra E. e. e S. p. in relazione alla massima percentuale di biomassa rilevata annualmente in una singola patch.

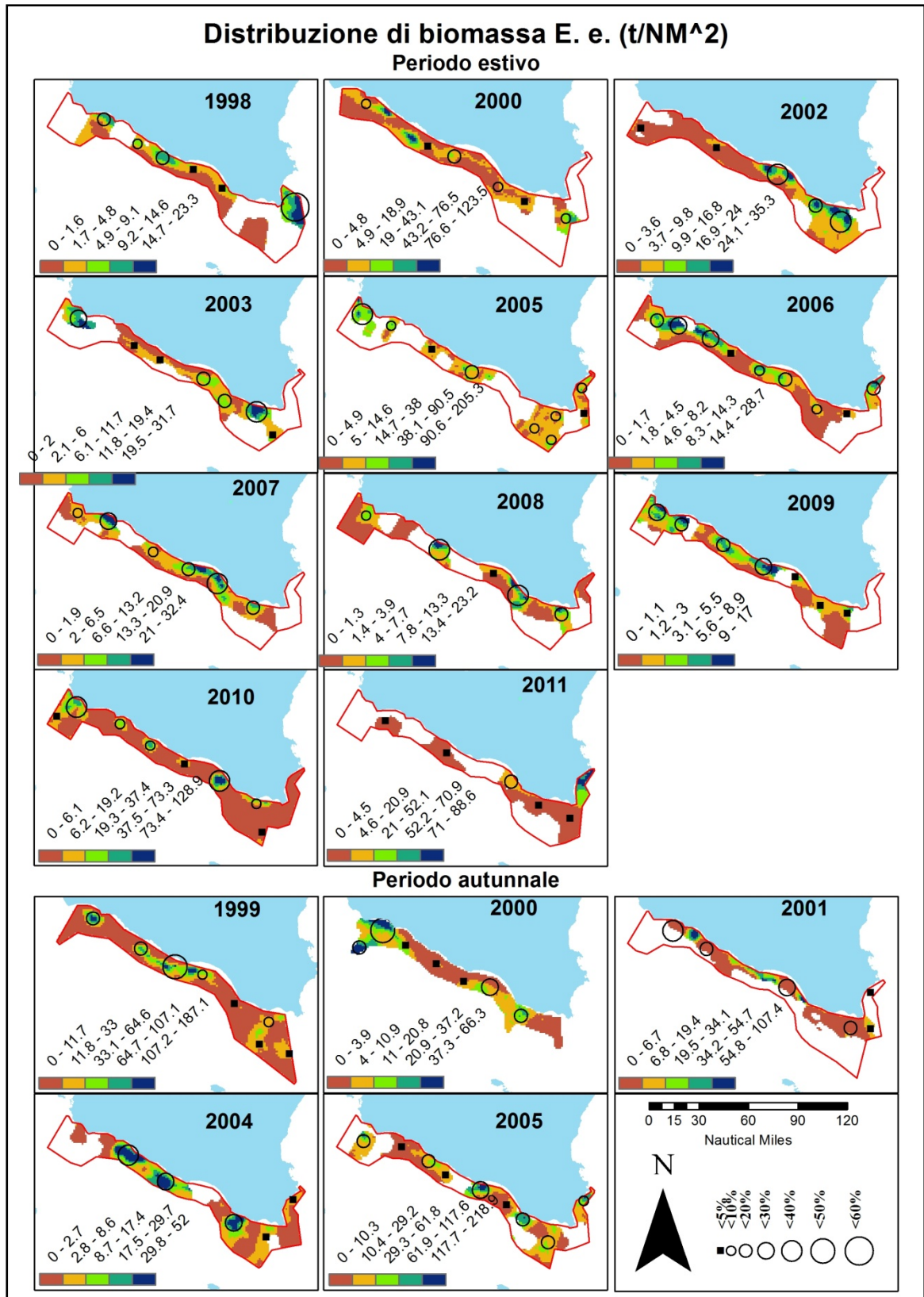
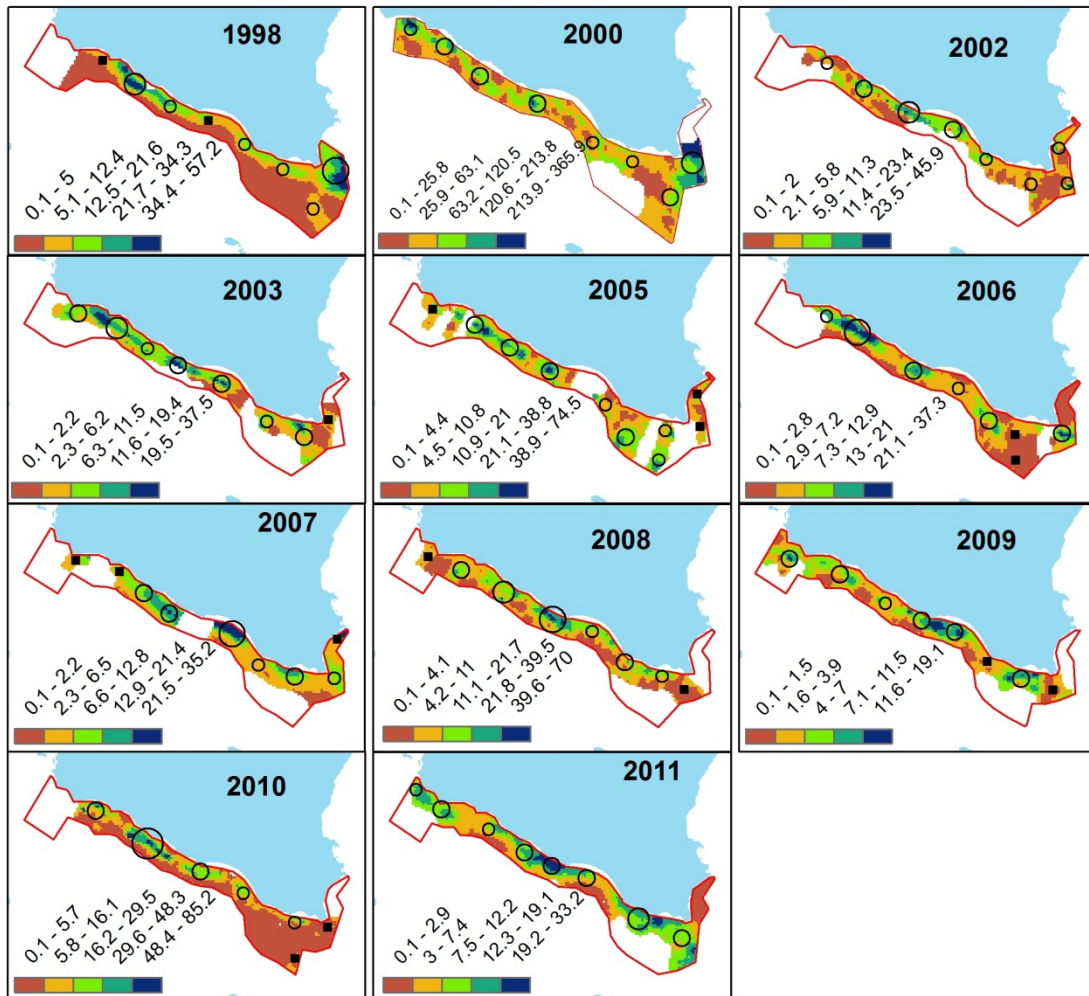


Figura 24: mappe di distribuzione relative alla specie *E. e.* ottenute mediando le diverse simulazioni effettuate durante il calcolo degli intervalli di confidenza

Distribuzione di biomassa S.P. (t/NM²)

Periodo estivo



Periodo autunnale

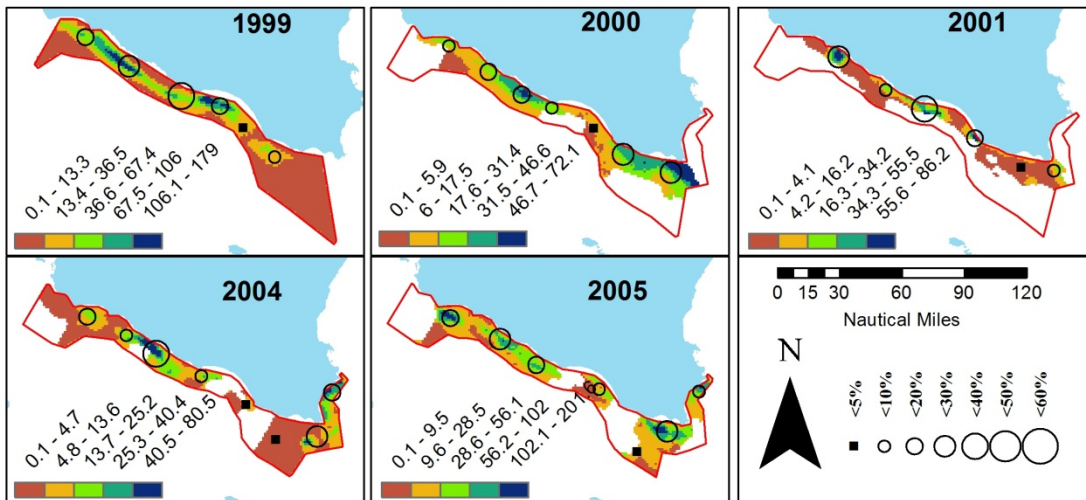


Figura 25: mappe di distribuzione relative alla specie *S. p.* ottenute mediante le diverse simulazioni effettuate durante il calcolo degli intervalli di confidenza

Struttura spaziale delle popolazioni

L'utilizzo della geostatistica per il calcolo della biomassa totale e dei relativi intervalli di confidenza ha permesso di ottenere una grande quantità di informazioni sulla struttura spaziale delle popolazioni oggetto di studio. Tali informazioni derivano sostanzialmente dalla fase di analisi strutturale che ha preceduto il calcolo delle biomasse totali e la generazione delle mappe di distribuzione. In particolare la separazione dei valori pari a zero da quelli strettamente positivi ha permesso di caratterizzare sia la struttura spaziale "interna" della popolazione (variazioni dei livelli di densità interni alle patches), sia il fenomeno visto in termini di presenza/assenza. L'analisi variografica ha portato in entrambi i casi alla valutazione dei range di autocorrelazione spaziale e all'identificazione di anisotropie geometriche mentre l'utilizzo di simulazioni indicatrici ha permesso di stimare l'area di presenza della specie e il relativo errore, permettendo un congruo confronto tra i valori registrati nei differenti anni. Le modalità con cui le due specie occupano lo spazio disponibile sono state ulteriormente investigate attraverso il calcolo di specifici indici (centri di gravità, inerzia, numero di patches, area di dispersione ecc.), che hanno permesso di valutare in modo oggettivo i diversi aspetti relativi alla distribuzione spaziale delle due popolazioni.

Areali di presenza

Come è possibile osservare (fig. 26, 27, 28 e 29) anche in termini di occupazione dell'area vengono registrate ampie fluttuazioni per entrambe le specie

Relativamente ai survey effettuati durante il periodo estivo le due specie mostrano andamenti discordi durante i primi tre anni della serie storica, mentre per la restante parte gli andamenti osservati appaiono grossomodo concordi (fig. 26).

In particolare sia acciughe che sardine mostrano dei picchi di espansione negli anni 2006 e 2010, sebbene in quest'ultimo caso la percentuale di area occupata dalle sardine sia molto più bassa di quella occupata dalle acciughe, il cui areale di presenza si espande sull'intera area di studio.

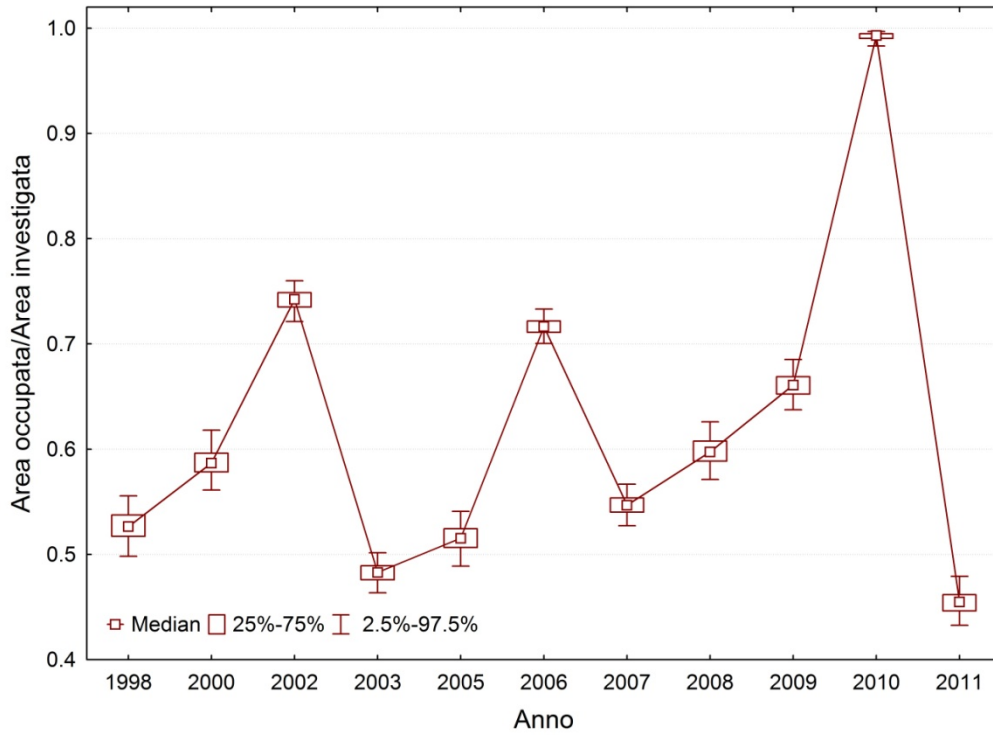


Figura 26: andamenti degli areali di presenza relativi alla specie *E. e.* valutati sulla base delle simulazioni indicatrici (periodo estivo)

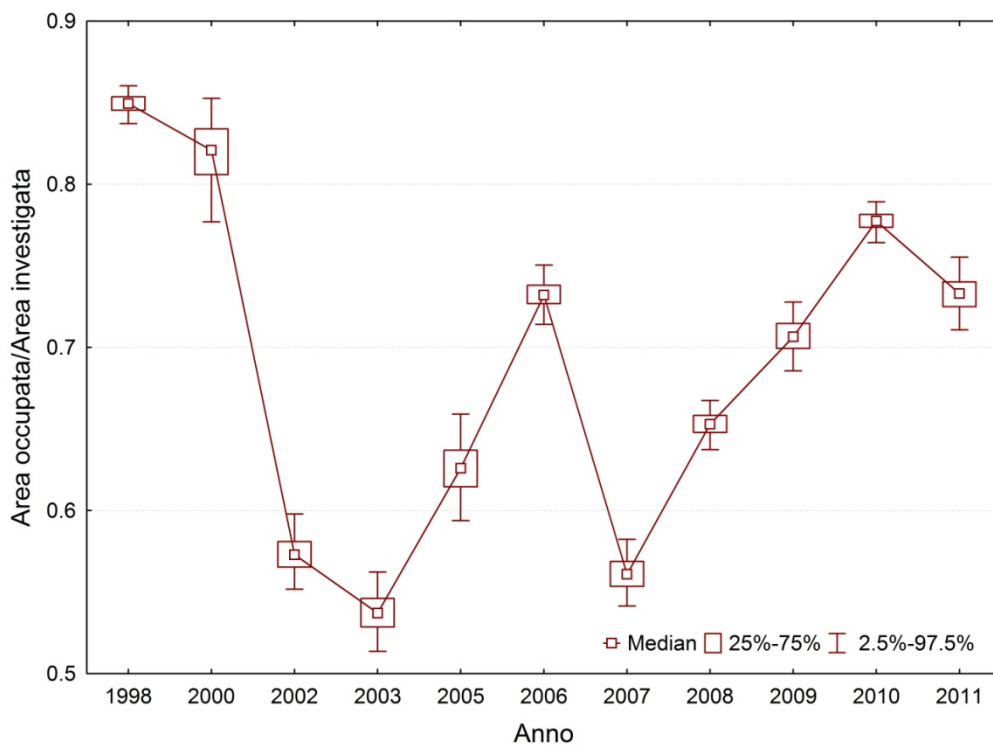


Figura 27: andamenti degli areali di presenza relativi alla specie *S. p.* valutati sulla base delle simulazioni indicatrici (periodo estivo)

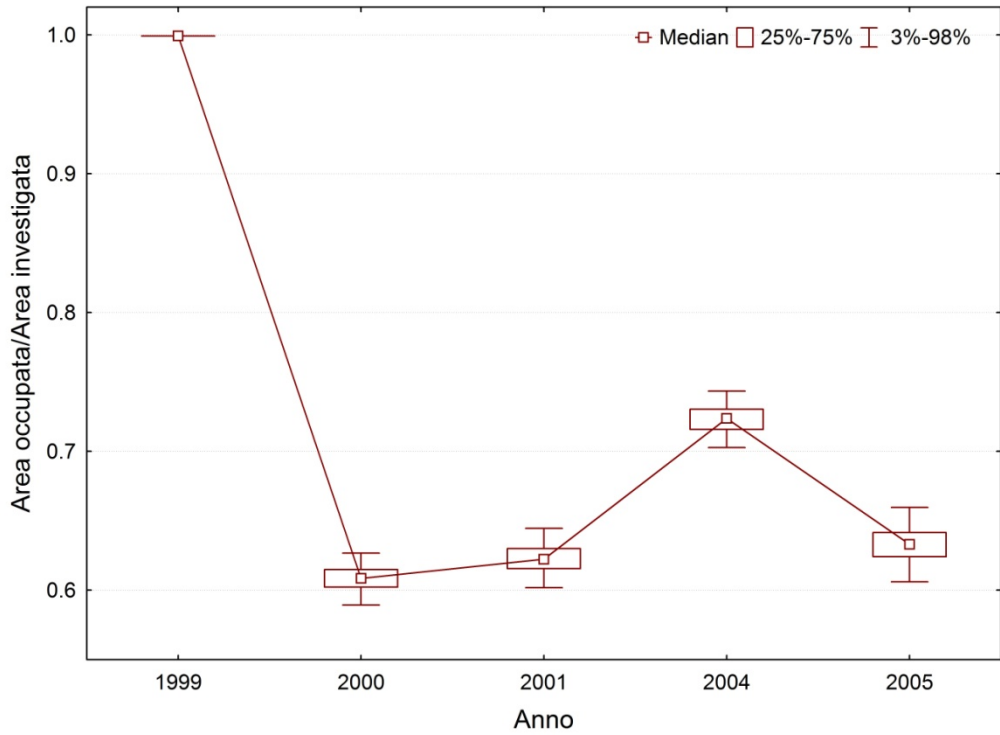


Figura 28: andamenti degli areali di presenza relativi alla specie E. e. valutati sulla base delle simulazioni indicatrici (periodo autunnale)

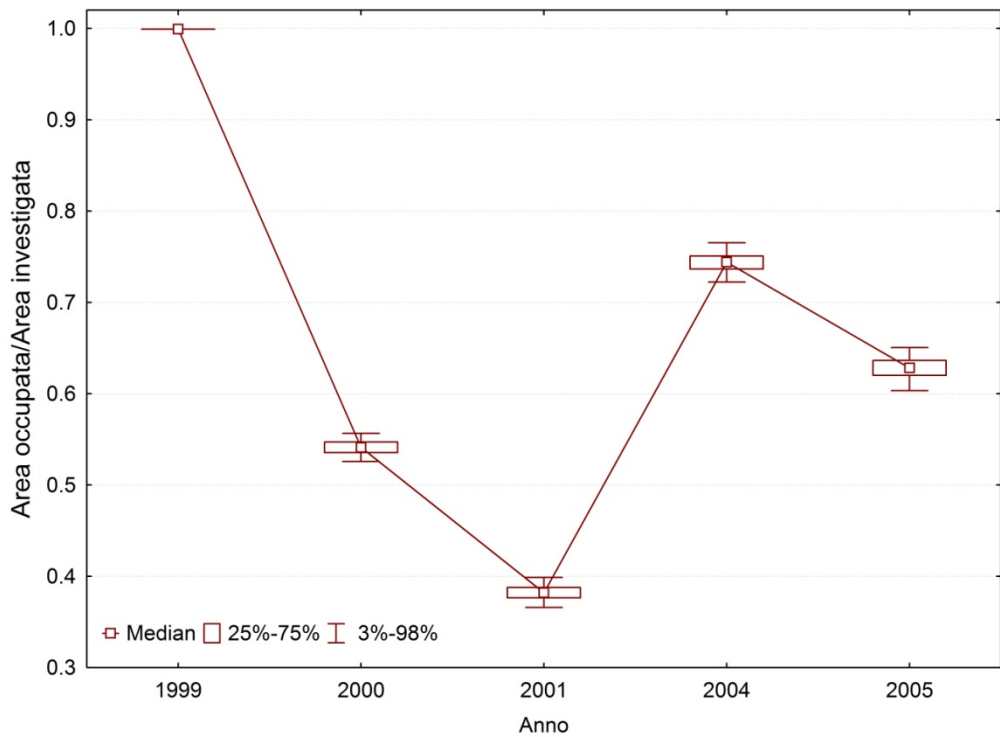


Figura 29: andamenti degli areali di presenza relativi alla specie S. p. valutati sulla base delle simulazioni indicatrici (periodo autunnale)

I grafici mostrano inoltre una “ciclicità” nella dinamica di espansione e contrazione dell’area occupata; ad un picco di espansione segue generalmente un brusco calo seguito da un trend positivo nei due o tre anni successivi, che si conclude con la comparsa di un nuovo picco.

Durante i survey autunnali le due specie mostrano areali di distribuzione assolutamente comparabili, fatta eccezione per l’anno 2001 in cui l’areale di distribuzione delle acciughe è molto più esteso di quello delle sardine. Va inoltre osservato che nel 1999 gli areali di distribuzione di entrambe le specie occupano la totalità dell’area di studio, evento unico nella serie storica analizzata.

Range di autocorrelazione

Le tabelle di seguito riportate (tab. 7 e 8) mostrano per ognuno dei periodi e degli anni considerati i valori dei parametri strutturali calcolati nel corso dell’analisi variografica. In particolare vengono riportati i valori di nugget, range, sill e (dove presente anisotropia geometrica) la direzione dell’asse maggiore dell’ellisse di anisotropia e il rapporto tra i due assi dell’ellisse. Nel caso dei valori strettamente positivi i valori di nugget e sill vengono riportati come valore percentuale, in modo da rendere maggiormente evidente la percentuale di variabilità non spiegabile dal modello, mentre nel caso indicatore non essendo mai stato rilevato un effetto nugget tale parametro è stato omesso, ed il sill è espresso in valore assoluto. Si noti inoltre che nel 1999 (periodo autunnale) l’analisi strutturale sul caso presenza/assenza non è stata effettuata poichè entrambe le specie occupavano l’intera area investigata.

Relativamente alla specie *E. e.*, nel periodo estivo, i range di autocorrelazione (espressi in miglia nautiche) variano tra 11.9 e 30.2 nel caso indicatore e tra 10.8 e 25.4 nel caso dei valori strettamente positivi, mentre nel periodo autunnale tali parametri sono compresi nell’intervallo 10.8 – 32.4 (presenza/assenza) e 9.7 – 27 (valori strettamente positivi). Per la specie *S. p.* in relazione al periodo estivo gli stessi parametri variano rispettivamente tra 10.8 e 32.4 (caso indicatore) e 6.5 e 21.6 (valori positivi) mentre nel periodo autunnale i valori risultano essere compresi negli intervalli 13.5 – 43.2 e 5.4 – 21.6. I range di autocorrelazione sono generalmente più bassi variando tra 4.9 e 27 per le acciughe e 5.4 e 26 per le sardine.

a	Periodo estivo								
	Presenza/Assenza				Valori positivi				
Anno	range (NM)	sill	anis dir	anis ratio	nugget %	range (NM)	sill %	anis dir	anis ratio
1998	21.6	0.28	120	0.65	15.7	10.8	84.3	120	0.7
2000	11.9	0.12			30.0	5.4	70.0	120	0.6
2002	22.7	0.26	120	0.8	42.2	7.0	57.8		
2003	21.6	0.27	120	0.5	0.0	18.9	100	120	0.4
2005	15.1	0.28	120	0.9	29.4	5.4	70.6		
2006	22.7	0.22	120	0.5	4.9	16.2	95.1	120	0.7
2007	20.5	0.22	120	0.6	14.9	10.8	85.1	120	0.7
2008	17.3	0.27			17.4	15.1	82.6		
2009	20.5	0.25			25.0	13.5	75.0	120	0.6
2010	10.8	0.00			8.3	4.9	91.7		
2011	30.2	0.28			14.5	25.4	85.5	120	0.5

b	Periodo autunnale								
	Presenza/Assenza				Valori positivi				
Anno	range (NM)	sill	anis dir	anis ratio	nugget %	range (NM)	sill %	anis dir	anis ratio
1999					5.6	9.7	94.4	120	0.8
2000	16.2	0.2			10.7	27.0	82.9	120	0.5
2001	32.4	0.22	120	0.65	20.0	27.0	80.0		
2004	10.8	0.14			0.0	10.8	100.		
2005	13.5	0.26			33.0	10.8	67.0		

Tabella 7: Parametri strutturali relativi all'analisi variografica effettuata sui valori strettamente positivi e binarizzati (presenza/assenza) per la specie *E. e.* nel periodo estivo (a) ed autunnale (b)

Considerando i singoli anni, i range del caso indicatore risultano essere (come è logico aspettarsi) maggiori rispetto a quelli calcolati nel caso dei valori strettamente positivi. Inoltre confrontando anno per anno i valori dei range nel caso indicatore rilevati per le due specie, si osservano valori maggiori per le sardine rispetto alle acciughe indicando per le prime areali di presenza meno frammentati, confermando quindi quanto osservato dalle mappe di distribuzione. Il confronto tra specie dei range calcolati nell'analisi dei valori strettamente positivi non permette invece di identificare una regola precisa, poichè se in alcuni casi le acciughe mostrano range maggiori delle sardine, in altri tale relazione si inverte, mentre il confronto dei valori di nugget mostra nella maggior parte dei casi valori maggiori per le sardine che per le acciughe.

Per molti degli anni analizzati inoltre viene individuata una consistente anisotropia geometrica, con direzione preferenziale parallela alla costa che mette

in evidenza un allungamento della popolazione in senso longitudinale da ricollegarsi fondamentalmente alla morfologia dell'area di studio.

a	Periodo estivo								
	Presenza/Assenza				Valori positivi				
Anno	range (NM)	sill	anis dir	anis ratio	nugget %	range (NM)	sill %	anis dir	anis ratio
1998	21.6	0.09			22.0	18.9	78.0	120	0.6
2000	21.6	0.2			31.0	18.9	69.0	150	0.6
2002	32.4	0.18			33.3	9.7	66.7		
2003	24.3	0.28			13.3	8.6	86.7	120	0.6
2005	10.8	0.24			38.5	6.5	61.5		
2006	27.0	0.15			42.1	10.8	57.9		
2007	21.6	0.21	120	0.7	20.0	10.8	80.0	120	0.4
2008	27.0	0.22	120	0.4	40.0	10.8	60.0		
2009	17.3	0.22			31.8	10.8	68.2		
2010	27.0	0.21			35.3	16.2	64.7	120	0.6
2011	16.2	0.2			43.5	10.8	56.5		

b	Periodo autunnale								
	Presenza/Assenza				Valori positivi				
Anno	range (NM)	sill	anis dir	anis ratio	nugget %	range (NM)	sill %	anis dir	anis ratio
1999					10.5	21.6	89.5	120	0.3
2000	43.2	0.28	120	0.38	27.2	16.2	72.8	120	0.3
2001	37.8	0.26	120	0.3	0.0	10.8	100.0	120	0.8
2004	13.5	0.16			0.0	5.4	100.0		
2005	21.6	0.3			31.5	16.2	68.5	120	0.5

Tabella 8: Parametri strutturali relativi all'analisi variografica effettuata sui valori strettamente positivi e binarizzati (presenza/assenza) per la specie *S. p.* nel periodo estivo (a) ed autunnale (b)

Patchiness

Le tabelle di seguito riportate (tab. 9 e 10) riassumono diverse caratteristiche relative all'organizzazione in patches delle due specie per ciascuno dei periodi considerati. In particolare per ogni anno ne viene riportato il numero, la percentuale contenente una percentuale di biomassa maggiore del 10% rispetto alla biomassa totale, e i valori medi e massimi di abbondanza e area occupata, anche questi ultimi riportati in termini percentuali.

Il numero di patches rilevato sul totale di osservazioni disponibili (senza effettuare distinzioni tra specie e periodi) varia da un minimo di 4 ad un massimo di 10. Tali valori tuttavia rappresentano delle eccezioni uniche nella serie storica

a - Periodo estivo						
Anno	n°	perc. abund. > 10%	mean abund %	mean area %	max abund %	max area %
1998	7	42.9	14.2	8.6	49.7	12.1
2000	6	33.3	16.6	14.2	61.5	21.5
2002	5	60.0	19.7	13.6	39.2	19.0
2003	7	57.1	14.3	11.9	30.8	20.8
2005	9	22.2	11.1	9.6	37.2	14.5
2006	9	55.6	11.1	9.8	22.8	14.5
2007	6	66.7	16.7	12.0	39.2	15.3
2008	5	60.0	19.8	12.9	38.9	16.2
2009	7	57.1	14.3	11.7	26.8	14.4
2010	8	25.0	12.3	9.4	33.8	12.6
2011	4	50.0	24.9	11.6	85.2	17.0

b - Periodo autunnale						
Anno	n°	perc. abund. > 10%	mean abund %	mean area %	max abund %	max area %
1999	8	37.5	12.5	12.1	45.1	15.9
2000	7	57.1	14.3	9.2	41.9	14.8
2001	6	66.7	16.4	8.8	33.9	12.2
2004	5	60.0	19.5	9.8	37.9	13.4
2005	9	55.6	11.1	10.6	26.4	20.2

Tabella 9: parametri statistici relativi alla suddivisione in patches per la specie *E. e.* nel periodo estivo (a) e autunnale (b)

analizzata, e si riferiscono ad anni in cui la distribuzione spaziale delle popolazioni è molto particolare. Il confronto del numero di patches rinvenuto nei diversi periodi per le due specie mostra inoltre che il numero formato dalle sardine durante il periodo estivo è significativamente maggiore (Mann-Whitney; $p < 0.05$) e caratterizzato da una minore variabilità rispetto alle acciughe. Nessuna differenza significativa viene invece rilevata tra le due specie durante il periodo autunnale. Confrontando il numero di patches formato dalla medesima specie ma in periodi differenti non emerge nessuna differenza significativa per quanto riguarda le acciughe, mentre per la sardina si rileva un numero di patches significativamente maggiore (Mann-Whitney; $p < 0.05$) nel periodo estivo rispetto al periodo autunnale.

Per quanto riguarda gli altri parametri considerati non emerge nessuna differenza significativa tra specie o tra periodi, fatta eccezione per le percentuali di abbondanza media e massima. In particolare in termini di abbondanza media

delle patches differenze significative (Mann-Whitney; $p < 0.05$) vengono rilevate tra periodi differenti solo nel caso delle sardine (patches del periodo autunnale mediamente più abbondanti di quello estivo), così come differenze significative vengono rilevate tra le due specie durante il periodo estivo (patch di E. e. caratterizzate da una maggiore abbondanza media rispetto alla specie S.p.). Infine in termini di abbondanza massima le acciughe mostrano valori significativamente più alti (Mann-Whitney; $p < 0.05$) rispetto alle sardine.

a - Periodo estivo						
Anno	n°	perc. abund. > 10%	mean abund %	mean area %	max abund %	max area %
1998	9	22.2	11.0	8.3	32.3	16.2
2000	8	62.5	12.4	11.4	27.0	18.2
2002	8	37.5	12.5	10.5	30.0	16.8
2003	8	62.5	12.5	11.0	22.7	16.7
2005	10	40.0	10.0	9.4	18.2	17.5
2006	8	50.0	12.5	10.1	37.9	11.4
2007	9	44.4	11.1	9.8	30.3	15.3
2008	8	50.0	12.5	11.1	30.9	15.1
2009	8	62.5	12.5	11.5	19.8	18.2
2010	7	42.9	14.2	10.5	44.2	13.7
2011	8	75.0	12.5	11.0	21.9	18.7

Periodo autunnale						
Anno	n°	perc. abund. > 10%	mean abund %	mean area %	max abund %	max area %
1999	6	66.7	16.4	11.9	31.8	19.2
2000	7	57.1	14.3	11.0	29.3	21.0
2001	6	50.0	16.7	11.9	39.3	14.6
2004	8	50.0	12.4	10.2	31.3	18.3
2005	7	57.1	14.2	11.2	28.6	14.7

Tabella 10: parametri statistici relativi alla suddivisione in patches per la specie E. e. nel periodo estivo (a) e autunnale (b)

Indici di dispersione

Dall'analisi degli indici di posizione e dispersione (Tab. 11 e 12) delle due popolazioni non si evince nessuna particolare differenza, né tra le specie né tra i periodi (in relazione alla stessa specie). La mancanza di differenze significative tra le latitudini e le longitudini dei centri di gravità così come per i valori di inerzia minimi e massimi confermano quanto osservato dalle mappe di distribuzione e dai valori degli indici di collocazione che presentano valori elevati (alto grado di overlap spaziale) in ognuno degli anni considerati. Tali considerazioni portano a pensare che alla scala dell'intera area di studio le due specie mostrano modalità di distribuzione simili e coerenti nel tempo. Unica eccezione a quanto fin'ora osservato è rappresentata dalle acciughe nell'anno 2011, in cui si rileva un valore dell'indice di collocazione piuttosto basso (0.45), dovuto al quasi totale concentrazione della biomassa di tale specie nell'area compresa tra Capo Passero e Siracusa.

a - Periodo estivo							
Anno	Lon CGI	Lat CGly	Inertia max	Inertia min	SA %	EA %	Coollocation
1998	14.379	36.919	1.07	0.0076	11.1	10.3	0.89
2000	13.699	37.105	0.45	0.0019	9.1	6.8	0.79
2002	14.463	36.760	0.28	0.0081	15.0	13.4	0.78
2003	13.886	36.995	1.04	0.0034	13.4	14.8	0.97
2005	13.609	37.137	1.31	0.0239	16.6	13.3	0.94
2006	13.522	37.216	0.82	0.0115	16.4	14.8	0.90
2007	13.867	37.058	0.57	0.0028	11.5	11.8	0.93
2008	14.031	36.957	0.61	0.0049	9.1	8.3	0.95
2009	13.320	37.263	0.61	0.0034	13.5	12.1	0.86
2010	13.536	37.164	0.92	0.0053	10.6	8.9	0.99
2011	15.072	36.819	0.13	0.0130	3.0	4.0	0.45
b - Periodo autunnale							
Anno	Lon CGI	Lat CGly	Inertia max	Inertia min	SA %	EA %	Coollocation
1999	13.831	37.037	0.37	0.00	16.9	9.5	0.95
2000	13.481	37.172	0.64	0.01	9.8	7.4	0.71
2001	13.798	37.107	0.92	0.01	11.7	9.7	0.99
2004	13.793	37.049	0.48	0.01	14.6	13.5	0.95
2005	13.954	37.009	0.79	0.02	16.3	15.9	1.00

Tabella 11: Indici di posizione e dispersione relativi alla specie *E. e.* nel periodo estivo (a) e autunnale (b). Si noti che gli indici di collocazione si riferiscono all'overlap spaziale delle specie e sono i medesimi riportati nella tabella successiva.

a - Periodo estivo							
Anno	Lon CGI	Lat CGly	Inertia max	Inertia min	SA %	EA %	Coollocation
1998	14.377	36.871	0.86	0.0134	19.2	16.9	0.89
2000	14.253	36.900	0.86	0.0122	27.5	25.4	0.79
2002	14.057	37.003	0.49	0.0066	16.1	15.3	0.78
2003	13.751	37.086	0.72	0.0041	21.0	18.3	0.97
2005	13.933	36.971	0.74	0.0202	23.8	23.1	0.94
2006	13.908	37.031	0.75	0.0066	17.1	13.3	0.90
2007	14.150	36.969	0.55	0.0096	15.0	13.1	0.93
2008	13.816	37.057	0.46	0.0025	18.2	20.6	0.95
2009	13.760	37.074	0.78	0.0034	18.2	17.0	0.86
2010	13.619	37.152	0.42	0.0027	16.1	14.3	0.99
2011	13.951	36.995	0.89	0.0034	16.0	13.2	0.45

b - Periodo autunnale							
Anno	Lon CGI	Lat CGly	Inertia max	Inertia min	SA %	EA %	Coollocation
1999	13.678	37.120	0.26	0.00	17.2	11.8	0.95
2000	14.159	36.922	0.65	0.00	11.2	9.8	0.71
2001	13.897	37.068	0.40	0.00	5.0	4.7	0.99
2004	14.069	37.025	0.87	0.02	16.3	12.2	0.95
2005	14.000	37.019	0.91	0.02	17.8	17.5	1.00

Tabella 12: Indici di posizione e dispersione relativi alla specie *S. p.* nel periodo estivo (a) e autunnale (b). Si noti che gli indici di coollocazione si riferiscono all'overlap spaziale delle specie e sono i medesimi riportati nella tabella precedente.

Curve di selettività ed indici di aggregazione

Al fine di caratterizzare lo stato di aggregazione delle popolazioni investigate

Periodo estivo		
Anno	E. e.	S. p.
1998	0.884	0.794
2000	0.892	0.692
2002	0.799	0.876
2003	0.886	0.798
2005	0.826	0.743
2006	0.835	0.802
2007	0.871	0.868
2008	0.956	0.795
2009	0.845	0.819
2010	0.875	0.806
2011	0.858	0.806

sono stati calcolati per ognuno degli anni gli indici di aggregazione (Ssp) e le relative curve di selettività (Petitgas, 1998; Petitgas 1997). Da un punto di vista ecologico alti indici di aggregazione indicano un'alta capacità di selettività dell'habitat (Tamdrari et al, 2012). Alti indici di aggregazione comporteranno dunque un'altissima concentrazione di individui in porzioni di spazio piuttosto ristrette, indicando implicitamente habitat più favorevoli.

La specie *E. e.* mostra generalmente (confronti per anno) valori dell'indice di aggregazione lievemente

Tabella 13: Indici di selettività di *E. e.* e *S. p.* relativi ai survey condotti nel periodo estivo

maggiori rispetto a quelli delle sardine (Tab 13 e 14), indicando dunque una maggiore selettività spaziale rispetto a queste ultime. Fanno eccezione rispetto a tale tendenza gli anni 2002 (periodo estivo), 1999 e 2001 (periodo invernale).

Quanto appena detto trova conferma nelle differenze significative (Mann-

Perido autunnale		
Anno	E. e.	S. p.
1999	0.801	0.847
2000	0.877	0.757
2001	0.768	0.845
2004	0.799	0.729
2005	0.723	0.694

Tabella 14:Indici di selettività di E. e. e S. p. relatyivi ai survey condotti nel periodo estivo

Whitney; $p < 0.05$) riscontrate nel confronto tra gli indici di aggregazione delle due specie nel periodo estivo mentre nessuna differenza significativa viene invece riscontrata nel confronto tra le due specie nel periodo autunnale. I confronti effettuati comparando i valori di Ssp relativi alla stessa specie ma periodi differenti non mostrano differenze significative per le sardine, mentre nel caso delle acciughe viene rilevata

una maggiore selettività spaziale durante il periodo estivo.

Mappe medie di probabilità

Le mappe di presenza/assenza generate durante le stime di biomassa sono state utilizzate per individuare aree caratterizzate da una maggiore ottimalità dell'habitat (Bellier, 2007) in relazione all'intervallo di tempo considerato . Le mappe (fig. 30) sono state generate mediando i valori di probabilità di presenza e quelli di deviazione standard calcolati per ciascuno degli anni, ottenendo dunque per ognuna delle specie e per ognuno dei periodi considerati delle mappe di probabilità e deviazione standard medie. Incrociando tali informazioni sono state definite:

- Favorevoli le aree in cui ad un'alta probabilità di presenza era associata una bassa variabilità
- Occasionali le aree in cui si presentava una alta variabilità caratterizzata da valori medi di presenza
- Sfavorevoli le aree con bassa probabilità di presenza e bassa variabilità.

In primo luogo va evidenziato come i poligoni (aree favorevoli, sfavorevoli e occasionali) rappresentati nelle mappe che si riferiscono al periodo autunnale (fig. 30, B e D) si presentino molto più frastagliati rispetto a quelli relativi al periodo estivo. Tale caratteristica è da interpretare come un effetto del minor

numero di survey disponibili durante la stagione autunnale, che non rende possibile rappresentare adeguatamente la variabilità del fenomeno in termini di presenza/assenza. Le mappe prodotte oltre a confermare quanto precedentemente detto circa il consistente overlap degli areali di distribuzione delle due specie, evidenziano limitatamente al periodo estivo (fig. 30, A e C) un comportamento differente delle due popolazioni in relazione al Banco di Malta e al Banco Avventura. Mentre infatti il Banco Avventura risulta favorevole (limitatamente al settore costiero) per la specie E. e., sul Banco di Malta tale relazione si inverte, e l'area risulta essere favorevole per la sardina ma non per l'acciuga.

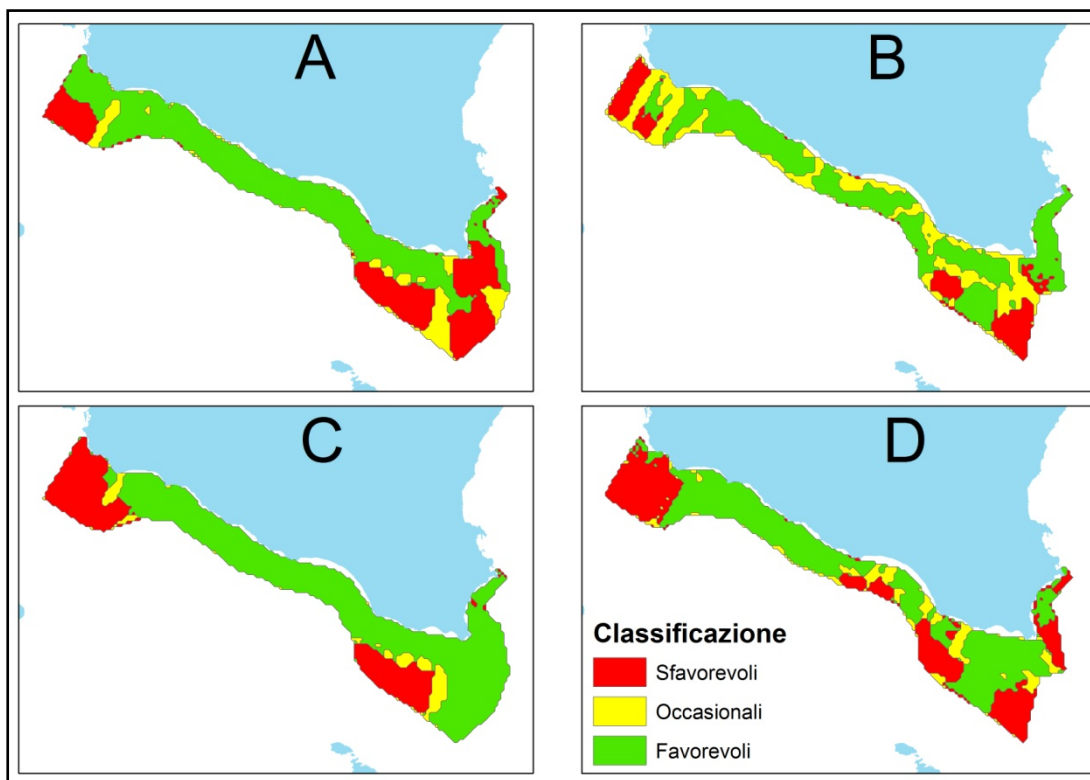


Figura 30: Mappe medie di favorevolezza relative alle specie E. e. (A periodo estivo e B periodo autunnale) e S. p. (C periodo estivo e D periodo autunnale)

Variabilità interannuale dei fattori ambientali

Circolazione superficiale

L'analisi dei pattern di corrente superficiale è stata effettuata utilizzando i dataset satellitari (medie climatologiche mensili) resi disponibili via web dall'AVISO (Archiving, Validation and Interpretation of Satellite Oceanographic data; <http://www.aviso.oceanobs.com/>). La figura 31 mostra il percorso seguito dall'AIS negli anni dal 1998 al 2011 (periodo estivo). Osservando i campi di velocità superficiali generati a partire dai dati altimetrici, è possibile individuare tre percorsi caratteristici dell'AIS:

- L'AIS entrando da ovest sfiora la costa siciliana deviando immediatamente verso Pantelleria, e successivamente procede verso est mantenendosi parallela alla costa fino ad incrociare Malta. Raggiunta Malta, il flusso devia bruscamente verso nord fino a raggiungere nuovamente la costa meridionale della Sicilia in corrispondenza dell'estremità orientale del golfo di Gela. A questo punto l'AIS cambia nuovamente direzione e procedendo verso est taglia il banco di Malta mantenendosi vicino alla costa. Tale tipo di percorso è associato a due grandi strutture vorticose; La prima posizionata di fronte Licata, e la seconda situata in prossimità della costa settentrionale Maltese. Questo percorso rappresenta il percorso più frequente dell'AIS (2005, 2006, 2008, 2009, 2010)
- Il secondo tipo di schema seguito dalla corrente (2007 e 2002), è molto simile al precedente, ma superata Pantelleria il flusso devia bruscamente verso nord molto prima di raggiungere le coste Maltesi, e riprende la sua corsa verso est in corrispondenza del golfo di Gela. Tale situazione porta ad un posizionamento significativamente più occidentale dei due vortici già menzionati al punto precedente.
- Nel terzo tipo di percorso (1998, 2003 e 2011) l'AIS giungendo da ovest si divide in due rami principali prima di giungere a Pantelleria. Il primo ramo si mantiene molto vicino e parallelo alla costa siciliana per l'intero percorso, senza presentare il caratteristico andamento meandriforme, mentre il secondo ramo prosegue mantenendosi a sud

delle isole di Pantelleria e Malta. In questo caso, il vortice anticiclonico, generalmente posizionato a nord del flusso, si viene a trovare a sud dello stesso.

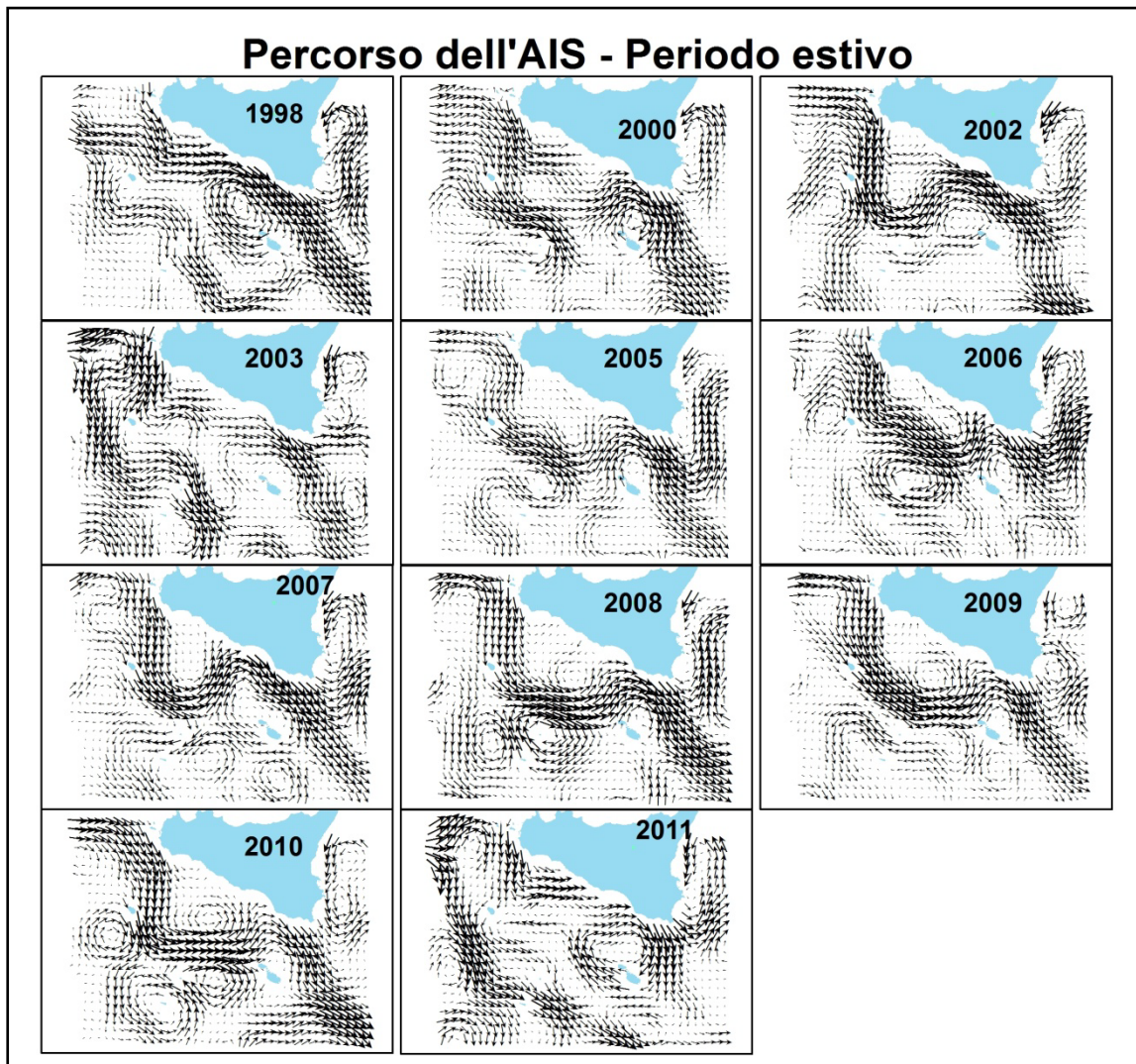


Figura 31: Percorsi seguiti dall' AIS nei diversi anni considerati

Per quanto riguarda il 2000 è invece difficile individuare uno schema chiaro nel percorso dell' AIS. Nell'anno 2000 infatti l' AIS si divide in due rami principali

all'altezza

di

Mazara.

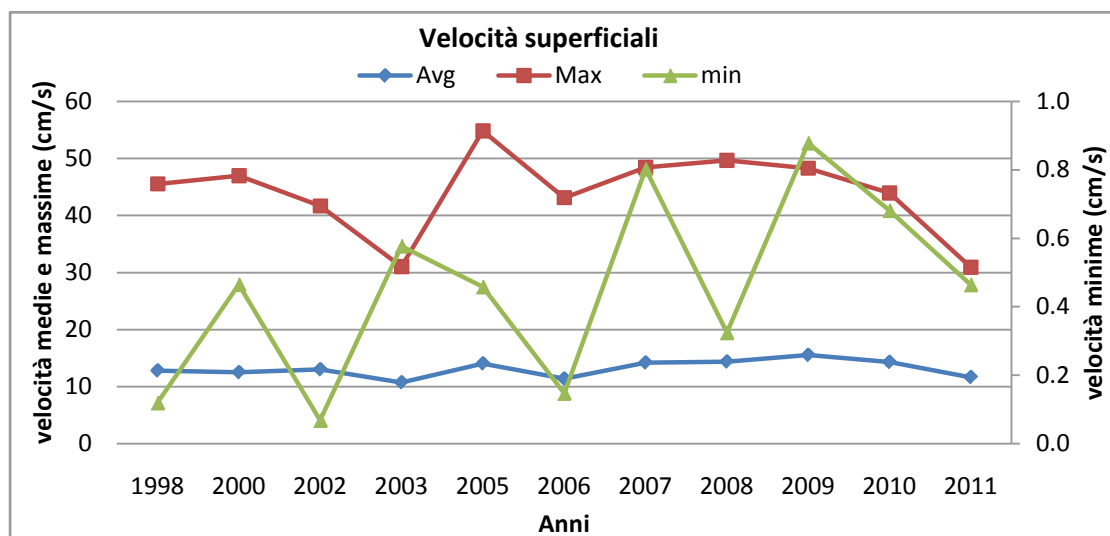


Figura 32: andamento dei valori medi, minimi e massimi delle velocità rilevate nei diversi anni

Il primo di questi, meno intenso, si mantiene molto vicino alla costa come visto per gli anni 1998, 2003 e 2011. Il secondo ramo invece tende a seguire all'incirca il percorso "tipico" (2005, 2008, 2009 e 2010), deviando verso Pantelleria, proseguendo verso Malta e riavvicinandosi alla costa all'incirca all'altezza di Pozzallo.

Oltre alla variabilità in termini di percorso, esiste inoltre una variabilità in termini

Year	Avg	min	max
1998	12.8	0.1	45.5
2000	12.5	0.5	47.0
2002	13.0	0.1	41.7
2003	10.7	0.6	31.0
2005	14.0	0.5	54.8
2006	11.4	0.1	43.1
2007	14.2	0.8	48.4
2008	14.4	0.3	49.7
2009	15.5	0.9	48.3
2010	14.3	0.7	44.0
2011	11.6	0.5	30.9

velocità dei flussi superficiali (tab15; fig 32), che sembra essere però svincolata dal tipo di percorso seguito.

Per quanto riguarda invece il periodo autunnale, limitatamente agli anni disponibili, possiamo individuare tre tipi di percorso (fig. 33).

Tabella 15: statistiche descrittive relative ai campi di velocità superficiali

Se infatti negli anni 2000 e 2005 il percorso è quello tipico già visto in precedenza, gli anni 1999 e 2004 sono caratterizzati da una

biforcazione secondaria del flusso principale nel punto in cui il percorso devia verso la costa in corrispondenza del golfo di Gela. Tale biforcazione si divide in un ramo maggiore che prosegue il percorso "classico" tagliando il banco di Malta in prossimità della costa siciliana, ed in un ramo più piccolo che sembra risalire la

costa in direzione NW. L'anno 2001 si differenzia invece dagli altri poichè il percorso meandriforme del flusso è particolarmente accentuato, dando vita ad un vortice ciclonico ben definito e posizionato all'altezza di Licata.

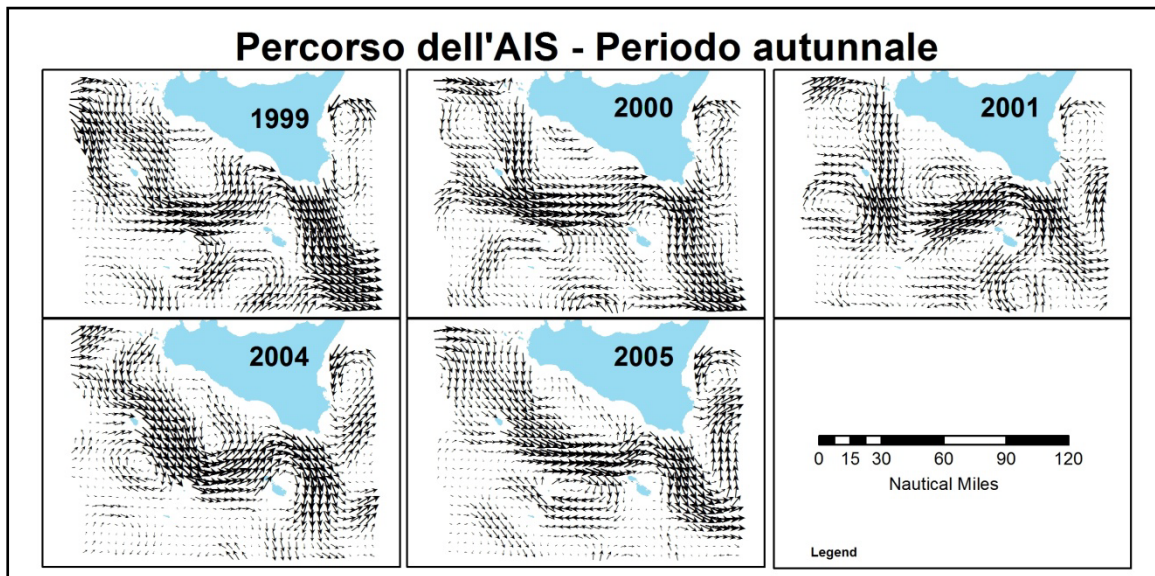


Figura 33: Percorsi dell'AIS relativi ai survey condotti durante il periodo autunnale

Parametri della colonna d'acqua

Periodo estivo

Al fine di mettere in evidenza le differenze interannuali relative ai parametri ambientali sono stati prodotti i boxplot (categorizzati per anno) per ognuna delle variabili considerate. Tutti i boxplot sono stati costruiti utilizzando i valori mediani, lo scarto interquartile (box) e il non outlier range identificato utilizzando il metodo di Tukey (wisker).

L'analisi degli andamenti di CHL-a e C-DOM (fig 34) evidenzia per queste due variabili un comportamento opposto. Infatti mentre i valori di CHL-a mostrano un trend negativo nel periodo 1998 – 2003 e tendono a stabilizzarsi negli anni successivi, la variabile C-DOM si mantiene su valori piuttosto bassi nel primo periodo della serie storica (1998 - 2008), per poi mostrare un'andamento crescente negli anni 2009 – 2011. I valori di temperatura superficiale e PAR sono quelli che mostrano la maggiore variabilità interannuale. Per quanto riguarda la temperatura superficiale la serie mostra un andamento ben definito,

caratterizzato da due “gobbe” centrate rispettivamente sugli anni 2002 e 2008, e separate da un minimo relativo al 2006.

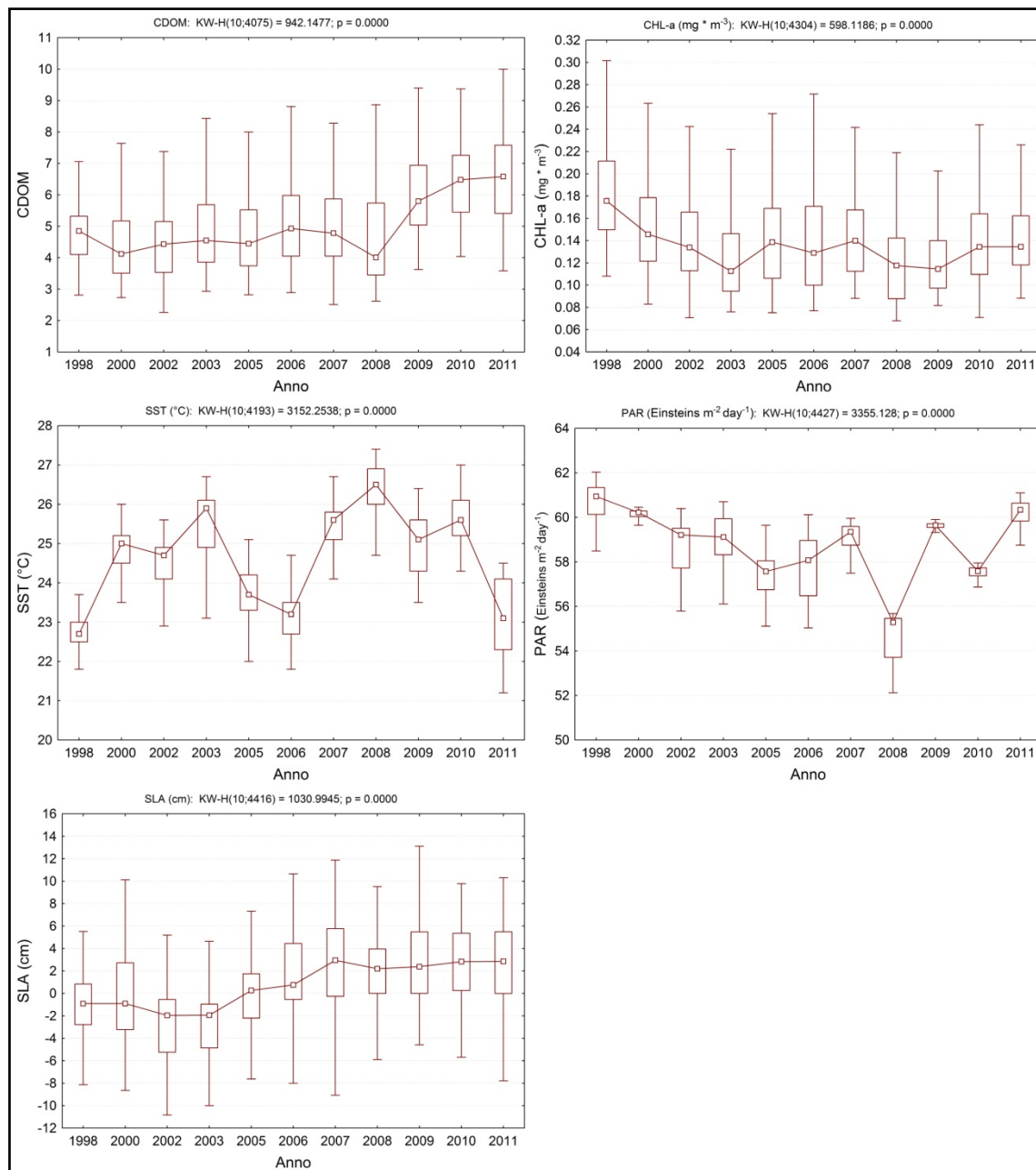


Figura 34: boxplot categorizzati per anno relativi ai parametri telerilevati (periodo estivo).

La radiazione fotosinteticamente attiva (PAR), mostra un trend negativo nel periodo 1998 – 2005, a seguito del quale si verificano marcate oscillazioni interannuali dei valori di PAR.

Per quanto riguarda i valori di anomalia del livello del mare, è possibile identificare un andamento quasi sigmoide, con i primi anni caratterizzati da valori

L'andamento dei valori di temperatura e salinità nello strato superficiale (UML) e in quello di fondo (BL) sono riportati in figura 35. Per entrambe le variabili ed entrambi gli strati è possibile rilevare un andamento ben definito.

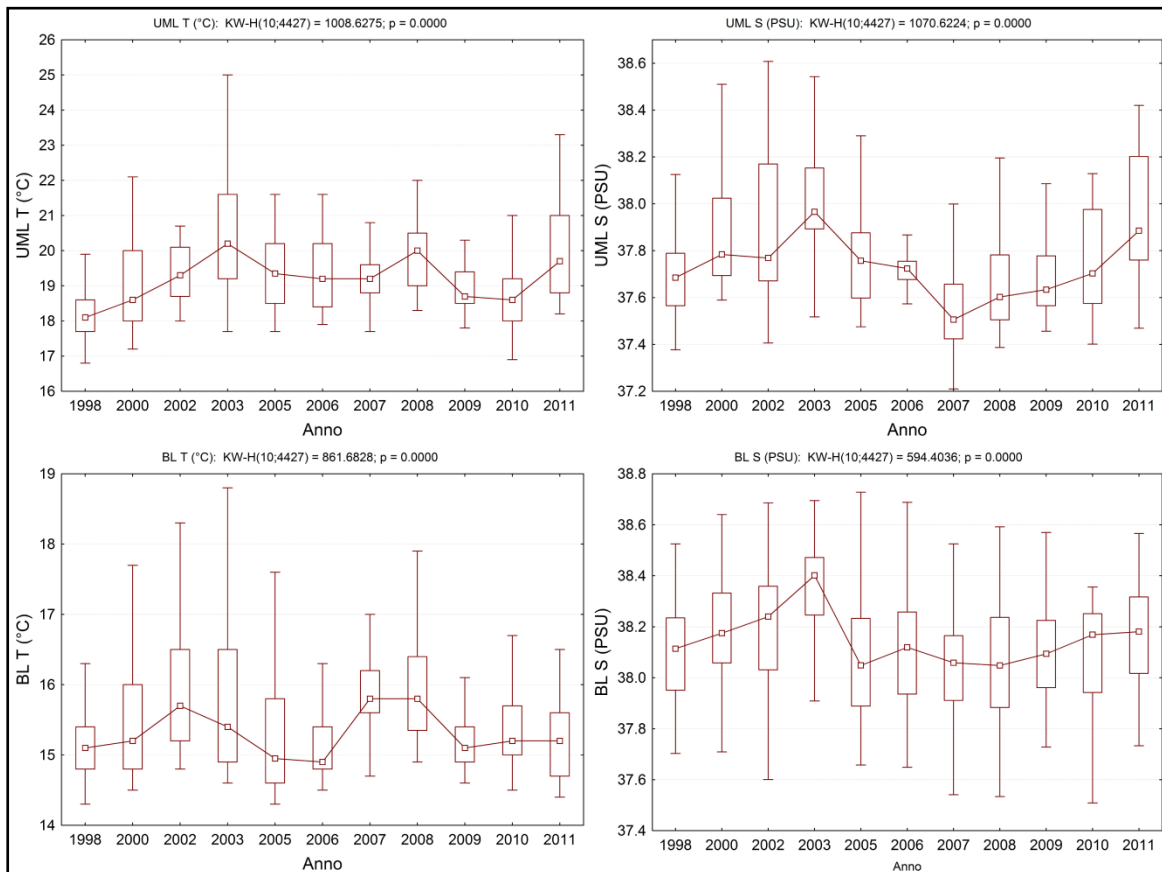


Figura 35: andamento interannuale dei valori di temperatura e salinità, relativi allo strato superficiale e di fondo (periodo estivo).

La temperatura dello strato superficiale presenta una prima fase crescente (periodo 1998-2003) che termina col raggiungimento di un picco assoluto relativo all'anno 2003 in cui si registra la temperatura media dello strato superficiale più alta. Il periodo seguente (2005-2007) è invece caratterizzato da valori mediani di poco inferiori a quelli rilevati nel 2003 e comparabili al valore registrato nell'anno precedente il raggiungimento del picco assoluto. Nel 2008 la temperatura dello strato superficiale torna ad aumentare, facendo registrare un picco relativo seguito da valori progressivamente decrescenti negli anni 2009 e 2010. La serie

termina quindi con l'anno 2011 per cui si rileva un nuovo aumento della temperatura con un valore mediano di poco inferiore a quello registrato nel 2008.

Per la temperatura dello strato di fondo si rileva un andamento simile a quello appena descritto.

La salinità nello strato di fondo e superficiale mostra un trend simile a quello descritto per la temperatura nei primi quattro anni della serie storica (periodo 1998 - 2003) col raggiungimento di un massimo di salinità nel 2003. Tuttavia, se la temperatura dello strato superficiale nel periodo successivo tende a decrescere lievemente stabilizzandosi su valori intermedi, la salinità decresce invece in modo brusco fino al raggiungimento del minimo assoluto nell'anno 2007, al seguito del quale mostra un andamento crescente. La salinità dello strato di fondo mostra invece nel periodo 2005 – 2011 valori molto bassi e comparabili.

Periodo autunnale

Per quanto riguarda la variabilità dei parametri telerilevati nel periodo autunnale, si possono fare le medesime osservazioni già fatte per il periodo estivo (fig. 36). La radiazione fotosinteticamente attiva e la temperatura superficiale, mostrano una maggiore variabilità interannuale rispetto agli altri parametri. Per entrambe le variabili si registra un'andamento crescente nella prima parte della serie storica caratterizzato da un picco nell'anno 2000, seguito da un andamento decrescente nel periodo 2001-2005. I valori di chl-a sembrano caratterizzati da valori mediani abbastanza costanti negli anni analizzati, impedendo l'identificazione di un andamento particolare.

Per quanto riguarda i parametri di salinità e temperatura rilevati nello strato di fondo ed in quello superficiale nel periodo autunnale, non viene effettuata un'analisi degli andamenti a causa di alcuni problemi nei parametri di calibrazione della sonda che non permettono un confronto diretto tra gli anni.

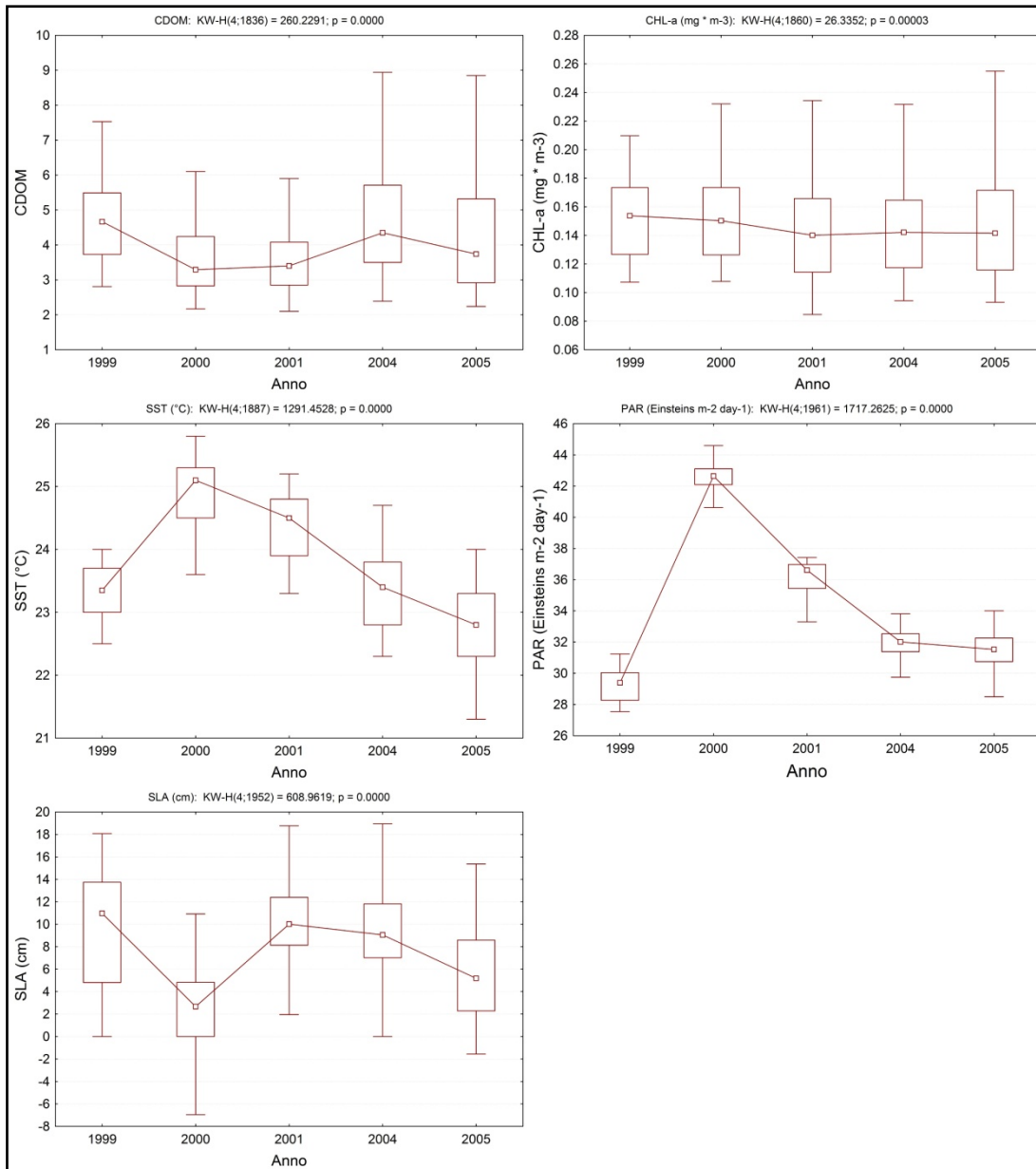


Figura 36: andamento dei parametri telerilevati relativi al periodo autunnale.

Analisi multivariata del dataset ambientale in relazione alle subaree individuate

Al fine di rendere meglio evidenti le differenze tra le sub-aree identificate, per ognuna di esse e per ognuno degli anni sono stati calcolati i valori medi per tutte le variabili considerate. Sul dataset così costruito è stata effettuata un'analisi delle componenti principali, al fine di identificare i possibili processi che ne determinassero le differenze.

L'analisi effettuata sul dataset estivo mostra che le prime due componenti spiegano oltre il 72% della variabilità totale del sistema, con il primo asse fortemente legato a chl-a e parametri della colonna d'acqua. In particolare il primo asse risulta anticorrelato con temperatura e salinità dello strato di fondo e di quello superficiale e positivamente correlato con CHL-a. Il secondo asse risulta invece correlato con la temperatura superficiale (SST) e anticorrelato con la PAR.

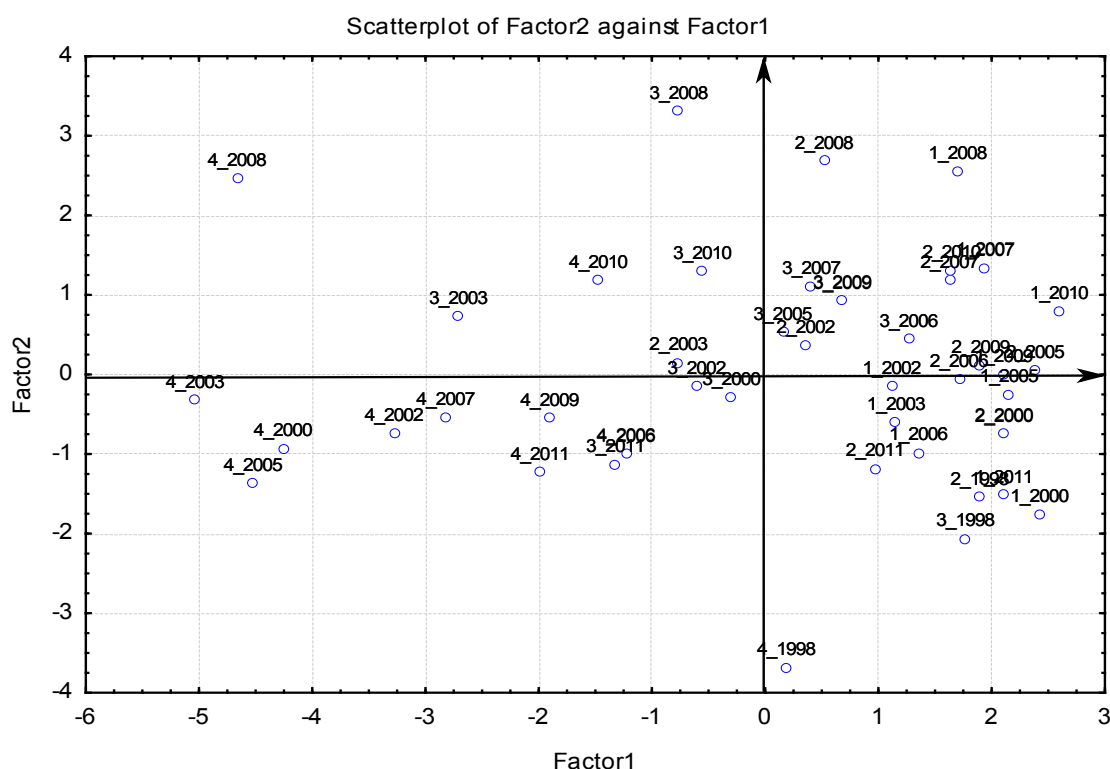


Figura 37: Disposizione delle diverse osservazioni nello spazio delle prime due componenti principali (periodo estivo). Per ognuno dei punti vengono riportati l'ID relativo alla subarea e l'anno separati dal simbolo underscore

Riportando i punteggi dei casi nello spazio delle prime due componenti (fig. 37) si può osservare come le osservazioni (subarea e anno) si separino bene sia sul

primo che sul secondo asse. In particolare l'area 4 si trova costantemente nella zona negativa del primo asse, mentre l'area 3 si trova addensata principalmente all'incrocio degli assi. Le aree 1 e 2 si collocano invece nella zona positiva del primo asse (alti valori di CHL-a e valori di salinità e temperatura della colonna d'acqua più bassi).

Il secondo asse discrimina principalmente zone caratterizzate da maggiore temperatura superficiale e valori di PAR più bassi.

Nel caso del dataset autunnale i primi due fattori spiegano oltre il 70% della variabilità totale. Il primo fattore è correlato con PAR, temperatura superficiale e i parametri della colonna d'acqua. Il secondo fattore mostra invece una correlazione diretta con la lo spessore dello strato superficiale e con la Chl-a e inversa con la PAR. Diversamente dal caso precedente, il periodo autunnale non mostra una netta separazione tra le diverse subaree nello spazio dei primi due fattori, ma piuttosto identifica delle similarità tra diverse aree di alcuni anni (fig 38). In particolare le aree 1 e 2 degli anni 2004 e 2005 sembrano avere caratteristiche ambientali simili, così come accade per le aree 1, 2 e 4 del 2001.

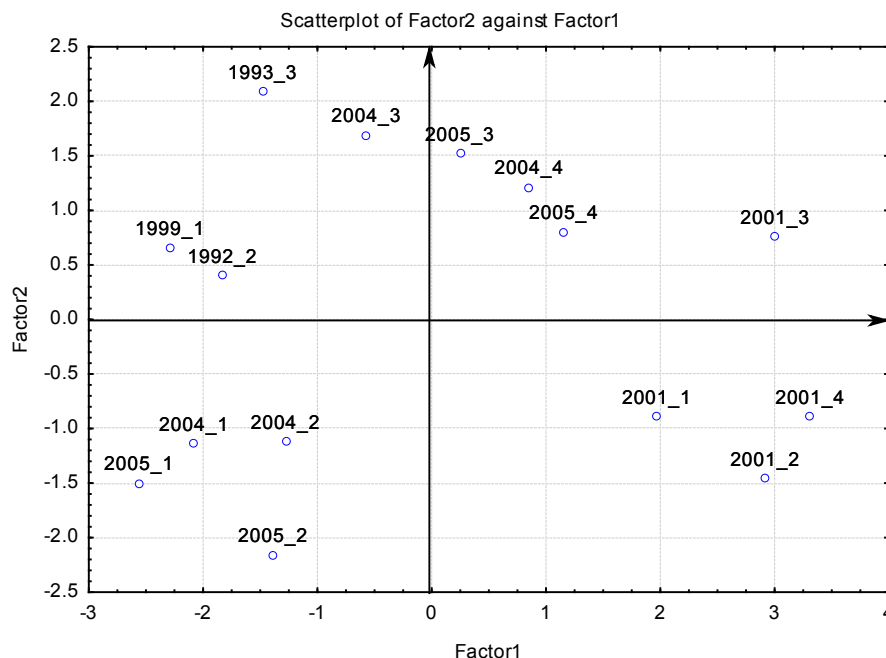


Figura 38: Disposizione delle diverse osservazioni nello spazio delle prime due componenti principali (periodo autunnale). Come nel caso precedente per ognuno dei punti vengono riportati l'identificativo della subarea e l'anno.

Associazione tra biomassa e parametri ambientali

L'importanza dei parametri ambientali nella selezione dell'habitat da parte delle specie considerate è stata valutata seguendo due approcci. In primo luogo utilizzando l'analisi dei quozienti (QI) si è valutato quali fossero i valori dei parametri ambientali per cui tali specie mostrassero maggiore preferenza o evitamento. In particolare tale analisi è stata effettuata mettendo assieme tutti gli anni disponibili per uno stesso periodo (estivo e autunnale), in modo da valutare il comportamento "medio" nel tempo in relazione alle variabili ambientali. Successivamente si è utilizzato il metodo proposto da Perry e Smith per analizzare il comportamento delle due specie durante ognuno degli anni considerati. Tale metodo, nel caso venga individuata una relazione significativa tra parametro ambientale e valori di densità, fornisce in output un indice di sintesi che permette di valutare se la specie seleziona per la variabile considerata valori minori o maggiori del valore medio rilevato. Tale tipo di output permette di creare delle matrici di selettività ambientale che rendono immediato il confronto tra i diversi anni analizzati, mettendo in evidenza eventuali modificazioni del comportamento delle specie nel corso degli anni.

Le curve di selettività relative al periodo estivo (riportate in appendice per ciascuna delle specie, delle variabili e dei periodi) mostrano comportamenti simili delle due specie per alcuni fattori. In particolare si è rilevata una sostanziale preferenza per profondità inferiori ai 90m associata ad un'evitamento attivo delle profondità maggiori. Allo stesso modo comportamenti simili vengono rilevati anche in relazione alle variabili CHL-a e C-DOM, per le quali vengono selezionati valori medio-alti evitando invece le zone in cui le concentrazioni di clorofilla e sostanza organica disciolta sono molto basse. Si rileva inoltre per entrambe le specie una forte selettività per bassi spessori dello strato superficiale e di fondo associata ed un evitamento di elevati valori di densità di quest'ultimo. Infine entrambe le specie presentano una forte selettività per alti valori di salinità dello strato superficiale (38.2 – 38.4 PSU) e basse salinità di quello di fondo (37.8 – 38 PSU)

Comportamenti differenti vengono invece rilevati in relazione alla temperatura superficiale, radiazione fotosinteticamente attiva e anomalia del livello del mare.

In particolare le acciughe tendono a selezionare valori di SST leggermente più bassi rispetto alle sardine, sebbene entrambe evitino i valori più alti. Inoltre sebbene entrambe le specie evitino bassi valori di PAR, le sardine mostrano al contrario delle acciughe una forte selettività per alti valori di tale variabile. Allo stesso modo se alti valori di SLA vengono evitati da entrambe le specie le sardine diversamente dalle acciughe mostrano anche un'accentuata selettività per forti anomalie negative del livello del mare. Infine differenze tra le due specie vengono rilevate anche in relazione alla temperatura della colonna d'acqua. Le acciughe infatti mostrano una maggiore selettività per valori di temperatura dello strato di fondo vicini ai 15°C, mentre le sardine mostrano una forte selettività per valori superiori a 18°C. Un comportamento molto simile a quello appena descritto si rileva anche per la temperatura dello strato superficiale, sebbene in quest'ultimo caso la curva di selettività per le sardine presenti un doppio picco, di cui uno in corrispondenza di valori compresi tra 20 e 22 °C e l'altro relativo a valori inferiori a 18°C.

Per quanto riguarda i periodi autunnali, per quanto precedentemente detto circa i dati in situ, l'analisi dei quozienti viene effettuata solo sui parametri rilevati da satellite. Le curve di selettività relative alla profondità mostrano un andamento del tutto simile a quanto visto durante il periodo estivo, evidenziando una forte selettività per profondità inferiori ai 90m. Allo stesso modo per C-DOM e CHL-a si evidenzia un forte evitamento per zone in cui la concentrazione di clorofilla e sostanza organica disciolta è molto bassa ed una selettività per aree caratterizzate da alte concentrazioni. In termini di SST entrambe le specie evitano alti valori di temperatura (> 25 °C), selezionando invece quelli più bassi (< 23 °C). Per tale variabile le sardine in particolare presentano un doppio picco di selettività (21 e 23 °C). In termini di SLA invece entrambe le specie evitano forti anomalie positive o negative, ma a differenza delle sardine le acciughe selezionano valori di anomalia lievemente positivi (5 -13 cm).

I risultati delle analisi effettuate utilizzando il metodo di Perry e Smith vengono sintetizzati nelle tabelle riportate di seguito. Al fine di evidenziare e meglio interpretare la variabilità riscontrata sia in termini di significatività delle selettività, sia in termini di segno del parametro S, alla fine di ogni tabella vengono riportate tre ulteriori colonne indicanti:

- La prima quante volte nell'arco degli anni analizzati viene rilevata un'associazione significativa tra il parametro e la specie
- La seconda se vi è o meno coerenza nel segno del parametro S (indicante selezione per valori maggiori o minori del valor medio rilevato)
- La terza (in caso di incoerenza del segno), riporta se siano selezionati prevalentemente valori minori o maggiori del valor medio e quante volte il segno prevalente ricorre sul totale di associazioni significative individuate.

Inoltre vengono evidenziate in rosso le celle in cui il segno del parametro S differisce dal segno prevalente.

Nel caso delle tabelle relative ai survey autunnali si è omessa la colonna relativa alla prevalenza del segno data la scarsa variabilità di quest'ultimo e il basso numero di anni disponibili che rende immediata l'individuazione delle incongruenze.

Al fine di interpretare per quali valori le due specie mostrano selettività viene riportata anche la tabella dei valori medi rilevati per ognuna delle variabili considerate in ciascuno degli anni analizzati (tab. 16).

Parametro	A1998	A2000	A2002	A2003	A2005	A2006	A2007	A2008	A2009	A2010	A2011
Profondità	-111	-109	-110	-107	-105	-105	-103	-105	-103	-104	-108
C-DOM	4.772	4.469	4.483	4.875	4.681	5.058	4.839	4.622	6.043	6.311	6.531
CHL-a	0.182	0.151	0.139	0.124	0.143	0.137	0.145	0.121	0.121	0.139	0.143
PAR	61	60	59	59	57	58	59	55	60	57	60
SLA	-1.3	-1.0	-2.7	-2.6	-0.6	1.0	2.6	2.0	2.8	2.7	2.6
SST	22.7	24.8	24.4	25.5	23.7	23.1	25.4	26.3	24.9	25.6	23.1
Salinità	37.70	37.94	37.86	38.05	37.85	37.75	37.58	37.68	37.72	37.73	37.94
Densità	27.27	27.21	27.05	26.89	27.06	27.01	26.92	26.81	27.11	27.17	26.99
Temperatura	18.2	19.0	19.3	20.4	19.3	19.3	19.3	19.8	18.8	18.6	19.8
Spessore	38	34	38	37	34	36	36	36	30	41	44
Salinità	38.12	38.22	38.22	38.37	38.12	38.13	38.06	38.08	38.11	38.08	38.18
Densità	28.34	28.33	28.25	28.37	28.30	28.38	28.12	28.14	28.32	28.26	28.23
Temperatura	15.2	15.5	15.9	15.8	15.3	15.1	15.9	15.9	15.2	15.4	15.2
Spessore	64	57	82	84	82	64	68	68	81	68	70

Tabella 16: Valori medi dei parametri ambientali relativi a ciascuno degli anni considerati (periodo estivo)

Le tabelle di seguito riportate evidenziano che esiste una certa variabilità in termini di selettività dei parametri, e che alcuni di essi sono caratterizzati da una maggiore ricorrenza e coerenza di segno rispetto ad altri. In particolare una

buona selettività viene rilevata da parte di entrambe le specie per la profondità, anche se la ricorrenza con cui tale parametro si rivela significativo è maggiore per le sardine (0.91) rispetto alle acciughe (0.64). Il segno del parametro S in questo caso è positivo, ed avendo i valori di profondità segno negativo viene quindi evidenziata una selettività per settori poco profondi (profondità minore di 100m, tab 16). Una forte (alta ricorrenza) selettività da parte di entrambe le specie viene rilevata inoltre per CHL-a e C-DOM. In particolare l'associazione con alti valori di sostanza organica disciolta mostra una ricorrenza maggiore rispetto alla concentrazione di clorofilla, e per entrambe le variabili vengono sempre selezionati valori maggiori rispetto al valor medio rilevato. La variabile SST sembra rivestire una maggiore importanza per le acciughe che per le sardine (ricorrenza 0.82 per le acciughe e 0.64 per le sardine), sebbene entrambe tendano a selezionare per tale parametro valori inferiori al valor medio. Va tuttavia evidenziato che per entrambe le specie nell'anno 2007 il segno del parametro S diventa positivo. Per quanto riguarda i parametri della colonna d'acqua si rileva una buona ricorrenza della selettività per bassi valori di salinità dello strato di fondo (coerentemente a quanto visto nell'analisi dei quozienti), sebbene entrambe le specie mostrino in uno degli anni analizzati (2000 per le sardine e 2011 per le acciughe) una selettività per valori maggiori rispetto al valor medio rilevato. Anche i parametri relativi allo spessore dello strato superficiale e di fondo sembrano rivestire una certa importanza nel determinare l'ottimalità dell'habitat per entrambe le specie. Sia per le sardine che per le acciughe vengono selezionati valori inferiori alle medie rilevate, coerentemente con quanto osservato nell'analisi dei quozienti. Fa eccezione in tal senso il valore di S rilevato per le acciughe nell'anno 2011 e relativo allo spessore dello strato superficiale, che mostra segno positivo indicando dunque una selettività per spessori elevati di tale strato.

La temperatura dello strato superficiale mostra coerentemente con quanto osservato precedentemente una buona ricorrenza ed in particolare una prevalenza di segno negativo per le acciughe e positivo per le sardine. Al contrario la temperatura dello strato di fondo sembra essere meno importante (bassa ricorrenza) per le acciughe rispetto alle sardine, per la quale queste ultime mostrano una altissima ricorrenza di segno positivo.

L'analisi dei dataset autunnali (tab 19 e 20) mostra una generale coerenza con quanto visto durante il periodo estivo.

Come nel caso precedente entrambe le specie selezionano bassi fondali, sebbene la ricorrenza della significatività per tale parametro risulti essere per le acciughe più bassa. Per entrambe le specie si rileva inoltre una marcata selettività (alta ricorrenza e coerenza del segno) per bassi valori di temperatura superficiale (SST), alti valori di C-DOM e ridotto spessore dello strato di fondo. Alti valori di clorofilla (CHL-a) vengono invece selezionati con maggiore frequenza dalle acciughe rispetto alle sardine. Infine la temperatura dello strato di fondo e superficiale sembra costituire un parametro importante esclusivamente per le sardine, che tendono a selezionare valori di temperatura maggiori rispetto al valor medio rilevato.

	Parametro	A1998	A2000	A2002	A2003	A2005	A2006	A2007	A2008	A2009	A2010	A2011	Ricorrenza	Coerenza del segno	Prevalenza del segno
	Profondità	0.53		0.53			0.35	0.59	0.54	0.70		1.04	0.64	SI	+
Satellite	C-DOM	0.98	1.05		1.61	1.10	2.11	1.31	2.09	2.40		1.82	0.82	SI	+
	CHL-a		1.96	0.58		1.73	0.20	0.53	0.62	1.39	1.24		0.73	SI	+
	PAR		-1.12	1.11			1.00		0.33				0.36		
	SLA	-1.37		0.19	0.41	-0.27	-0.90	1.14		-0.36		-3.78	0.73	NO	-(5/8)
	SST	-0.96	-0.97		-0.07	-0.80	-0.43	0.23		-1.02	-1.69	1.93	0.82	NO	-(7/9)
UML	Salinità	0.59			-0.53	0.41		-0.94		-0.65		3.90	0.55	NO	=
	Densità	-0.99	3.96	-0.62	0.12	1.55	1.01		-0.72	0.21		-1.97	0.82	NO	+(5/9)
	Temperatura	1.03	-2.18	0.53		-0.91	-0.67	-0.20	0.15	-1.12		2.98	0.82	NO	-(5/9)
	Spessore		-1.40	-0.85	-0.87	-0.77	-0.37	-1.35	-0.47	-2.16	-0.83	0.69	0.91	NO	-(8/9)
BL	Salinità	-0.53	-1.82	-0.94	-0.51		-0.66	-1.32	-1.12	-0.83	-1.56	2.34	0.91	NO	-(8/9)
	Densità	-0.43	-0.52	-0.92	-0.57		-0.83	-0.84	-0.74	-0.98	-1.27		0.82	SI	-
	Temperatura	0.34			0.52		0.79			0.60		1.65	0.45		
	Spessore	-1.14	-1.37	-0.75		-0.45		-0.39	-0.73	-1.54			0.64	SI	-

Tabella 17: matrice di selettività per la specie E. e. relativa al periodo estivo. Una descrizione dettagliata è riportata nel testo

	Parametro	A1998	A2000	A2002	A2003	A2005	A2006	A2007	A2008	A2009	A2010	A2011	Ricorrenza	Coerenza del segno	Prevalenza del segno
	Profondità	0.38	0.60	0.84	0.46		0.35	0.65	0.34	0.45	0.45	0.69	0.91	SI	+
Satellite	C-DOM	0.84		0.63	1.41	0.84	1.53	1.10	2.60	1.32	1.42	1.91	0.91	SI	+
	CHL-a		0.69		0.46			0.57	1.30	0.86	1.22	0.64	0.64	SI	+
	PAR				-0.89						0.65		0.18		
	SLA	-0.89	-1.15	-0.29	0.03		-0.61		-0.09				0.55	NO	-(6/8)
	SST	-0.77			-0.58			0.52	-0.44	-0.68	-1.19	-0.58	0.64	NO	-(7/8)
UML	Salinità	-0.07	0.71		-0.22	-0.89		0.58	-1.07	-0.80	-0.37		0.73	NO	-(6/8)
	Densità	-0.96		-1.16	-0.40	0.63		0.98	-1.01		-0.52	-1.01	0.73	NO	-(6/8)
	Temperatura	0.72	0.66	0.65	0.21	-0.75	-0.38			-0.74	0.33	0.92	0.82	NO	+(6/9)
	Spessore			-0.87	-1.28		-0.36	-0.56	-0.64	-1.48	-1.35	-0.77	0.73	SI	-
BL	Salinità		0.11	-1.83	-0.51	-0.68	-1.46	-0.13	-1.65	-0.63	-0.96	-0.87	0.91	NO	-(9/10)
	Densità		-0.27	-1.23	-0.84		-1.39		-0.78	-0.80	-0.58	-1.04	0.73	SI	-
	Temperatura		0.67	0.91	0.92	-0.46	0.78	0.15	0.56	0.72	0.49	2.10	0.91	NO	+(9/10)
	Spessore	-0.85	-0.82	-0.47			-0.44			-1.27		-0.68	0.55	SI	-

Tabella 18: matrice di selettività per la specie S. p. relativa al periodo estivo. Una descrizione dettagliata è riportata nel testo

	Parametro	1999	2000	2001	2004	2005	Ricorrenza	Coerenza del segno
	Profondità	1.03		0.39			0.40	SI
Satellite	C-DOM	2.22		0.74	2.44	1.69	0.80	SI
	CHL-a	1.05		0.52	0.97	0.78	0.80	SI
	PAR	0.98		-0.76	0.21		0.60	NO
	SLA	-0.36		-0.68			0.40	
	SST	-0.52	-1.49	-0.74	-0.88		0.80	SI
UML	Salinità		#	#	-1.27		0.33	
	Densità	-0.62	#	#	-0.88		0.66	
	Temperatura	0.48	#	#			0.33	
	Spessore	-1.60	#	#	-1.73		0.66	
BL	Salinità	-1.99	#	#	-1.55	-0.94	1	SI
	Densità	-1.54	#	#	-0.75		0.66	
	Temperatura	1.30	#	#			0.33	
	Spessore	-2.12	#	#	-0.85	-1.82	1	SI

Tabella 19: matrice di selettività per la specie E. e. relativa al periodo autunnale. Una descrizione dettagliata è riportata nel testo. Si noti che per gli anni 2000 e 2001 non sono disponibili i dati relativi alla colonna d'acqua.

	Parametro	1999	2000	2001	2004	2005	Ricorrenza	Coerenza del segno
	Profondità	0.94	0.97	1.29	0.54	0.47	1.00	SI
Satellite	C-DOM	2.06		1.96	1.41	1.51	0.80	SI
	CHL-a	0.95			0.51		0.40	
	PAR	1.30		-0.84	0.00	-0.41	0.80	NO
	SLA	-0.57			-1.08	-0.32	0.60	SI
	SST	-0.74	-0.27	-0.41		-0.70	0.80	SI
UML	Salinità	-0.79	#	#	0.81	0.68	1	NO
	Densità	-0.64	#	#	-0.48		0.40	
	Temperatura	0.23	#	#	1.18	0.71	1	SI
	Spessore	-1.85	#	#		-0.48	0.66	
BL	Salinità	-2.05	#	#	-0.35		0.66	
	Densità	-1.39	#	#	-0.51		0.66	
	Temperatura	1.12	#	#	0.84	1.48	1	SI
	Spessore	-1.92	#	#	-1.08	-1.66	1	SI

Tabella 20: matrice di selettività per la specie S. p. relativa al periodo autunnale. Una descrizione dettagliata è riportata nel testo. Si noti che per gli anni 2000 e 2001 non sono disponibili i dati relativi alla colonna d'acqua.

Struttura spaziale delle patches ad alta densità e valutazione del disegno di campionamento (approccio indicatore)

Sebbene gli intervalli di confidenza precedentemente presentati per le stime di biomassa contengano implicitamente un'indicazione sull'efficienza del disegno di campionamento nella stima della biomassa totale, a causa della separazione tra valori strettamente positivi e valori nulli, e considerando che la trasformazione attraverso l'utilizzo del metodo "normal-score" tende a ridurre la variabilità del sistema, risulta difficile utilizzare le informazioni ottenute da tale tipo di analisi al fine di evidenziare le relazioni esistenti tra la struttura spaziale della popolazione e il disegno di campionamento. Dato il comportamento gregario di tali specie è chiaro che l'efficienza del campionamento è strettamente legata alla capacità di campionare patches ad alto contenuto di biomassa, che generalmente sono responsabili della maggior parte della biomassa totale registrata durante gli echosurvey. La valutazione dell'efficienza di campionamento può essere dunque ricondotta alla relazione esistente tra la geometria e le dimensioni delle patches ad alta densità, e la distanza adottata per la spaziatura dei transetti di misura. A tale scopo, per ognuno degli anni, i valori di biomassa sono stati binarizzati utilizzando come soglia il valore di biomassa entro cui ricadeva l'ottanta per cento della biomassa totale. Sui dataset così costruiti è stata ripetuta l'analisi geostatistica, calcolando in tal modo il coefficiente di variazione relativo alla stima dell'area caratterizzata da valori di biomassa maggiori della soglia scelta e valutando quindi il disegno di campionamento in termini di efficienza nel risolvere le patches ad alta densità. Tale approccio è noto come analisi geostatistica indicatrice, e permette tra le altre cose di costruire delle mappe (i cui valori sono compresi tra zero ed uno) in cui viene messa in evidenza la probabilità che un dato settore superi il valore soglia prescelto. Da un punto di vista tecnico tale lavoro è risultato utile anche al fine di valutare la possibilità di diminuire il numero di transetti adottato per l'area relativa alla costa meridionale della Sicilia, che costituisce oltre il 90% dell'intera area di studio. Assumendo che il disegno di campionamento attuale risolva adeguatamente la struttura spaziale delle patches ad alta densità, una volta stimato il modello del variogramma, sono stati simulati tre differenti schemi di campionamento caratterizzati da diverse distanze

intertransetto valutando quindi la degradazione dell'efficienza di campionamento all'aumentare di tale distanza.

Di seguito vengono riportate le tabelle riassuntive (tab. 21 e tab. 22) dei parametri calcolati nell'ambito di tale analisi. Si noti in particolare per le acciugle la ricorrenza di modelli innestati, che fanno presupporre una differente strutturazione su piccola e grande scala.

Anno	Valore soglia 80%	P(z<s)	nugget	Modello 1		Modello 2		CV curr	CV 2.5	CV 5	CV 10
				range1	sill1	range2	sill2				
1998	4	0.09	21.4	10 (exp)	28.6	55(sph)	50.0	0.204	0.07	0.12	0.209
2000 zigzag	14	0.07	23.1	10 (exp)	76.9			0.25	0.09	0.15	0.3
2002	8	0.14	40.0	18 (sph)	60.0			0.12	0.06	0.09	0.16
2003	9	0.12	50.0	12 (exp)	50.0			0.13	0.07	0.11	0.19
2005	15	0.12	40.9	15 (exp)	59.1			0.126	0.07	0.1	0.18
2006	5	0.14	42.3	10 (exp)	57.7			0.12	0.07	0.11	0.19
2007	7	0.12	41.7	8 (sph)	25.0	35 (sph)	33.3	0.14	0.07	0.11	0.2
2008	5	0.06	45.5	10 (exp)	54.5			0.2	0.1	0.17	0.3
2009	5	0.13	58.3	10 (exp)	41.7			0.13	0.08	0.12	0.19
2010	19	0.1	58.3	20 (sph)	41.7			0.17	0.09	0.13	0.2
2011	3	0.03	31.6	6 (exp)	34.2	30 (sph)	34.2	0.3	0.14	0.22	0.39
1999j zigzag	19	0.12	36.4	5 (exp)	63.6			0.18	0.08	0.14	0.25
2000j	20	0.15	55.6	10 (exp)	44.4			0.16	0.09	0.14	0.23
2001j	26	0.09	45.1	10 (exp)	54.9			0.16	0.08	0.14	0.25
2004j	22	0.13	26.7	5 (exp)	33.3	40 (sph)	40.0	0.14	0.07	0.11	0.19
2005j	21	0.15	42.9	15 (exp)	57.1			0.12	0.06	0.09	0.16

Tabella 21: tabella riassuntiva dei valori calcolati nell'ambito dell'analisi di ottimizzazione del disegno di campionamento e dell'analisi strutturale delle patches ad alta densità relativa alla specie *Engraulis encrasicolus*.

Anno	Valore soglia 80%	P(z<s)	nugget	Modello 1		Modello 2		CV curr	CV 2.5	CV 5	CV 10
				range1	sill1	range2	sill2				
1998	10	0.1	30.0	5 (exp)	20.0	60 (sph)	50.0	0.16	0.06	0.1	0.16
2000 zigzag	48	0.27	35.0	5 (exp)	65.0			0.1	0.05	0.08	0.14
2002	7	0.12	21.1	15 (exp)	26.3	50 (sph)	52.6	0.16	0.07	0.11	0.2
2003	7	0.18	38.9	7 (exp)	27.8	40 (sph)	33.3	0.11	0.06	0.09	0.15
2005	10	0.22	39.5	8 (sph)	34.2	40 (sph)	26.3	0.091	0.04	0.07	0.14
2006	6	0.16	35.3	4 (exp)	23.5	40 (sph)	41.2	0.13	0.06	0.1	0.16
2007	11	0.12	38.5	18 (exp)	30.8	40 (sph)	30.8	0.15	0.07	0.11	0.19
2008	10	0.17	35.0	45 (sph)	65.0			0.127	0.06	0.08	0.14
2009	5	0.19	62.5	12 (exp)	37.5			0.11	0.07	0.1	0.15
2010	16	0.15	23.5	5 (exp)	23.5	40 (sph)	52.9	0.15	0.06	0.1	0.17
2011	13	0.13	77.6	15 (exp)	22.4			0.13	0.081	0.11	0.17
1999j zigzag	48	0.136	41.7	5 (exp)	58.3			0.16	0.08	0.13	0.23
2000j	32	0.09	46.7	10 (exp)	53.3			0.17	0.1	0.15	0.26
2001j	48	0.04	32.7	5 (exp)	19.2	40 (sph)	48.1	0.28	0.14	0.23	0.36
2004j	12	0.1	28.6	7 (exp)	28.6	40 (sph)	42.9	0.17	0.08	0.13	0.23
2005j	36	0.14	27.6	5 (exp)	37.9	40 (sph)	34.5	0.13	0.06	0.1	0.17

Tabella 22: tabella riassuntiva dei valori calcolati nell'ambito dell'analisi di ottimizzazione del disegno di campionamento e dell'analisi strutturale delle patches ad alta densità relativa alla specie *Sardina pilchardus*.

Discussioni

Variazioni interannuali nell'errore di stima.

L'analisi dei coefficienti di variazione calcolati per ciascuno dei survey e delle specie ha mostrato l'esistenza di una differenza significativa tra le due specie in termini di CV medio, mentre nessuna differenza è stata rilevata tra i valori medi di CV relativi a periodi differenti (estivo ed autunnale). In particolare, nell'intervallo di tempo considerato (1998 - 2011) le sardine sono caratterizzate da una strutturazione spaziale più consistente rispetto a quella delle acciughe, che permette a parità di disegno di campionamento di avere una stima migliore della

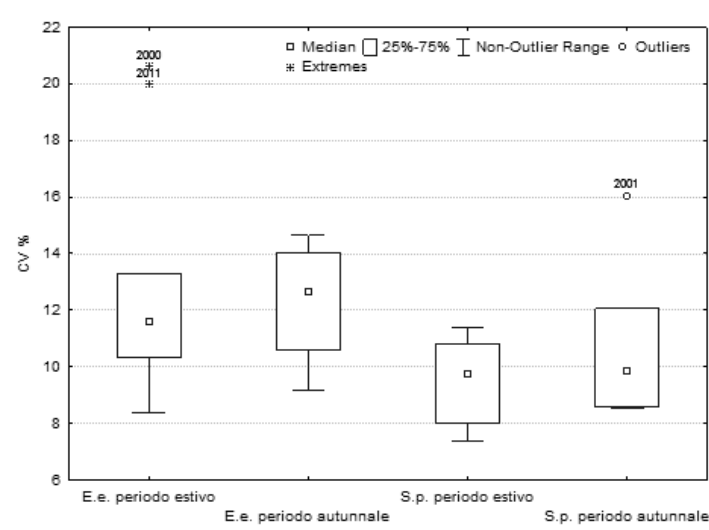


Figura 39: boxplot dei valori di CV% calcolati per le due specie nei differenti periodi. Si noti la presenza di valori estremi e outliers nel caso degli echo-survey estivi per E.e. e di quelli autunnali nel caso di S.p.

biomassa totale, indipendentemente dai periodi in cui vengono condotti gli echo-survey (estivo ed autunnale). Si è inoltre osservata la presenza di valori di CV "anomali" (fig 39) per alcuni degli anni considerati ed in particolare per gli anni 2001 (periodo autunnale, specie S. p.), 2000 e 2011 (periodo estivo, specie E. e.). La maggiore

indeterminazione relativa all'anno 2000 è certamente da imputare all'adozione di un disegno di campionamento di tipo zig-zag (la cui efficienza è minore rispetto all'utilizzo di transetti paralleli) unitamente ad una scarsa strutturazione spaziale mostrata dalla specie E.e. in tale anno (range dei valori positivi pari a 5.4 NM). Quanto visto per l'anno 2000 è valido anche per l'anno 2011. In tale anno infatti la maggior parte della biomassa è concentrata nella zona tra Capo Passero e Siracusa, in cui a causa della stretta piattaforma continentale il disegno di campionamento adottato è di tipo "zigzag". In tale zona si osservano inoltre numerosi valori ad altissima densità intervallati da valori a densità piuttosto bassa, che influiscono negativamente sulla precisione della stima. Per quanto riguarda l'anno 2001 (periodo autunnale, specie S. p.) le cause della maggiore

indeterminazione nella stima della biomassa totale vanno ricercate esclusivamente nella particolare struttura spaziale della popolazione che oltre ad essere fortemente concentrata nell'intervallo batimetrico 0 – 10 m mostra patches frammentate e di piccole dimensioni.

Variazioni interannuali dei livelli di biomassa

Le ampie fluttuazioni interannuali di biomassa relative ai piccoli pelagici rappresentano un fenomeno ormai ben noto ed ampiamente studiato. Essendo specie caratterizzate da un ciclo vitale piuttosto breve e da una rapida crescita nei primi stadi vitali, tali fluttuazioni dipendono sostanzialmente dal successo del reclutamento, che è fortemente legato alle condizioni ambientali (Barange et al. 2009). La disponibilità di serie storiche decennali per alcune aree ad alta produttività (Perù, California, Sud Africa, ecc.) ha permesso di evidenziare oltre alle fluttuazioni interannuali, la presenza di “cicli” di produttività sincroni ma fuori fase (Schwartzlose et al., 1999; Jacobson et al., 2001; Barange et al., 2009). Sebbene la serie storica analizzata in questo lavoro di Tesi, a causa della ridotta estensione temporale (13 anni), non permetta di valutare pienamente tale aspetto, è possibile comunque fare alcune considerazioni in relazione a quanto osservato per serie storiche più lunghe, che presentano fluttuazioni molto ampie e inversioni dei rapporti di dominanza piuttosto rapide. Infatti, proprio per la rapidità con cui cambiano i rapporti di dominanza tra acciughe e sardine, dovrebbe essere possibile osservare nel periodo analizzato quantomeno una divergenza tra i livelli di abbondanza delle due specie. In particolare, durante i survey estivi (fig. 40), fatta eccezione per il periodo 1998-2000 in cui si rileva una differenza tra i due stock piuttosto marcata, le differenze nei livelli di biomassa delle due specie risultano essere piuttosto basse, e in alcuni casi del tutto comparabili data l'ampia sovrapposizione degli intervalli di confidenza (2005, 2007, 2009 e 2010). Andamenti concordi delle abbondanze possono inoltre essere osservati nei periodi 1998-2000, 2003-2007 e 2009-2010, mentre andamenti discordi sono presenti solo nei periodi 2002-2003, 2007-2009 e 2010-2011.

Il confronto delle biomasse rilevate durante i survey autunnali (fig. 41) continua a mostrare un andamento concorde dei livelli di biomassa delle due specie, fatta

eccezione per l'anno 2001, in cui si rileva un andamento discorde con le acciughe significativamente più abbondanti delle sardine.

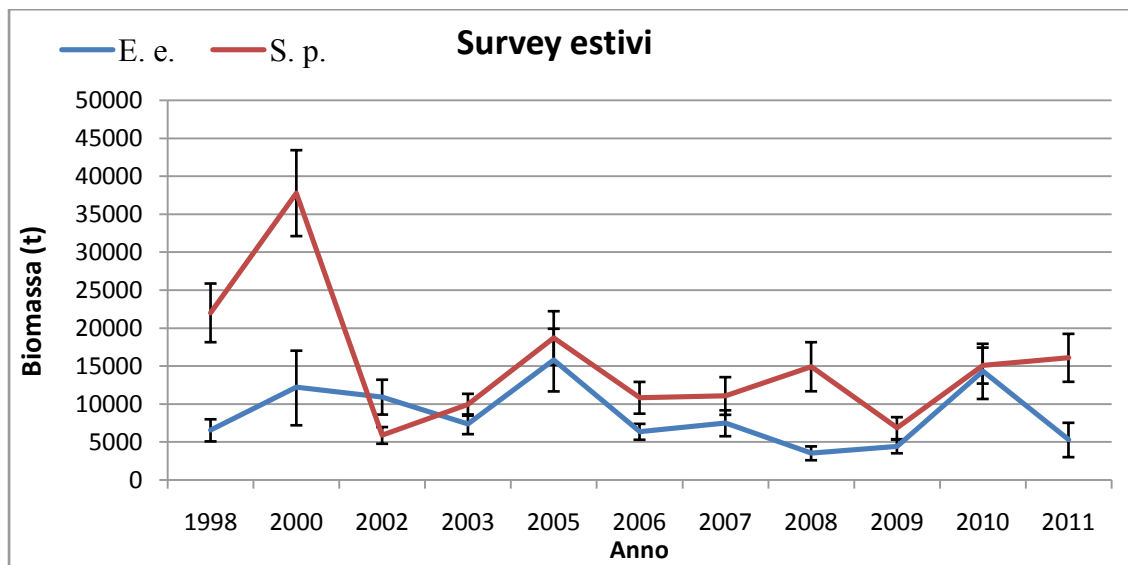


Figura 40: andamento dei livelli di abbondanza di E.e. e S.p. rilevati nel periodo estivo .

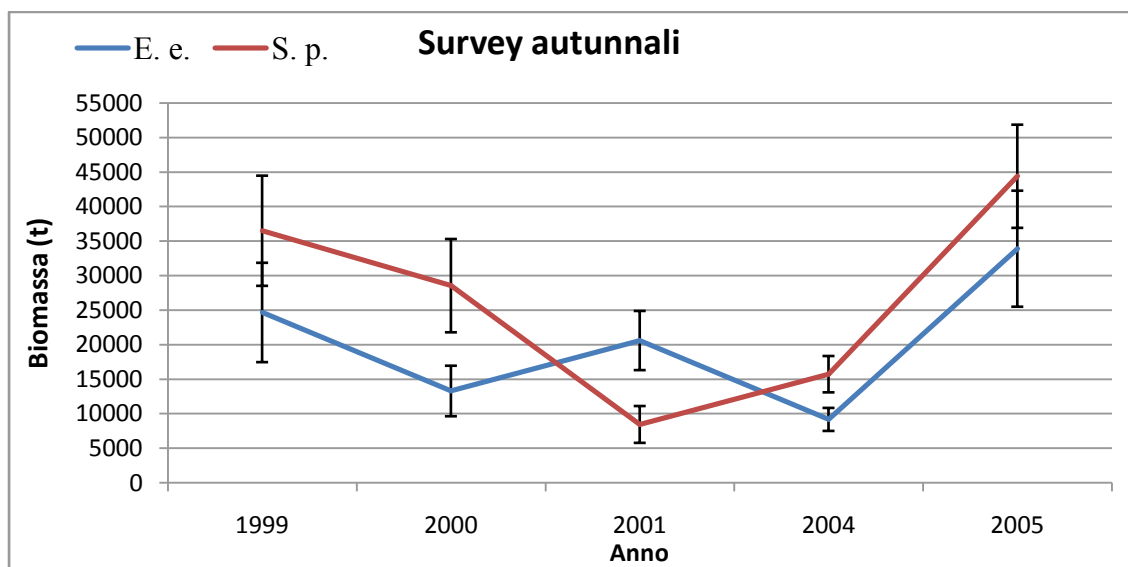


Figura 41: confronto degli andamenti di biomassa delle due specie in esame, relativamente ai survey autunnali.

Quanto fin'ora osservato mostra che la variabilità dei livelli di abbondanza delle due specie nello Stretto di Sicilia è molto più bassa se confrontata con altre aree. Risulta inoltre impossibile individuare la presenza di trend ben definiti che depongano a favore dell'esistenza di cicli di produttività sincroni fuori fase.

Il fatto che per entrambe le specie si possano identificare dei picchi isolati, seguiti

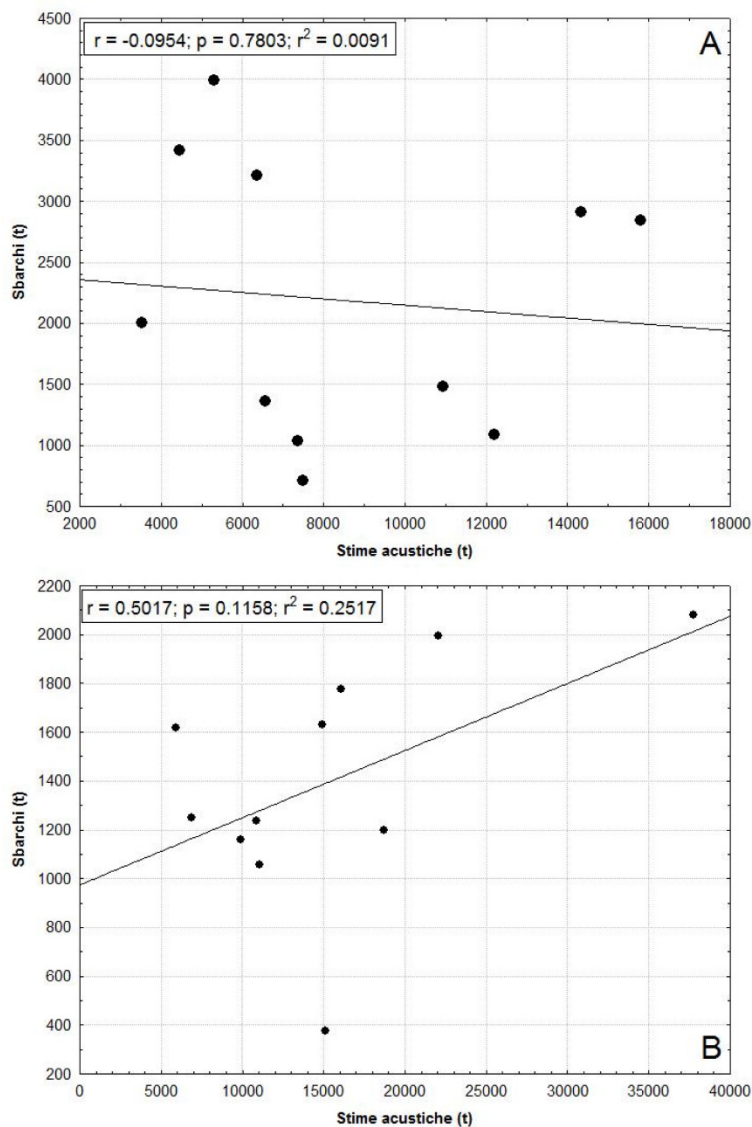


Figura 42: scatterplot tra stime acustiche di biomassa e dati di cattura rilevati nel porto di Sciacca, relativi a E. e. (A) e S. p. (B).

da periodi caratterizzati da livelli di biomassa più bassa e comparabili tra loro, potrebbe far pensare che l'assenza di lunghi periodi a valore di biomassa più elevati sia da ricollegarsi alla bassa produttività (Patti et al., 2010) che caratterizza quest'area, facendo supporre che sia quindi la bassa capacità portante del sistema a governare la dinamica demografica delle due popolazioni.

Al fine di meglio supportare tale ipotesi sono stati considerati i dati relativi alle catture commerciali (Patti et al, 2012), in modo da poter

valutare l'influenza dello sforzo di pesca sui livelli di abbondanza osservati. I dati di cattura sono relativi al porto di Sciacca, uno dei porti più importanti lungo la costa meridionale siciliana (Mazzola et al, 2002), in cui gli sbarchi di sardina e acciuga rappresentano nel complesso circa il 90% degli sbarchi di piccoli pelagici (Patti et al, 2004). Tali dati vanno però interpretati con molta cautela principalmente per due motivi:

- la stima di biomassa effettuata attraverso l'utilizzo di metodi acustici rappresenta un'istantanea della quantità e della distribuzione di biomassa nell'area di studio, che nel corso dell'anno può variare anche in funzione di flussi migratori da e verso la costa Nord della Sicilia;

- i dati di cattura possono essere affetti da numerosi bias, tra cui le oscillazioni del valore commerciale delle specie considerate e il sovracampionamento di alcune zone rispetto ad altre.

I dati relativi agli sbarchi verranno dunque utilizzati esclusivamente per valutare se esista una correlazione tra abbondanza valutata acusticamente e prelievo delle risorse che possa influenzare gli andamenti di biomassa precedentemente osservati. Come è possibile osservare in (fig. 42) nessuna correlazione esiste tra dati di cattura e biomasse rilevate con metodi acustici, lasciando ipotizzare che quanto osservato negli andamenti di queste ultime sia da imputare principalmente alle caratteristiche del sistema.

Essendo disponibili, oltre ai survey estivi anche quelli autunnali, è possibile fare alcune ipotesi sull'efficienza del reclutamento. Nel caso delle acciughe e relativamente all'anno 1999 (fig. 38), la biomassa rilevata nel periodo autunnale è molto più alta di quella rilevata nel periodo estivo dell'anno successivo, lasciando pensare ad uno scarso successo della fase di reclutamento.

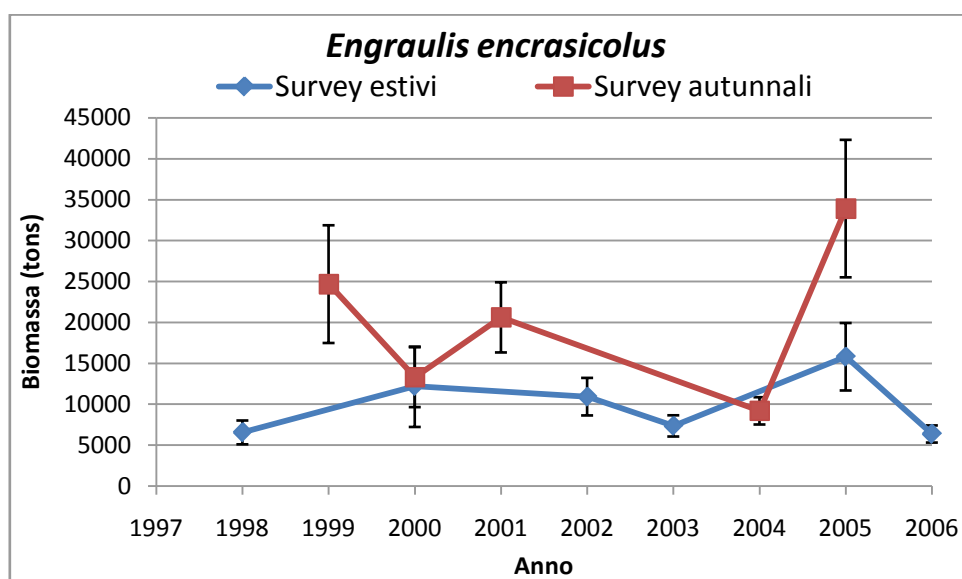


Figura 43: confronto tra biomasse rilevate nel periodo estivo (riproduzione) e autunnale (giovanili)

La stessa situazione si verifica nei bienni 2001-2002 e 2005-2006, in cui ad un alto livello di biomassa durante il periodo autunnale fa fronte un livello di biomassa nel periodo estivo dell'anno successivo significativamente più basso. Nell'anno 2000 invece, il fatto che i livelli di biomassa registrati durante il survey estivo e quello autunnale siano ampiamente comparabili lascia pensare ad uno

scarso successo per la fase di deposizione o che il reclutamento sia avvenuto principalmente fuori dal periodo investigato.

Nel confronto tra survey estivi ed autunnali relativo alla specie *S. p.* (fig. 44) bisognerà invece considerare che la biomassa rilevata nel periodo estivo è influenzata dalla presenza di giovanili, mentre nel periodo autunnale la fase di reclutamento è terminata e la specie va incontro al periodo riproduttivo. Valutando i livelli di biomassa per i due tipi di survey durante un medesimo anno è dunque possibile avere delle indicazioni sul successo della fase di reclutamento. In particolare il fatto che nell'anno 2000 la biomassa rilevata nei due periodi (estivo ed autunnale) sia ampiamente comparabile porta ad ipotizzare uno scarso successo nel reclutamento. In seguito a tale periodo si nota inoltre un brusco calo dei livelli di biomassa nel resto della serie storica.

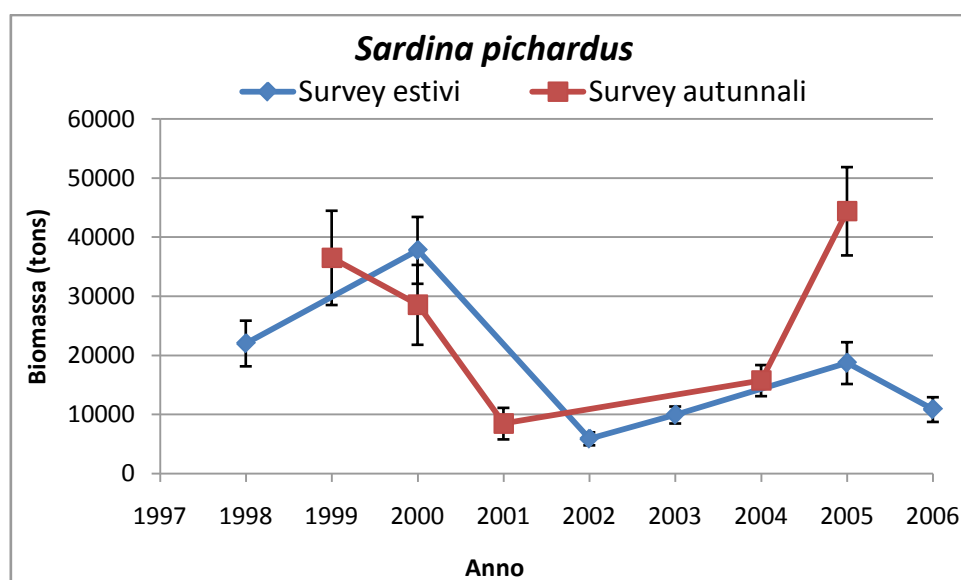


Figura 44: confronto tra biomasse rilevate nel periodo estivo (giovanili+adulti) e autunnale (adulti)

Nell'anno 2005 si registra invece una situazione inversa rispetto a quella rilevata nel 2000, con i livelli di biomassa del periodo autunnale considerevolmente più alti di quelli del periodo estivo, indice di un buon successo della fase di reclutamento. Tuttavia, visto che negli anni seguenti i valori di biomassa si mantengono piuttosto bassi, sembra evidente che l'alta abbondanza raggiunta nell'autunno del 2005 non ha rappresentato un evento tale da portare ad un aumento consistente negli anni dell'abbondanza totale di questa specie.

Struttura spaziale delle popolazioni e fluttuazioni di biomassa

I diversi indici utilizzati per la caratterizzazione spaziale delle popolazioni di E.e. e S.p., sono stati messi in relazione alla biomassa totale al fine di valutare se l'aumento della popolazione portasse le popolazioni ad attuare differenti strategie di occupazione dello spazio.

Centri di gravità ed inerzia

In primo luogo si è valutato se esistessero delle relazioni tra livelli di biomassa,

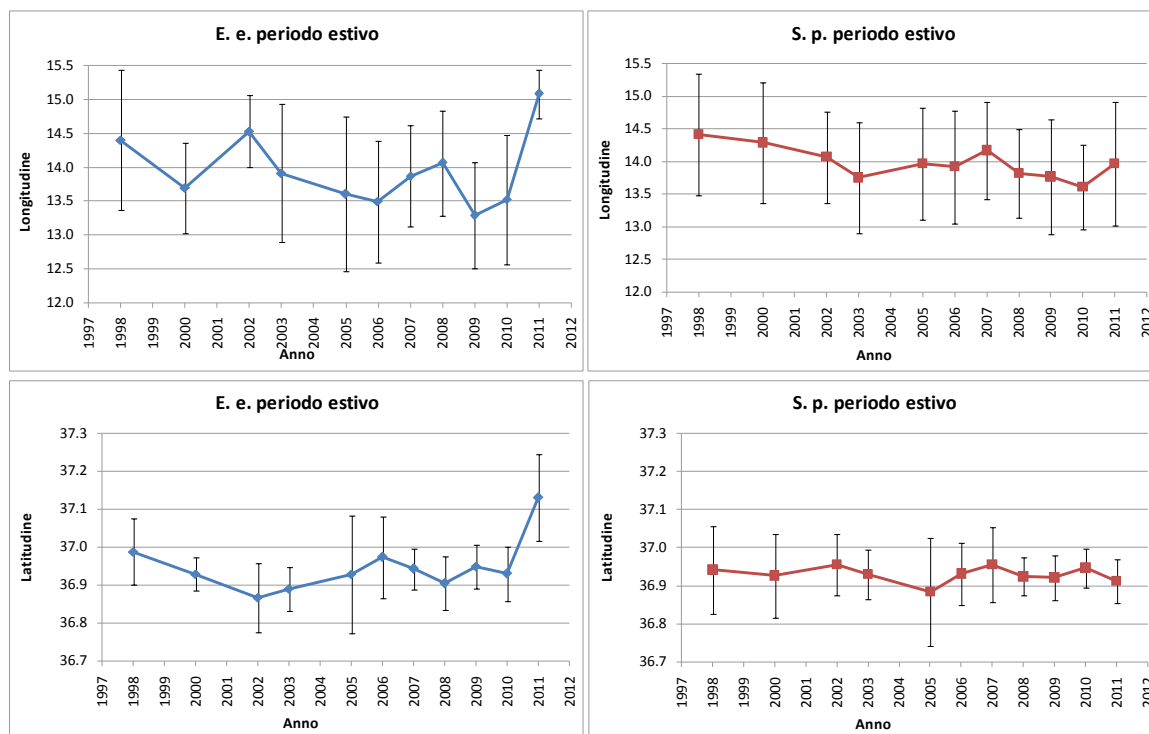


Figura 45: Longitudini (in alto) e latitudini (in basso) dei centri di gravità e dei rispettivi valori di inerzia nel periodo estivo per le due specie considerate.

posizione media (baricentro) e dispersione (inerzia) delle popolazioni all'interno dell'area di studio. I valori di latitudine e longitudine dei centri di gravità con i relativi valori di inerzia (dispersione attorno al centro di gravità) delle due popolazioni per ognuno degli anni analizzati sono riportati nelle figure 45 e 47. Nel periodo estivo la variabilità dei centri di gravità in termini di posizione rispetto alla longitudine è molto più marcata per le acciughe rispetto alle sardine (fig. 45 in alto), per le quali sembra di individuare un trend negativo che sposta il centro della popolazione verso ovest (fig. 46). In particolare nel caso delle acciughe va notato il valore anomalo del centro di gravità e dei valori di inerzia relativi all'anno

2011, dovuto alla forte concentrazione nel settore tra

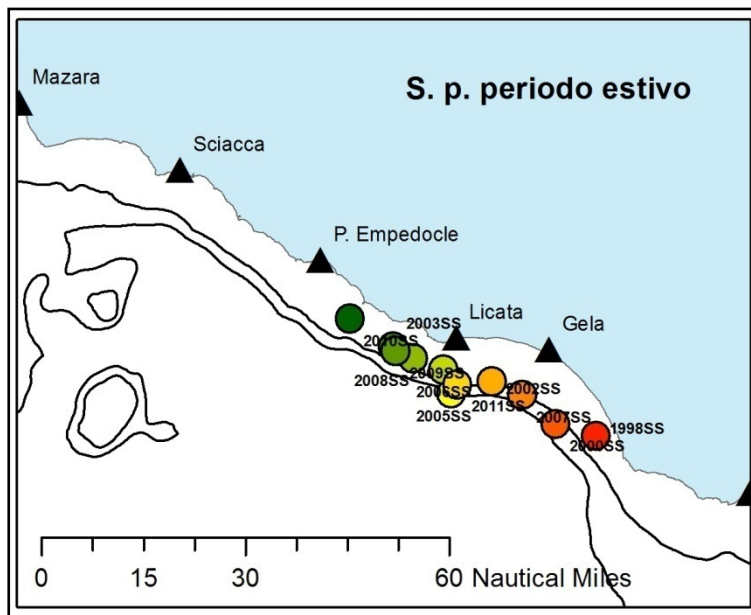


Figura 46: dispersione dei centri di gravità della popolazione di S.p. nel periodo estivo. I baricentri sono stati tematizzati utilizzando una scala di colori (da rosso 1998 a verde 2011) che rendesse evidente lo shift nel corso degli anni verso W.

Capo Passero e Siracusa di gran parte della popolazione. Inoltre, per entrambe le specie nell'anno 2005 si rileva un alto valore di inerzia rispetto alla latitudine, dovuto alla consistente ed inusuale occupazione del banco di Malta.

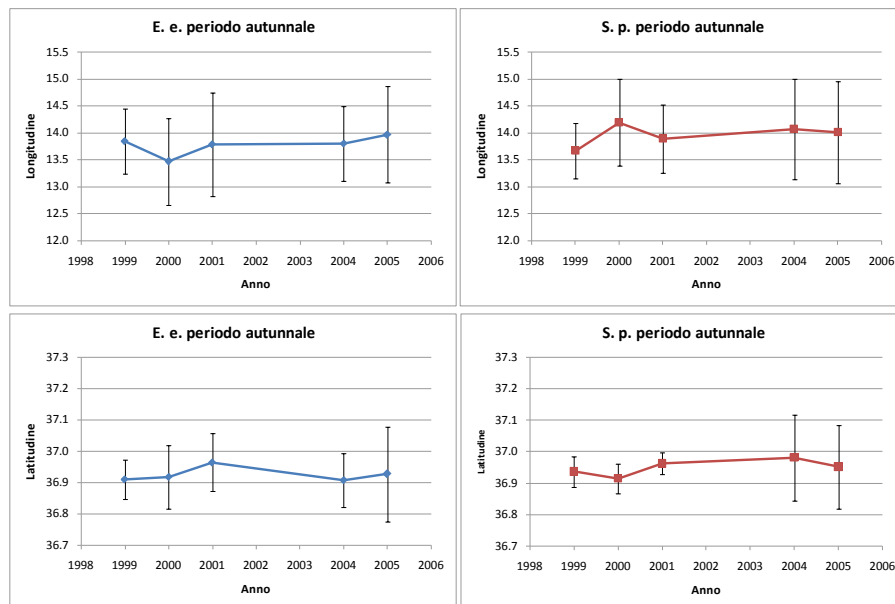


Figura 47: Longitudini (in alto) e latitudini (in basso) dei centri di gravità e dei rispettivi valori di inerzia nel periodo autunnale per le due specie considerate

Durante il periodo autunnale, si rileva una scarsa variabilità nelle longitudini dei centri di gravità (fig. 47 in alto), unitamente a valori di dispersione del tutto comparabili a quelli rilevati durante i survey estivi.

Per quanto riguarda invece i valori di inerzia relativi alle latitudini va evidenziato che per la specie *S.p.* negli anni 1999, 2000 e 2001 i valori risultano essere significativamente più bassi e comparabili tra loro rispetto a quelli rilevati nei due anni successivi, indicando dunque una minore dispersione della popolazione lungo il gradiente batimetrico.

Al fine di dare una corretta interpretazione della variabilità geografica nella posizione dei centri di gravità e dei rispettivi valori di dispersione, vengono riportate in figura 48 le immagini georiferite per tali parametri. L'immagine mostra che, fatta eccezione per la distribuzione di acciughe nell'anno 2011, i centri di gravità di entrambe le popolazioni si dispongono esclusivamente all'interno dell'area 2, ed in particolare in prossimità del golfo di Gela.

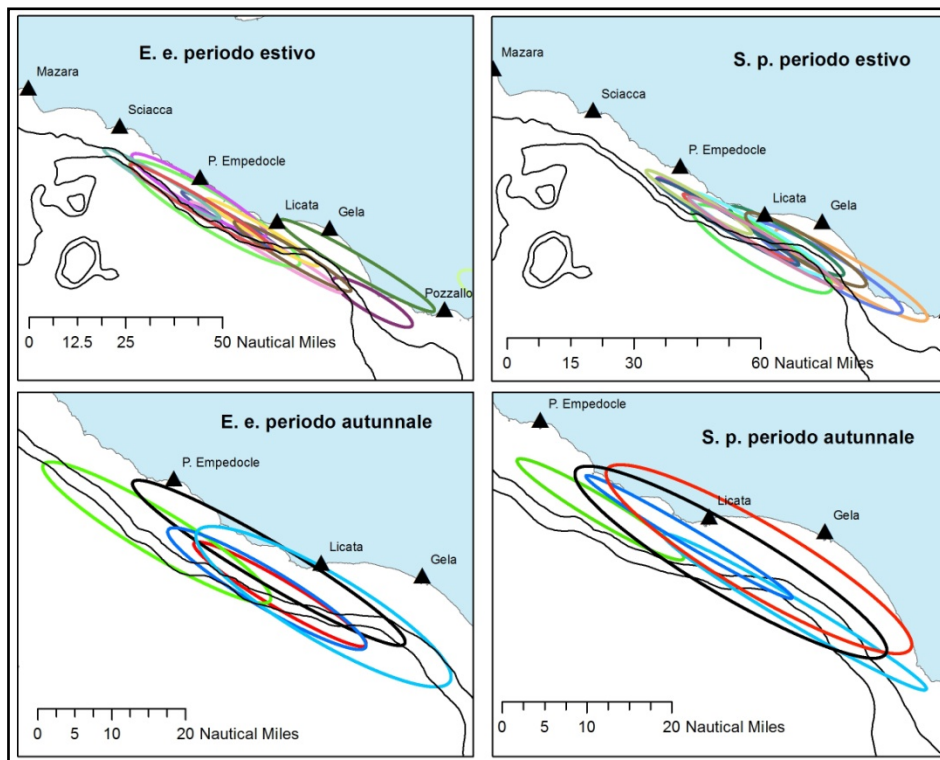


Figura 48: distribuzione nello spazio geografico dei centri di gravità e delle relative ellissi di inerzia

Il fatto che i centri di gravità per le due specie in entrambi i periodi considerati (estivo/autunnale) ricadano all'interno della medesima area e con valori di

dispersione piuttosto comparabili, indica sostanzialmente una totale sovrapposizione degli areali di presenza. Al fine di verificare l'esistenza di una relazione tra il livello di biomassa totale e la posizione dei baricentri delle popolazioni, è stata effettuata un'analisi di correlazione il cui risultato mostra che nessuna relazione esiste tra le due variabili. Nessun tipo di relazione viene inoltre individuata tra i livelli di abbondanza e i valori di inerzia, indicando che l'aumento della popolazione non porta necessariamente ad un aumento della dispersione delle popolazioni all'interno dell'area di studio.

Areali di distribuzione e livello di aggregazione

Al fine di verificare l'esistenza di un'espansione dell'areale di presenza o di un aumento della densità media a seguito dell'aumento dei livelli di biomassa totale sono state analizzate le relazioni delle abbondanze totali con l'area occupata ("Positive Area" %) e il livello medio di densità, calcolato come rapporto tra la biomassa totale e l'areale di presenza (Barange et. al, 2009).

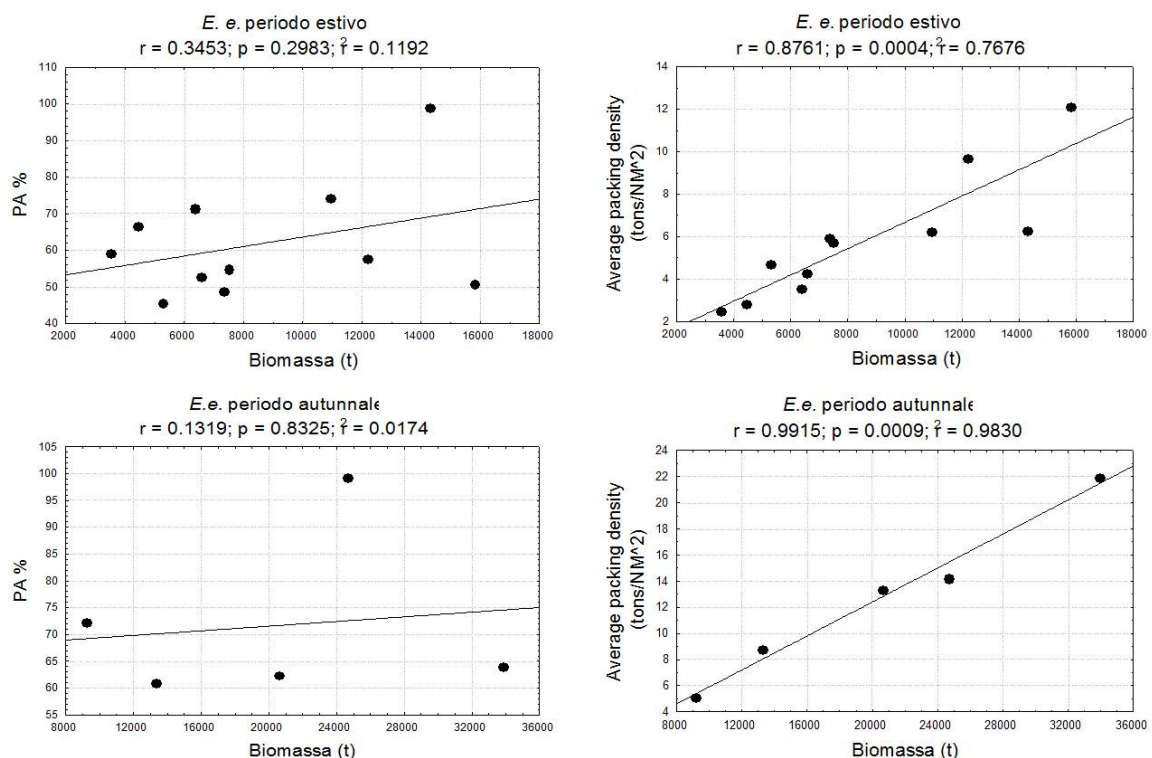


Figura 49:relazioni della biomassa di E. e. con l'areale di distribuzione e il livello di aggregazione medio nel periodo estivo (in alto) ed autunnale (in basso).

Nel periodo estivo, le acciughe mostrano una forte correlazione positiva ($p < 0.0004$; $r = 0.88$; $r^2 = 0.77$) tra il livello di aggregazione medio e l'ammontare

dello stock, mentre nessuna correlazione esiste tra quest'ultimo e l'areale di presenza (PA%) (fig 49). Poichè ognuno degli anni considerati rappresenta un possibile stato del sistema in termini di abbondanza e pattern ambientali, sono stati effettuati i confronti tra coppie di anni per cui si avevano variazioni significative dei livelli di abbondanza. In tale confronto si osservano in alcuni casi dei paradossi per cui ad un forte aumento della biomassa è associata una riduzione dell'areale di presenza, così come per livelli di biomassa comparabili si osservano areali di distribuzione molto differenti (anni 2005 - 2010). Tali anomalie potrebbero indicare la presenza di forzanti ambientali che modulano l'areale di distribuzione delle specie in modo determinante e prevalente rispetto a possibili effetti biomassa dipendenti. In questi casi la risposta dello stock ad un aumento dei livelli di biomassa non è inquadrabile in nessuno dei modelli precedentemente descritti, in quanto l'areale di distribuzione potrebbe essere "imposto" a priori da uno o più forzanti ambientali. Altra possibile spiegazione potrebbe essere la presenza di aree in cui la disponibilità di cibo è tale da rendere poco vantaggiosa l'occupazione di aree meno affollate, portando quindi ad una diminuzione dell'areale di presenza indipendente dai livelli di biomassa. In tali casi è in primo luogo l'ambiente a determinare la distribuzione spaziale della popolazione. E' tuttavia possibile individuare alcuni gruppi di anni per cui è valida l'ipotesi di un effetto biomassa dipendente nell'occupazione dell'areale di distribuzione, ed in cui quindi ad un aumento della biomassa corrisponde un aumento dell'area occupata (dinamica di tipo 3 o 4). Sono inoltre individuabili anni con areali di distribuzione comparabili e biomassa crescente, per i quali va quindi chiarito se esista una risposta al cambiamento di biomassa di tipo 1 o 2. Al fine di comprendere meglio il tipo di dinamica esistente, si è fatto uso delle curve di aggregazione e dei relativi indici di selettività (Petitgas, 1998; Tamdrari et al., 2010).

I confronti effettuati mostrano che nei casi in cui si verifica un aumento di biomassa con un conseguente aumento dell'areale di distribuzione, la dinamica seguita è nella maggior parte dei casi di tipo 4 e solo in alcune occasioni di tipo 3 o 1. La strategia di tipo 4 potrebbe essere messa in relazione al periodo riproduttivo (periodo estivo). Se da un lato infatti l'aumento della popolazione porta ad un'espansione dell'areale di distribuzione al fine di diminuire la

competizione intraspecifica, dall'altro dovendo aumentare l'efficienza della riproduzione tale specie tende ad aumentare, per quanto possibile e in funzione delle risorse disponibili, i livelli di densità. Nei casi in cui si osserva invece la strategia di tipo 3, è ipotizzabile che la distribuzione delle risorse sia tale da non permettere un aumento dei livelli di densità, e che quindi l'aumento di biomassa venga ammortizzato totalmente dall'aumento dell'areale di distribuzione.

Per quanto riguarda il periodo autunnale, si osservano tra biomassa, PA% e densità media le stesse relazioni rilevate durante il periodo estivo. Considerando i possibili confronti tra anni ad alta e bassa biomassa, si rilevano anche in questo caso alcune delle anomalie osservate precedentemente, e il confronto delle curve di aggregazione e dei relativi indici conferma anche per i giovanili una dinamica di tipo 4 caratterizzata da un'aumento dell'areale di presenza e dei valori di densità in risposta ad un più alto livello di biomassa.

Nel caso delle sardine, e relativamente al periodo estivo si osservano invece correlazioni significative della biomassa con entrambe le variabili considerate (fig 50), ma anche in questo caso emergono paradossi simili a quelli individuati per le acciughe. Inoltre sebbene la correlazione tra area occupata e biomassa risulti significativa è evidente dallo scatterplot che l'eliminazione del punto a biomassa maggiore (anno 2000) rende tale correlazione non significativa. L'analisi delle curve di aggregazione e degli indici di selettività mostra che negli anni in cui si ha un aumento della biomassa e dell'areale di distribuzione la strategia seguita è nella maggior parte dei casi di tipo 4, e solo in alcuni casi di tipo 3 o 1. Tale comportamento viene mantenuto anche esaminando i survey autunnali..

In definitiva, entrambe le popolazioni nei diversi stadi vitali considerati mostrano in alcuni casi effetti biomassa dipendenti nell'occupazione dello spazio, mentre in altri tale dinamica sembra essere guidata principalmente dalla variabilità ambientale. Nei casi in cui è rilevabile una dinamica biomassa dipendente, inoltre, le popolazioni rispondono all'aumento della biomassa espandendo l'areale di distribuzione e aumentando i livelli di densità (tipo 4), mentre solo raramente l'aumento di biomassa è compensato esclusivamente da un aumento dell'areale di distribuzione o dei valori di densità.

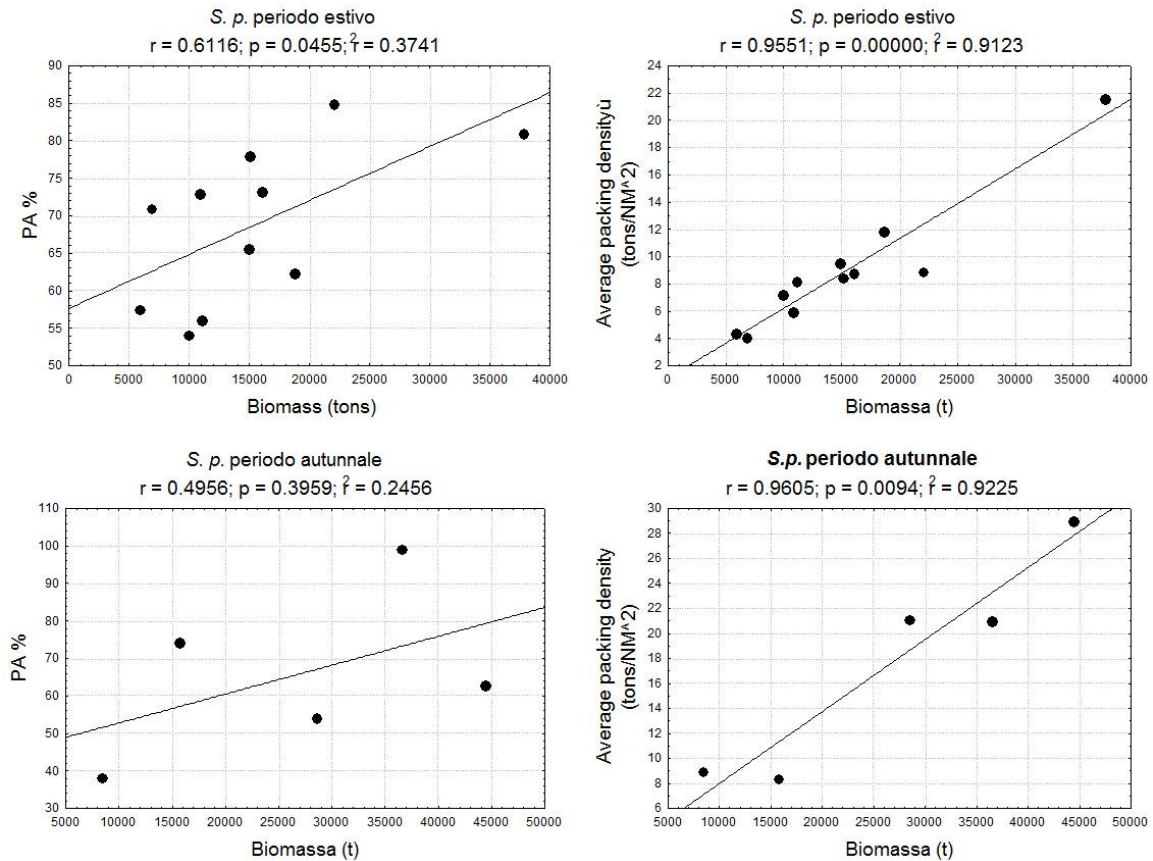


Figura 50:relazioni della biomassa di S. p. con l'areale di distribuzione e il livello di aggregazione medio nel periodo estivo (in alto) ed autunnale (in basso).

Range di autocorrelazione spaziale e numero di patches

L'analisi dei range di autocorrelazione spaziale relativamente alla specie *E.e.* mostra l'esistenza di una relazione negativa ($r=-0.77$; $p<0.005$; $r^2=0.6$) tra il range calcolato per i valori strettamente positivi e i livelli di biomassa delle acciughe nel periodo estivo, indicando una progressiva degradazione spaziale all'aumentare dei valori di biomassa, analogamente a quanto riportato in letteratura (Barange et al 2005). Tale fenomeno invece non si osserva nel periodo autunnale per il quale nessuna relazione è presente tra livelli di biomassa e range di autocorrelazione.

Nel caso delle sardine invece nessuna relazione viene individuata, nel periodo estivo, tra i range di autocorrelazione e i livelli di biomassa, mentre nel periodo autunnale si rileva una correlazione positiva ($r=0.85$; $p<0.05$; $r^2=0.72$) tra livelli di biomassa e range dei valori positivi, indicando un'aumento dell'autocorrelazione spaziale e e quindi del grado di strutturazione spaziale della popolazione.

Sono state infine testate le relazioni tra l'abbondanza totale e il numero di patches. I risultati mostrano che non esiste nessuna relazione tra il numero di patches e i livelli di abbondanza totale, coerentemente con quanto osservato per altre aree del Mediterraneo (Petitgas et al, 2001). Tuttavia, se invece del semplice numero di patches, si prende in considerazione la percentuale di patches a basso contenuto di biomassa si nota una relazione positiva ($r=0.75$; $p<0.01$; $r^2=0.57$) per le acciughe nel periodo estivo, mentre nessuna relazione viene individuata in quello autunnale. Tale risultato indica che sebbene il numero di patches formate non sia in alcun modo legato al livello dello stock (e sarà quindi dipendente dai pattern ambientali), l'allocazione della biomassa tra le diverse patches sembra essere influenzata dall'abbondanza totale. E' quindi possibile che alti livelli di biomassa inneschino la formazione di piccole patches al fine di massimizzare lo sfruttamento di piccole aree caratterizzate da "favorevolezza intermedia", oppure che vengano formate al fine di massimizzare lo sforzo riproduttivo, non essendo possibile addensarsi in aree in cui i livelli di densità (a causa dell'alto livello di biomassa) hanno raggiunto ormai un valore limite. Il fatto invece che nessuna relazione venga riscontrata durante il periodo autunnale potrebbe essere messo in relazione alla presenza dei giovanili. La presenza di due stadi vitali differenti potrebbe infatti portare, anche in funzione di quanta parte della popolazione appartenga a tale stadio, alla coesistenza di comportamenti differenti con un conseguente "rumore di fondo" che rende difficile la chiara identificazione di precise relazioni.

Nel caso delle sardine e relativamente al periodo autunnale, si osserva invece una correlazione negativa tra biomassa totale e percentuale di patches a basso contenuto di biomassa, indicando che in tale periodo le sardine reagiscono ad un aumento della biomassa totale formando patches a più alto contenuto di biomassa. Nessuna relazione viene invece identificata nel periodo estivo. Come nel caso delle acciughe dunque, nessuna particolare relazione viene individuata tra parametri strutturali (percentuale di patches a basso contenuto di biomassa e range di autocorrelazione) e biomassa durante il periodo in cui la popolazione è parzialmente costituita da stadi giovanili. D'altra parte invece le sardine durante il periodo autunnale mostrano un comportamento opposto a quello delle acciughe nel periodo estivo. Va specificato che in tale periodo le sardine attraversano una

fase di transizione, ovvero il reclutamento è ormai terminato ma sono ancora lontane dal periodo riproduttivo. In tale fase dunque gli individui tenderanno semplicemente a massimizzare l'occupazione dello spazio in relazione alla distribuzione delle risorse, senza che altri fattori (come la riproduzione) intervengano ad amplificare il comportamento aggregativo.

Habitat suitability e pattern di distribuzione

L'analisi dei quozienti (QI) effettuata sull'intero dataset ha permesso di identificare il comportamento mediato nel tempo delle due specie considerate rispetto ai parametri ambientali analizzati, evidenziando la mancanza di differenze tra i due periodi investigati. I risultati hanno mostrato come per tutte le variabili prese in esame esista una selettività o evitamento per particolari range di valori. L'analisi di correlazione tra le diverse variabili ambientali ha però messo in evidenza una forte relazione tra alcuni parametri. In particolare la profondità, risulta fortemente correlata con spessore, temperatura e salinità dello strato di fondo (rispettivamente $r=0.69$, $r=0.5$, 0.54 ; $p<0.05$). Il fatto che entrambe le specie mostrino una forte selettività per acque basse ($< 90\text{m}$) e valori medio-bassi di salinità e densità dello strato di fondo lascia pensare dunque che il comportamento mostrato per questi ultimi sia sostanzialmente legato alla profondità. E' invece credibile che la selettività nei confronti della temperatura dello strato di fondo, sebbene correlata con la profondità, non costituisca un "falso segnale" legato al gradiente batimetrico. Infatti le due specie mostrano un differente comportamento per tale parametro che trova conferma anche nell'analisi della temperatura dello strato superficiale e nei valori di SST. Mentre le acciughe mostrano infatti una forte selettività per bassi valori di temperatura dello strato di fondo (intorno ai 15°C) le sardine selezionano sistematicamente valori di temperatura superiori a 17°C mostrando inoltre un forte evitamento per le temperature più basse, coerentemente con quanto riportato in letteratura (Lluch-Belda et al., 1991). Entrambe le specie hanno mostrato invece un comportamento simile per quanto riguarda salinità e densità dello strato superficiale. In particolare la forte selettività per alti valori di salinità e densità di tale strato indicano una preferenza per acque non influenzate dall'AlS, spiegando il comportamento costiero sul banco Avventura e sul banco di Malta (area 1 e area 3) che, sebbene siano caratterizzati da un fondale meno acclive, sono

fortemente influenzati dal passaggio di tale corrente. Comportamenti simili tra le due specie sono stati inoltre individuati in termini di spessore dello strato superficiale, CHL-a, C-DOM e SLA. Tali fattori indicano nel complesso il legame con aree di upwelling caratterizzate da una maggiore disponibilità di cibo. La scarsa estensione verso il largo che caratterizza l'upwelling lungo le coste siciliane può inoltre contribuire insieme a quanto precedentemente detto in relazione all' AIS, alla particolare selettività delle due specie per le basse profondità.

In definitiva dunque i pattern di distribuzione di *E. e.* e *S. p.* sarebbero principalmente legati a fattori trofici e ai pattern di temperatura. Per quanto riguarda quest'ultimo parametro è interessante notare come le mappe di favorevolezza media dell'habitat avessero indicato una differenza tra le due specie in relazione alle aree 1 e 3 mostrando una maggiore ottimalità dell'area 1 per le acciughe e dell'area 3 per le sardine. Tale risultato è da ricondurre alle temperature generalmente più basse rilevate nell'area 1 rispetto all'area 3. La generale preferenza per l'area 2 da parte di entrambe le specie infine può essere dunque collegata alla presenza di temperature intermedie (che non generano evitamento da parte delle due specie) e alla minore influenza dell' AIS in tale zona.

L'analisi della selettività dei parametri ambientali effettuata per ogni singolo anno utilizzando il metodo proposto da Perry e Smith (1994) conferma in linea generale quanto appena detto. Tale analisi ha permesso di verificare una maggiore persistenza nel tempo della selettività di alcuni parametri rispetto ad altri, evidenziando ulteriormente l'importanza dei fattori trofici e della temperatura nel determinare la favorevolezza dell'habitat per le due specie.

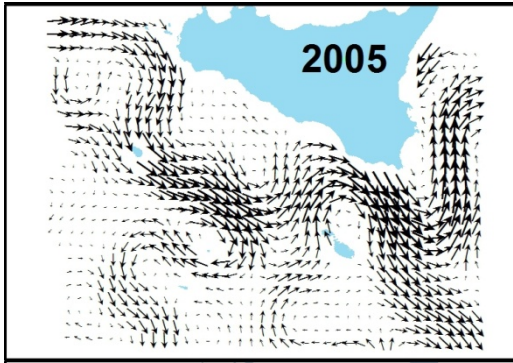


Figura 51: circolazione superficiale relativa all'anno 2005 (periodo estivo)

D'altra parte la variabilità interannuale in termini di selettività per altri parametri ha mostrato come variazioni nei pattern ambientali si ripercuotano nella determinazione della favorevolezza dell'habitat. Ne è esempio l'anno 2005 in cui per entrambe le specie solo pochi

parametri risultano essere selezionati, e per entrambe viene meno anche la selettività per le acque basse. In tale anno si rileva infatti un'anomala occupazione del settore al largo del Banco di Malta favorita probabilmente dall'instaurarsi di un vortice anticiclonico (fig. 51) che probabilmente produce in tale zona un'area di ritenzione in termini di nutrienti come mostrato dal confronto dei profili di salinità e CHL-a effettuati sui due banchi (fig.52 e fig. 53).

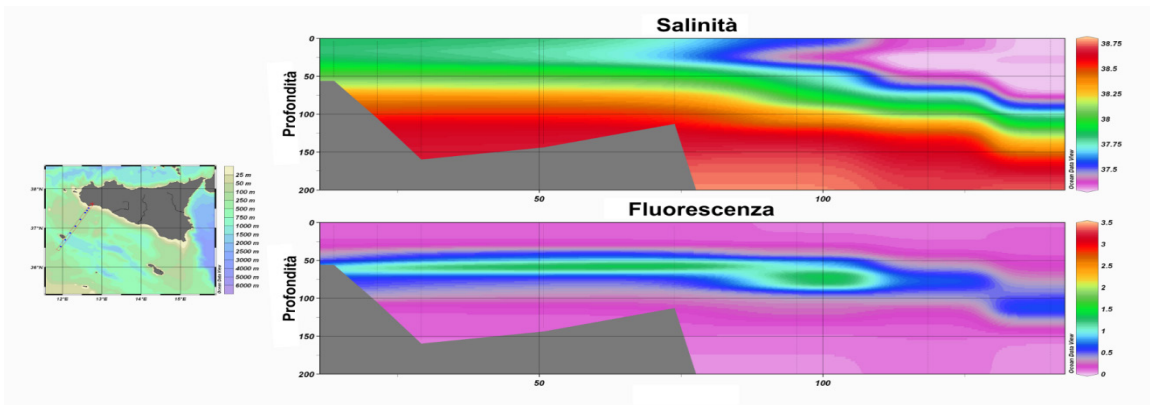


Figura 52: profili di salinità (in alto) e CHL-a in basso relativi all'anno 2005 (periodo estivo) sul Banco Avventura.

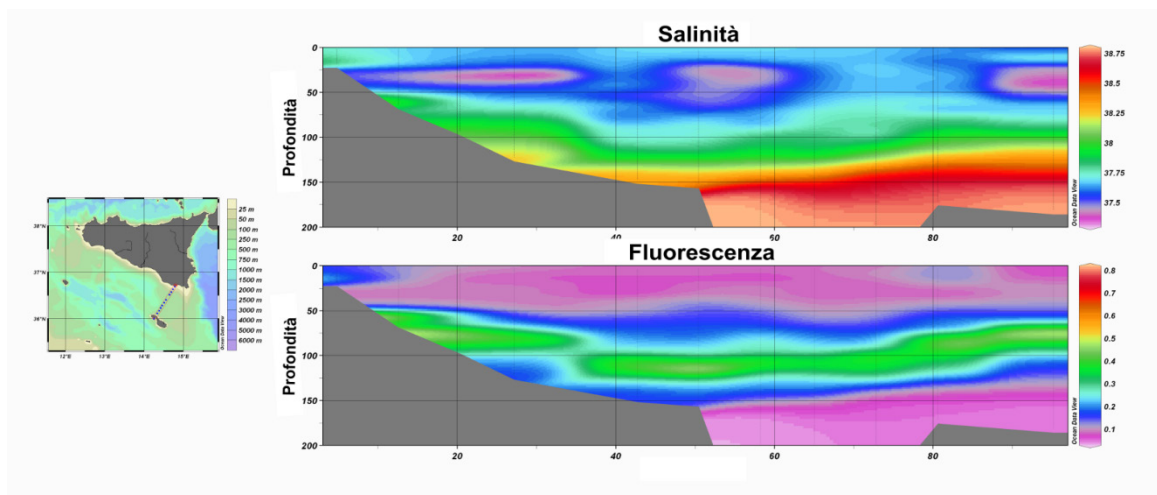


Figura 53: profili di salinità (in alto) e CHL-a in basso relativi all'anno 2005 (periodo estivo) sul Banco Avventura.

Valutazione del disegno di campionamento

L'analisi del disegno di campionamento ha permesso di valutare l'efficacia della distanza intertrasetto attualmente utilizzata nel risolvere le patches ad alto contenuto di biomassa. Oltre al calcolo del coefficiente di variazione relativo al disegno di campionamento attuale, sono stati calcolati per ognuno dei survey e per entrambe le specie i coefficienti di variazione relativi a disegni di campionamento alternativi (distanze intertrasetto differenti). I risultati mostrano che la distanza attualmente utilizzata (5 NM) fornisce coefficienti di variazione abbastanza comparabili negli anni ($CV_{geo} \text{ medio}=0.12$; $SD=0.03$), e costituisce il miglior compromesso tra l'accuratezza della stima e il tempo nave utilizzato. Inoltre l'analisi di due echosurvey in cui il disegno di campionamento utilizzato adottava la strategia "zigzag", ha reso possibile valutare le differenze in termini di efficienza tra i due tipi di survey design. I risultati evidenziano la maggiore efficienza del disegno di campionamento a trasetti paralleli, con coefficienti di variazione inferiori di circa il 30% rispetto a quelli ottenuti utilizzando la strategia "zigzag".

Conclusioni

L'analisi dei dataset relativi agli echosurvey effettuati nel canale di Sicilia nel periodo 1998-2011 ha permesso di raggiungere i seguenti obiettivi:

- il calcolo degli intervalli di confidenza per le stime di biomassa;
- la caratterizzazione della struttura spaziale delle popolazioni e la valutazione della presenza di effetti denso-dipendenti;
- la caratterizzazione delle modalità di ripartizione delle biomasse tra quattro sub-aree individuate;
- la determinazione dei fattori ambientali per cui le due specie mostrano una marcata selettività;
- la valutazione dell'efficienza del disegno di campionamento utilizzato.

Il calcolo degli intervalli di confidenza ha mostrato come per una corretta interpretazione degli andamenti delle biomasse sia fondamentale la valutazione dell'errore di stima. Le due specie infatti hanno mostrato (ad eccezione dei primi due anni della serie storica) livelli di biomassa non molto differenti, ed in alcuni casi totalmente comparabili.

Diversi indici sono stati calcolati al fine di caratterizzare i vari aspetti relativi alla struttura spaziale delle popolazioni e valutare eventuali effetti denso-dipendenti nella loro distribuzione. Il calcolo dei centri di gravità, dei relativi valori di dispersione e dell'indice di collocazione hanno mostrato come non esista una segregazione spaziale tra le due popolazioni. Nessuna relazione viene inoltre individuata tra la posizione dei centri di gravità, la dispersione delle popolazioni, gli areali di distribuzione e i livelli di biomassa. Al fine di meglio comprendere tali relazioni è stato inoltre utilizzato il metodo proposto da Petitgas (1998) basato sull'analisi delle curve di aggregazione geostatistica. I risultati hanno mostrato che l'aumento della popolazione è sempre seguito da un aumento della densità media mentre l'effetto sull'area positiva è piuttosto variabile. E' dunque ipotizzabile che i forzanti ambientali in alcuni casi guidino fortemente le modalità di distribuzione delle due specie.

L'analisi dei rapporti esistenti tra range di autocorrelazione (relativi ai valori strettamente positivi) e biomassa totale ha inoltre mostrato che nei periodi in cui nelle due popolazioni convivono stadi adulti e giovanili non è possibile identificare

nessuna relazione tra tali parametri, probabilmente a causa del “rumore” creato dai differenti comportamenti dei due stadi. Bisogna tener inoltre conto che tale “rumore” dipenderà anche dal rapporto numerico esistente tra adulti e giovanili. D'altra parte nei periodi in cui è presente il solo stadio adulto viene individuata una relazione tra range di autocorrelazione e biomassa, ed in particolare negativa per le acciughe (periodo estivo) e positiva per le sardine (periodo autunnale). Tale differenza è probabilmente legata al fatto che nell'acciuga l'aumento dei livelli di biomassa nel periodo riproduttivo amplifichi la tendenza aggregativa della specie, portando alla formazione di piccole patches a scarso contenuto di biomassa con conseguente riduzione del range di autocorrelazione. Tale ipotesi è inoltre supportata dalla relazione positiva esistente tra abbondanza e percentuale di patches a basso contenuto di biomassa. Durante il periodo autunnale nel caso delle sardine si osserva invece la relazione opposta, con un aumento dei range di autocorrelazione e la formazione di patches ad alto contenuto di biomassa. In tale periodo questa specie ha terminato il reclutamento, ed è ancora lontana dalla riproduzione, e dunque le relazioni osservate potrebbero essere tese a massimizzare l'efficienza nell'occupazione dello spazio in funzione delle risorse.

L'identificazione di quattro subaree, distinte da un punto di vista morfobatimetrico ed oceanografico, ha portato a valutare se la ripartizione della biomassa totale tra tali aree fosse coerente nel tempo e se fosse equiripartita in funzione della superficie disponibile. I risultati mostrano che sebbene entrambe le specie occupino preferibilmente il settore centrale dell'area di studio, per le altre aree esiste una forte variabilità interannuale in termini di anomalie percentuali di biomassa, e che dunque la ripartizione della biomassa totale non viene effettuata semplicemente in funzione della superficie disponibile. I dataset ambientali sono inoltre stati utilizzati per verificare quali fossero i parametri che maggiormente influenzano la variabilità ambientale tra le sub-aree, riconoscendo in temperatura e salinità della colonna d'acqua e CHL-a i parametri di maggiore importanza. Le mappe di presenza/assenza sono state inoltre utilizzate per costruire delle mappe di ottimalità media dell'habitat per le due specie considerate. Tali mappe confermano la sostanziale preferenza per l'area centrale dello Stretto di Sicilia,

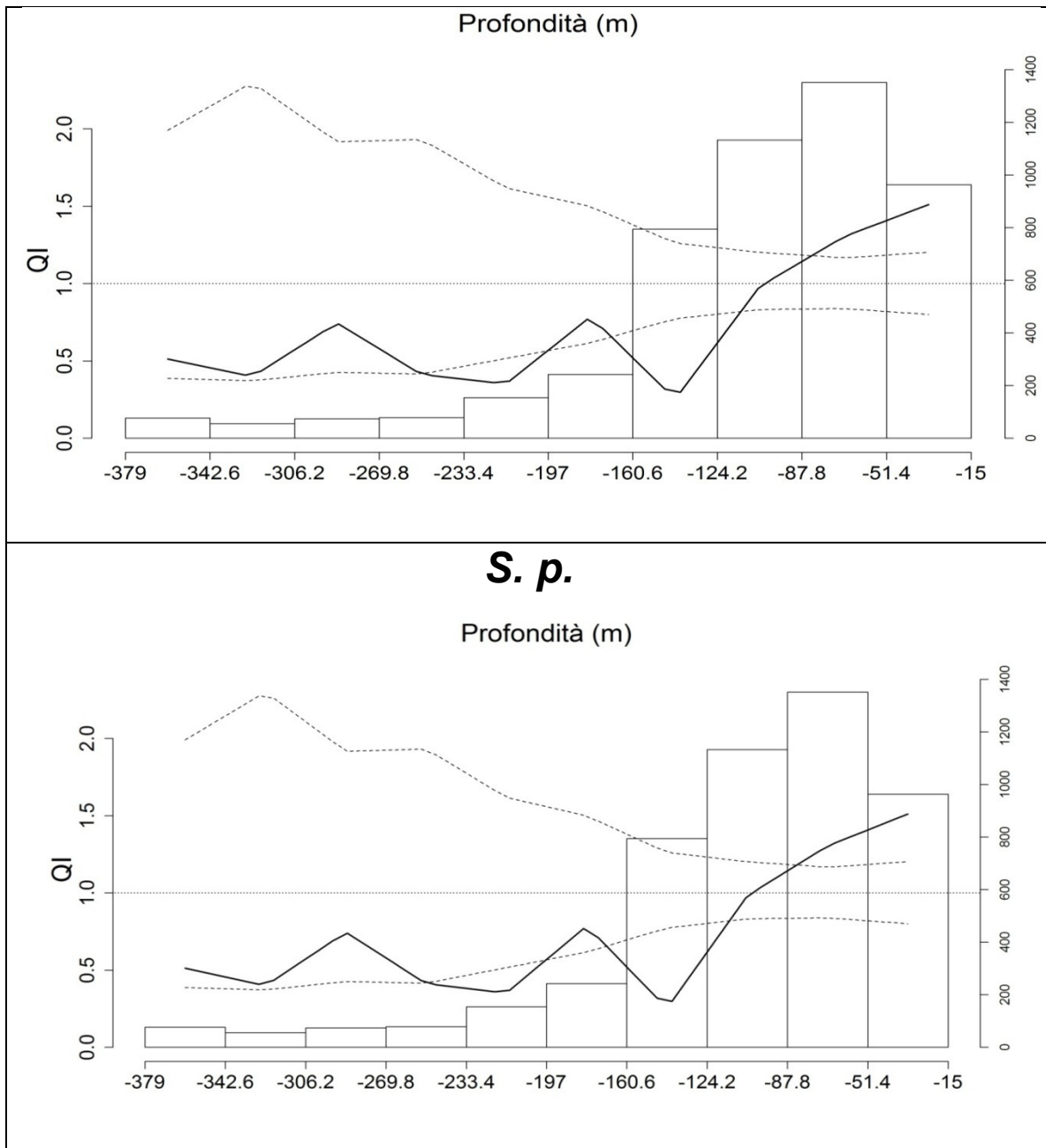
e mostrano inoltre una maggiore favorevolezza dell'area 1 per le acciughe e dell'area 3 per le sardine.

L'analisi di alcuni parametri ambientali (telerilevati e provenienti da sonde multiparametriche) ha permesso di valutare la selettività delle due specie per alcuni fattori, mostrando che le più alte percentuali di biomassa sono legate a basse profondità e a variabili riconducibili a fattori trofici. Data la scarsa estensione verso il largo dell'upwelling costiero è quindi ipotizzabile che le zone a

E.e

maggior produttività siano relegate sotto costa, e che dunque la preferenza per acque basse delle due specie sia in realtà un "falso segnale" legato a fattori trofici. E' stata inoltre rilevata, coerentemente con quanto riportato in letteratura una sostanziale preferenza delle acciughe per acque più fredde rispetto alle sardine. Tale osservazione spiegherebbe dunque la maggiore favorevolezza del Banco Avventura per le acciughe e del Banco di Malta per le sardine, quest'ultimo caratterizzato da temperature generalmente più alte rispetto al primo.

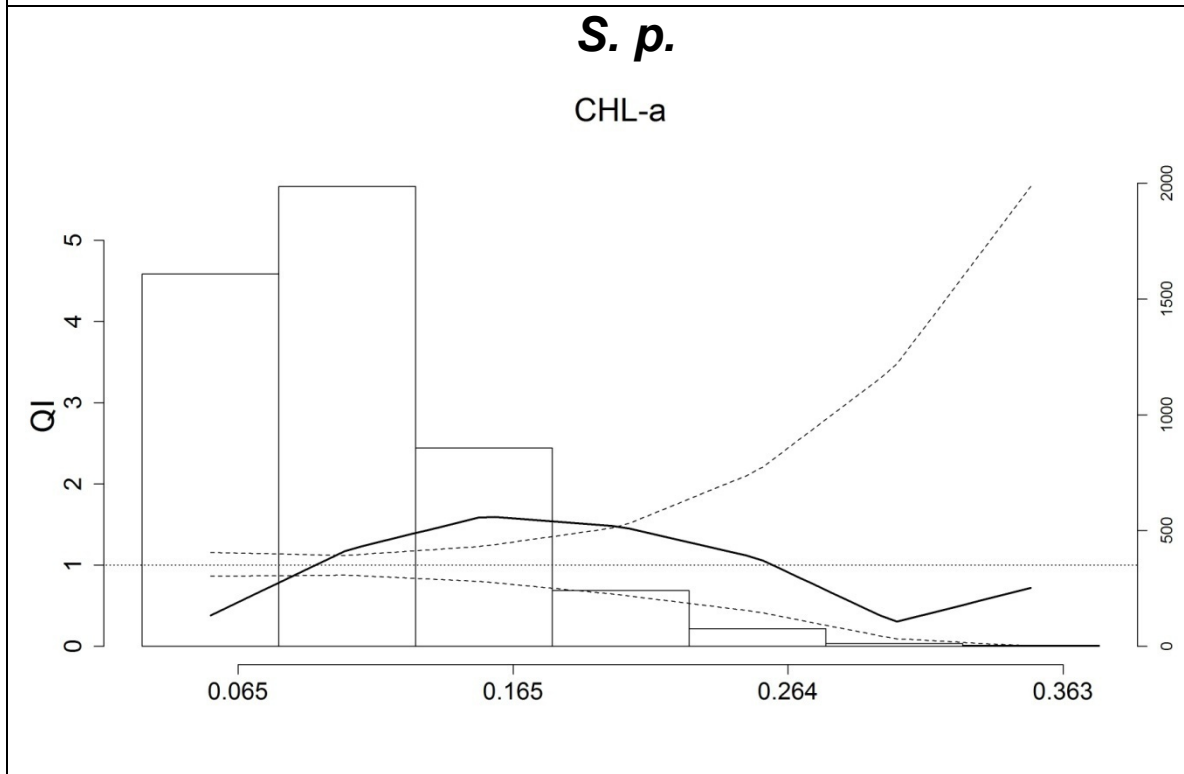
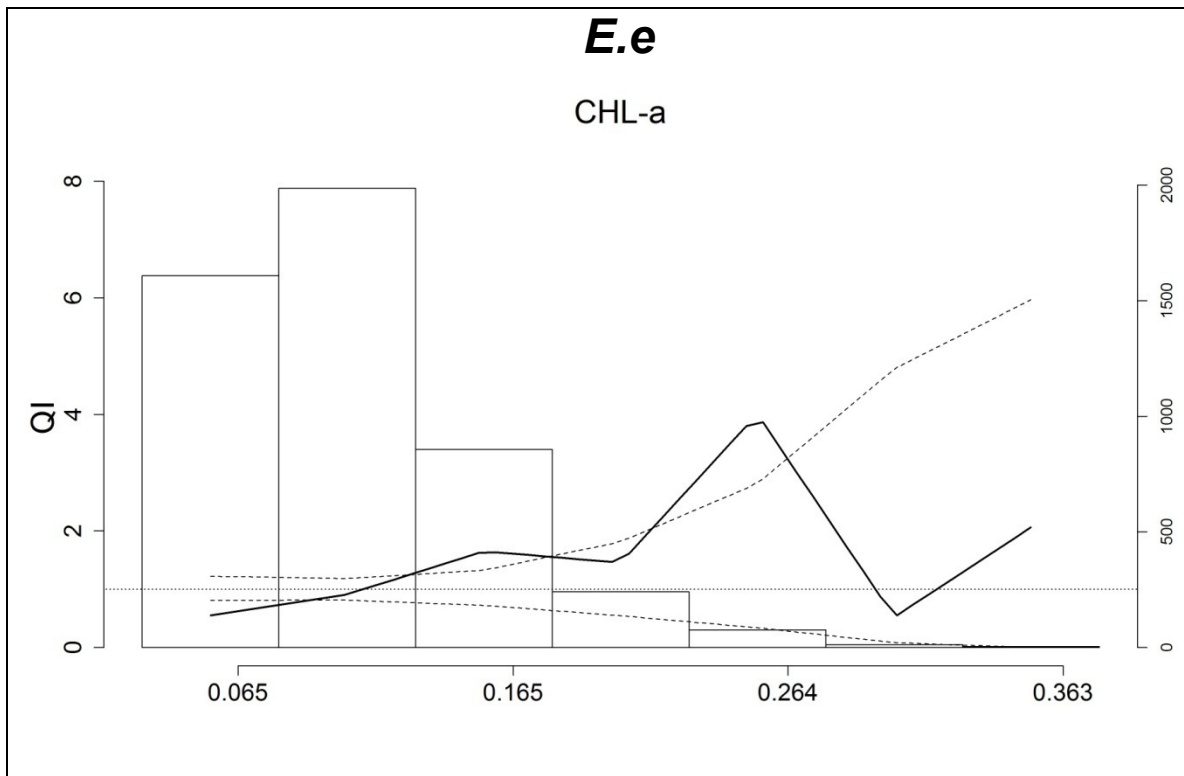
L'analisi del disegno di campionamento utilizzando l'approccio "*indicatore*" ha permesso di verificare la maggiore efficienza della strategia a transetti paralleli rispetto a quella "zigzag", mostrando inoltre che la distanza intertransetto scelta riesce a ben caratterizzare le patch ad alto contenuto di biomassa in modo assolutamente comparabile tra i diversi anni.

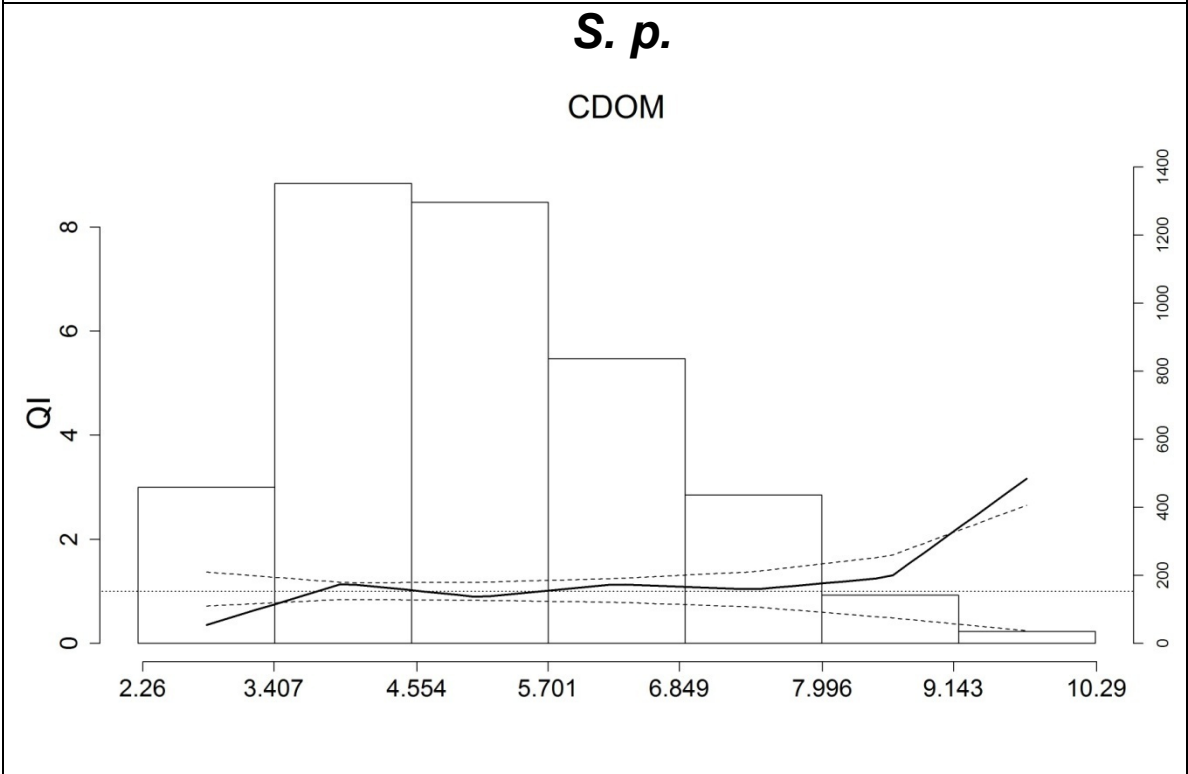
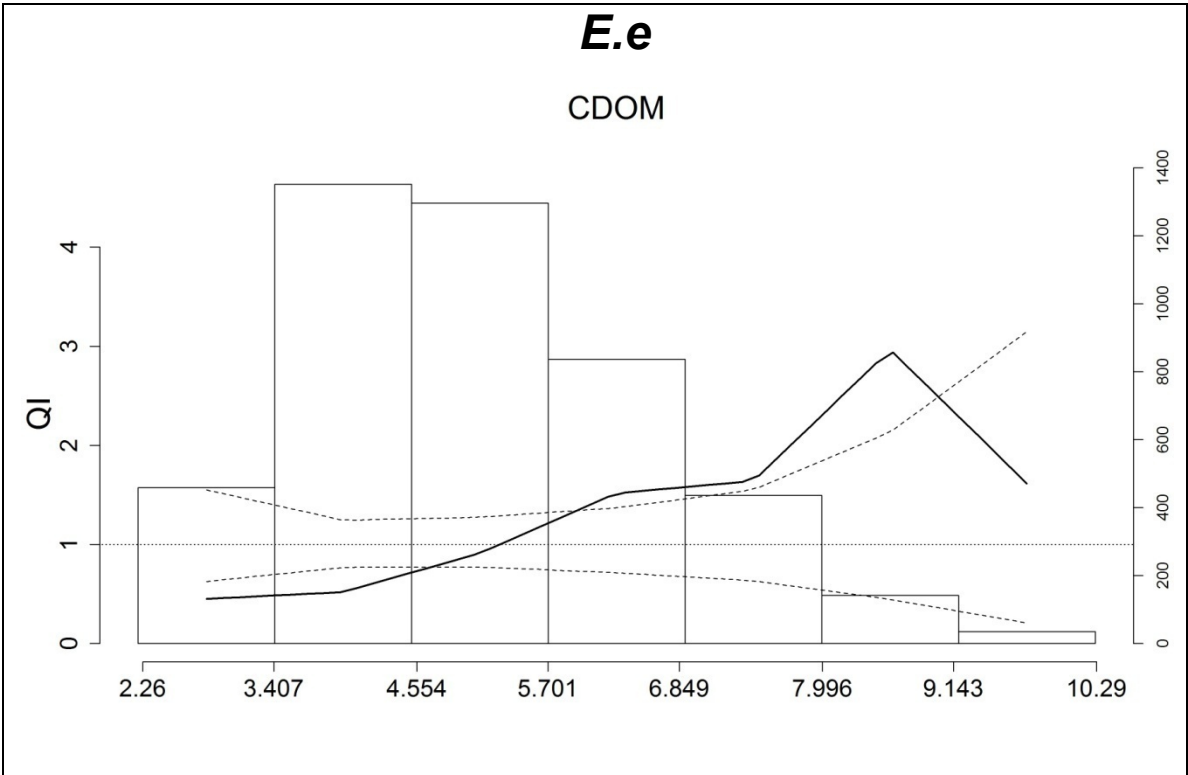


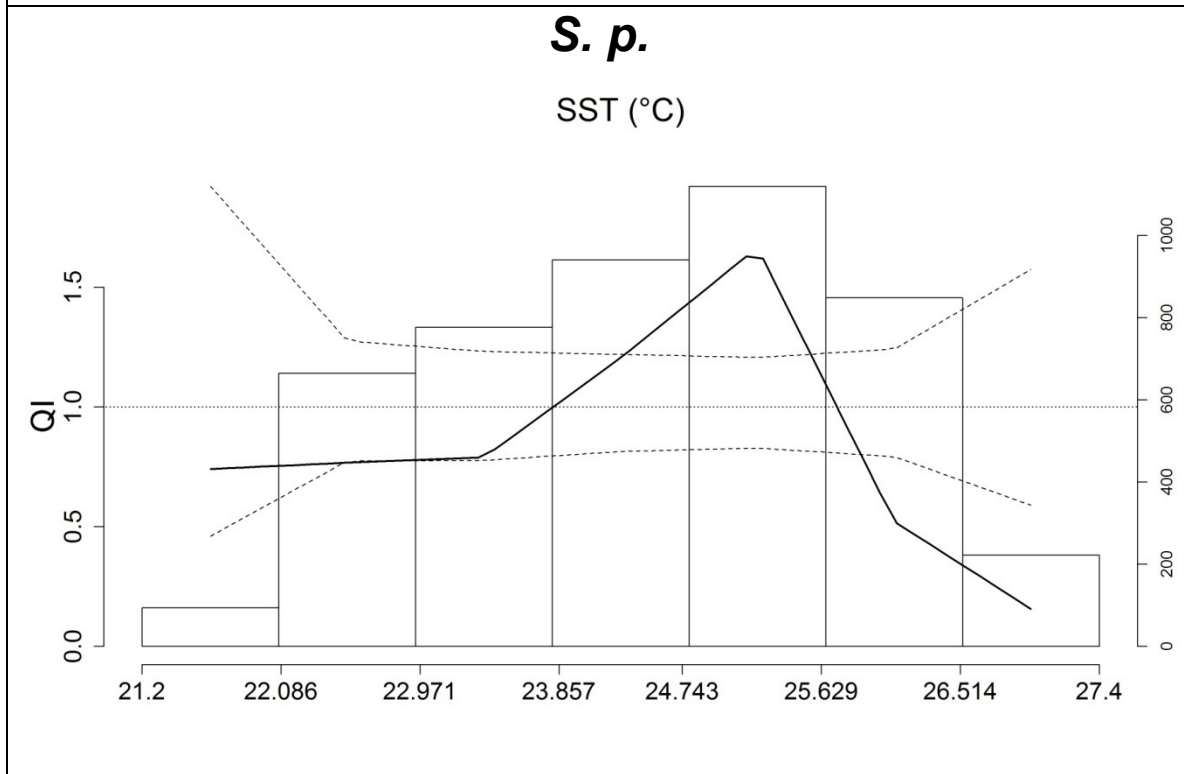
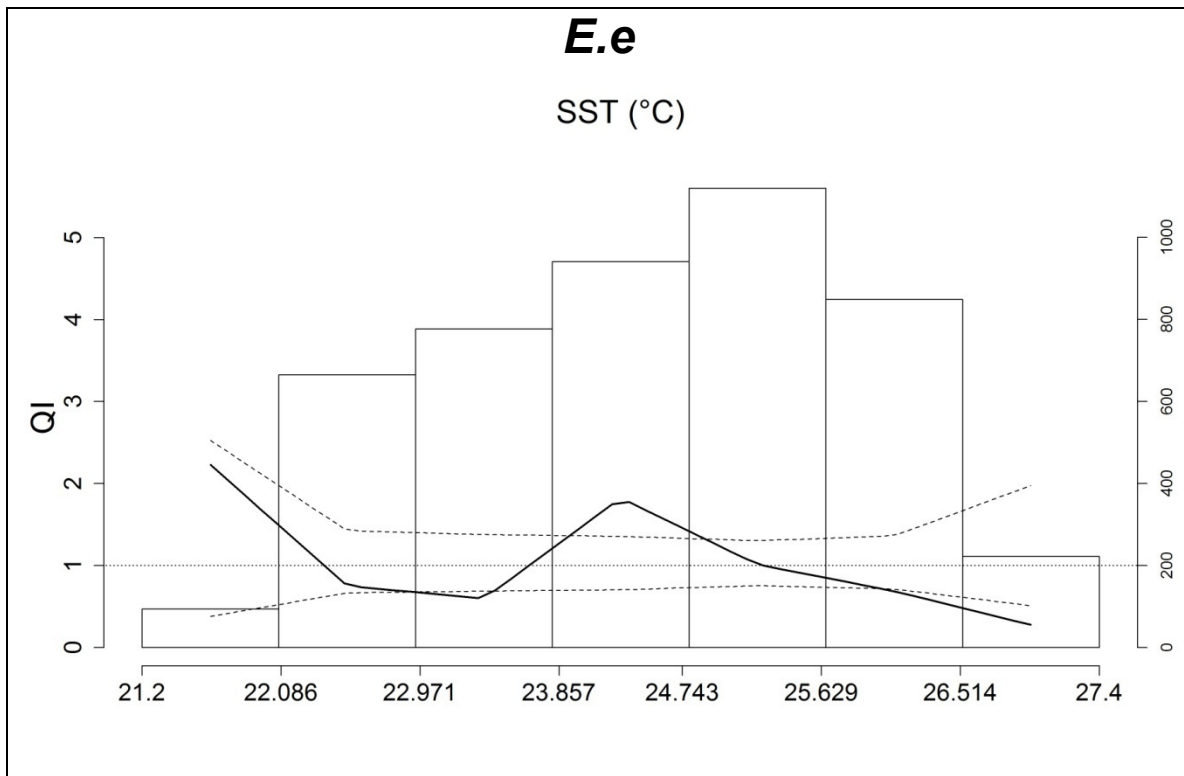
Appendice A

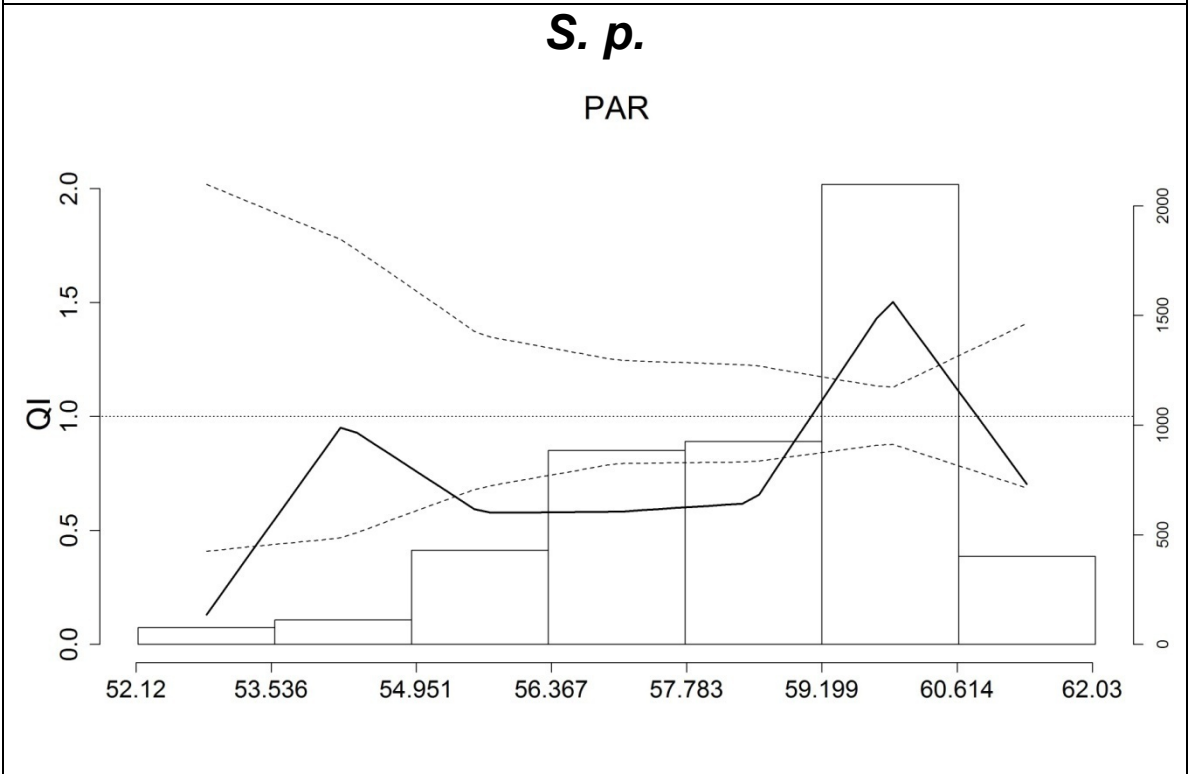
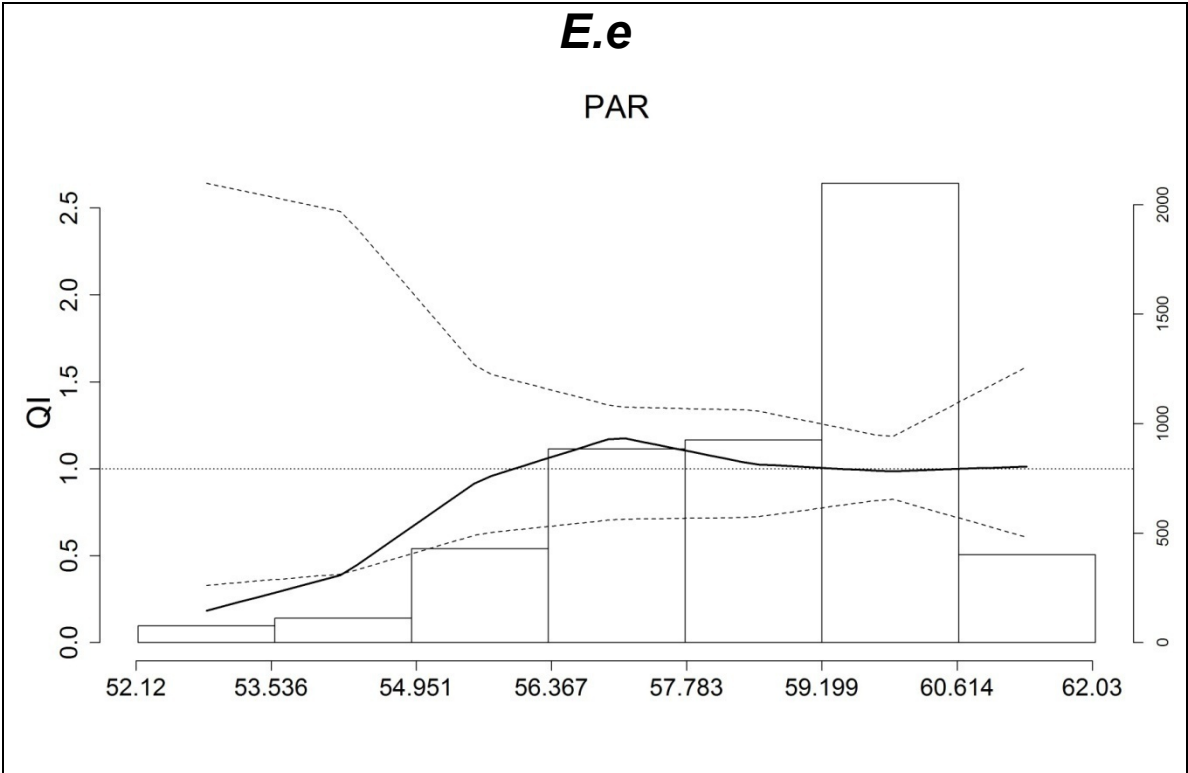
Grafici relativi all'analisi dei quozienti (QI)

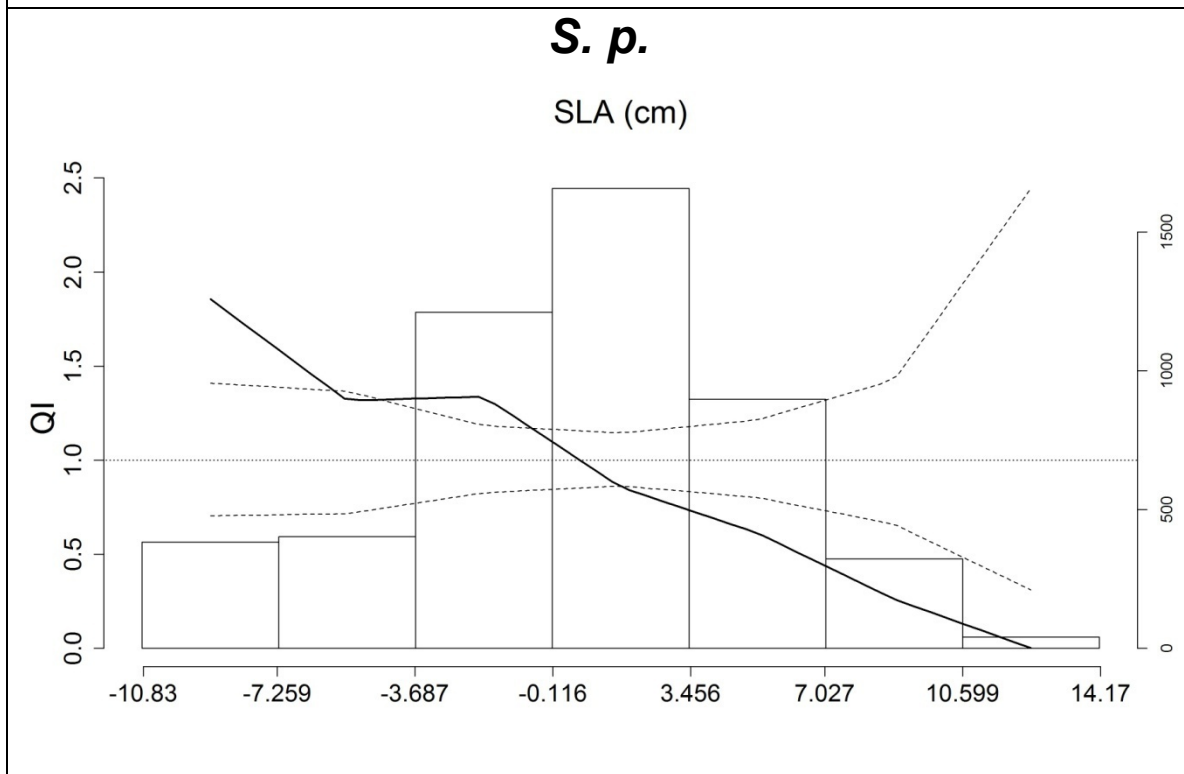
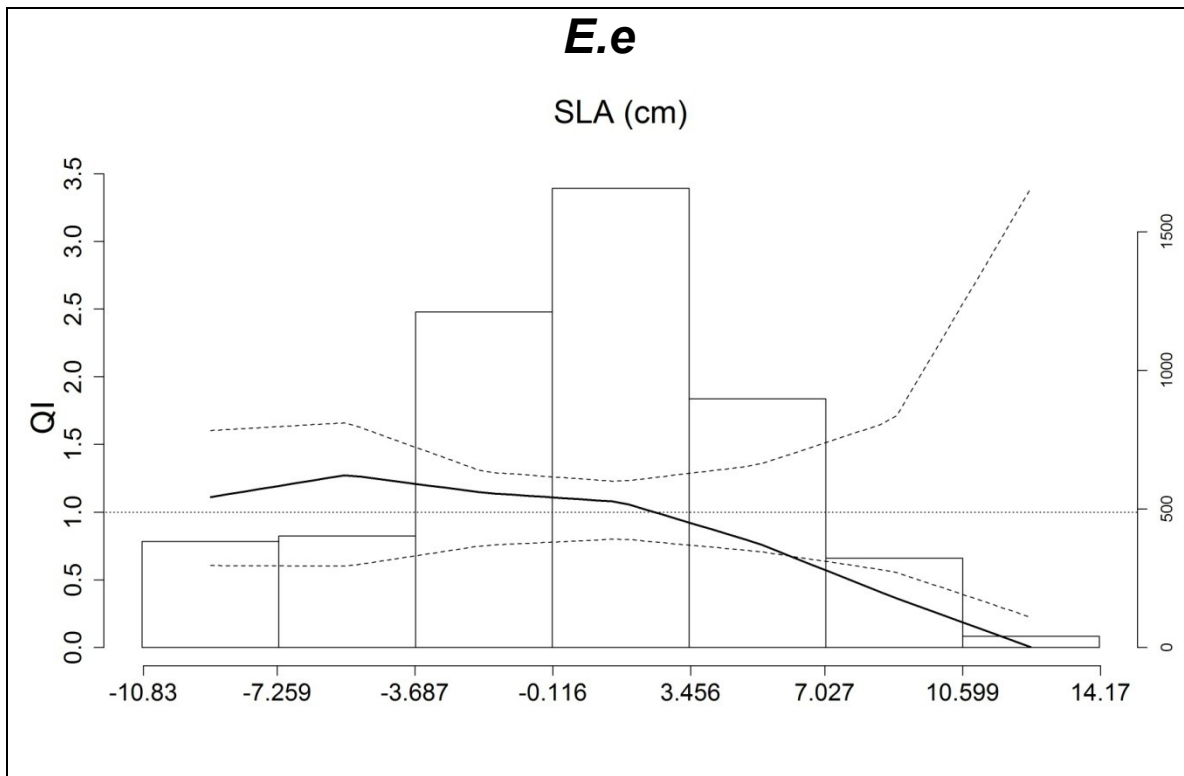
Periodo estivo

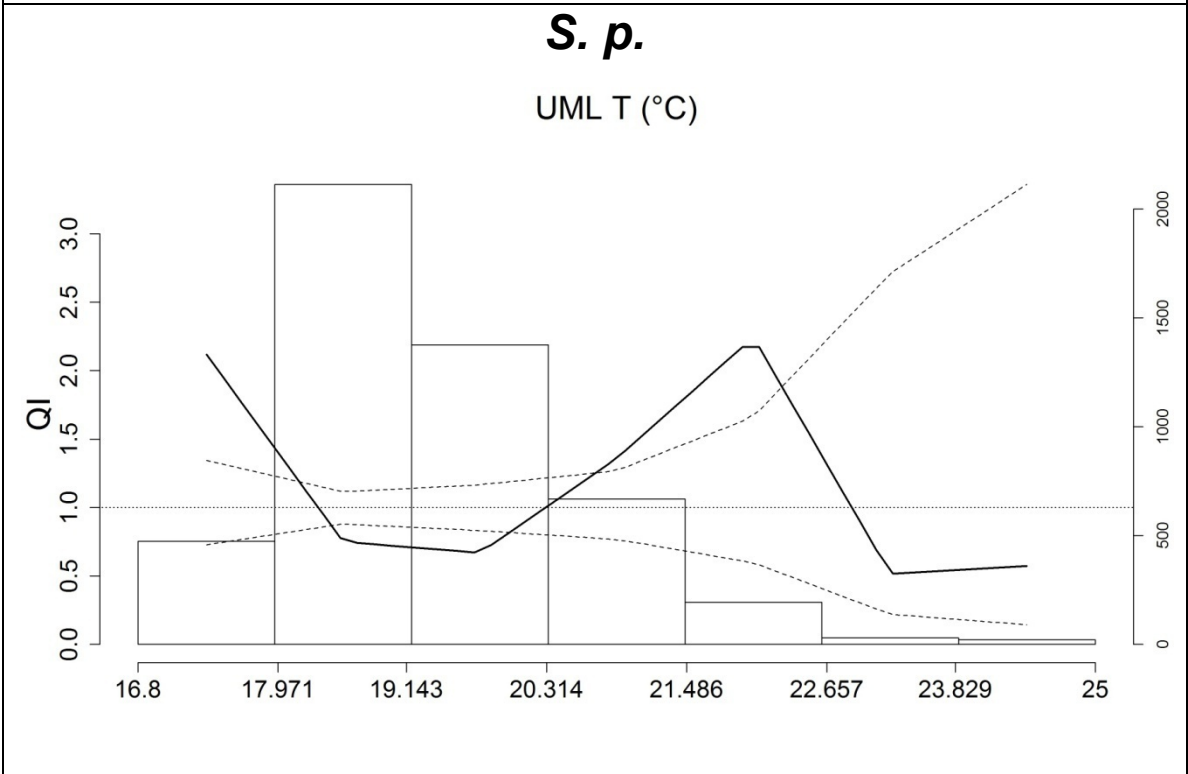
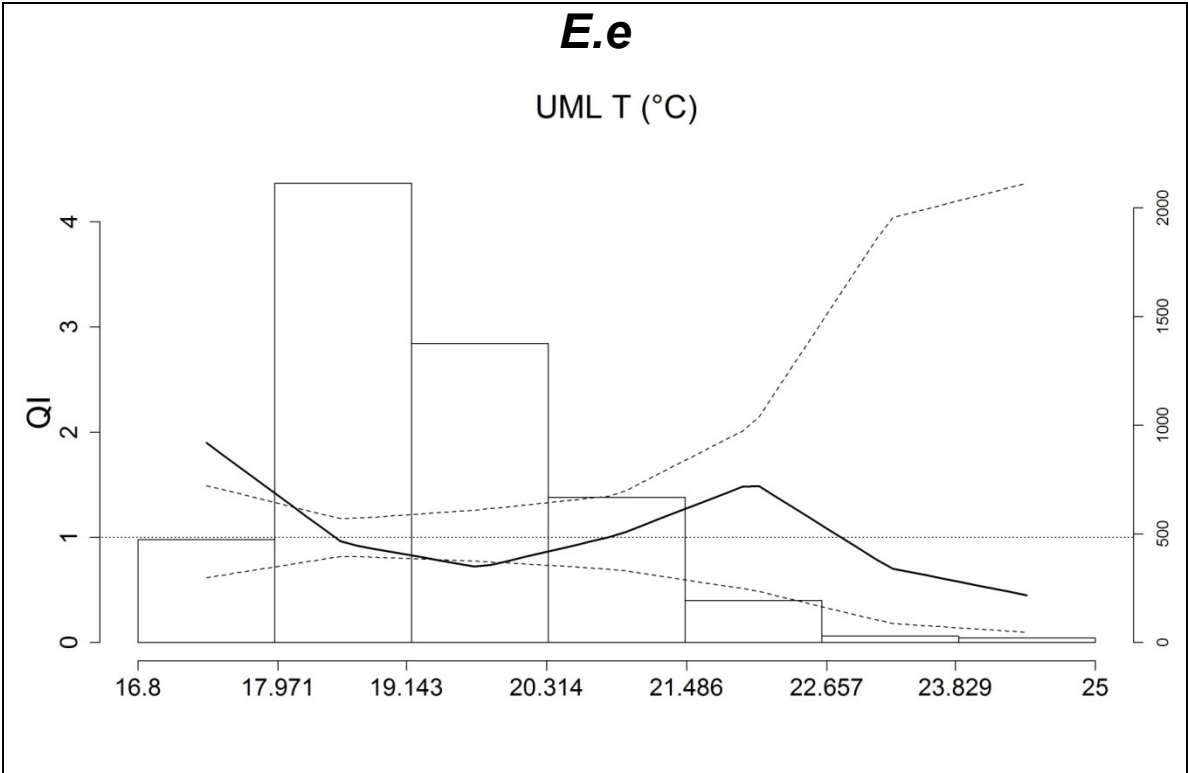


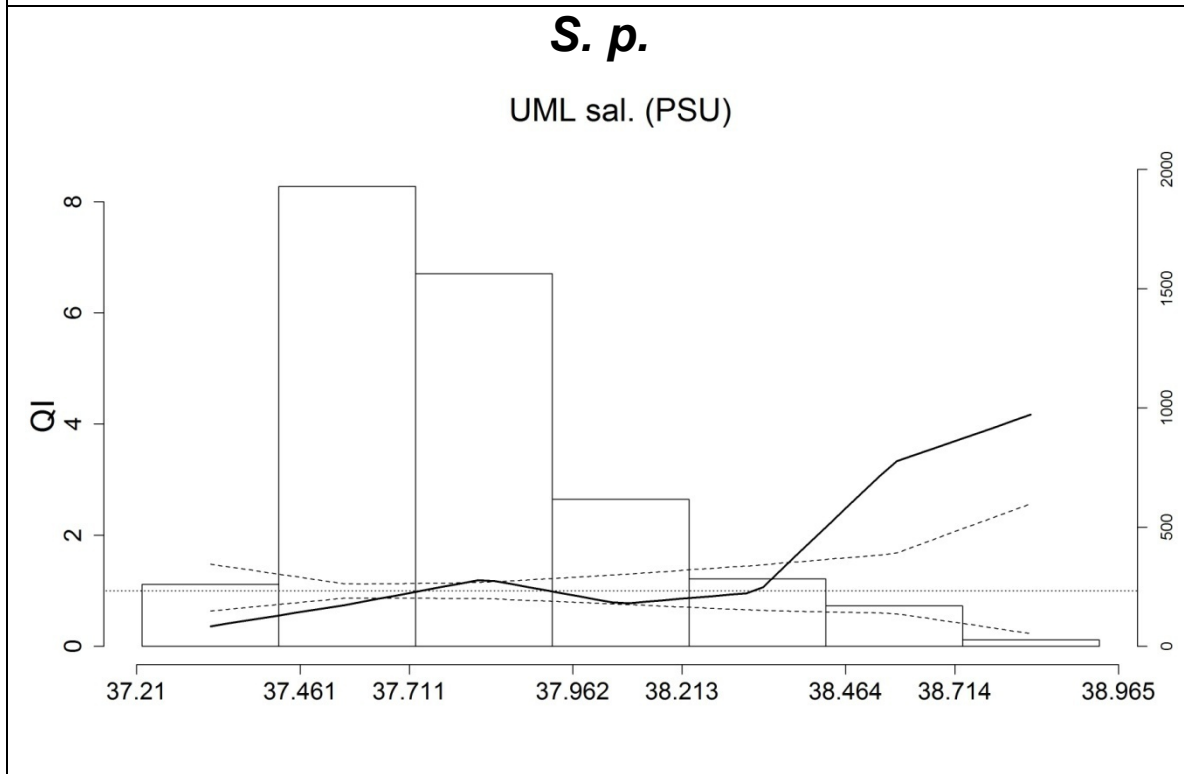
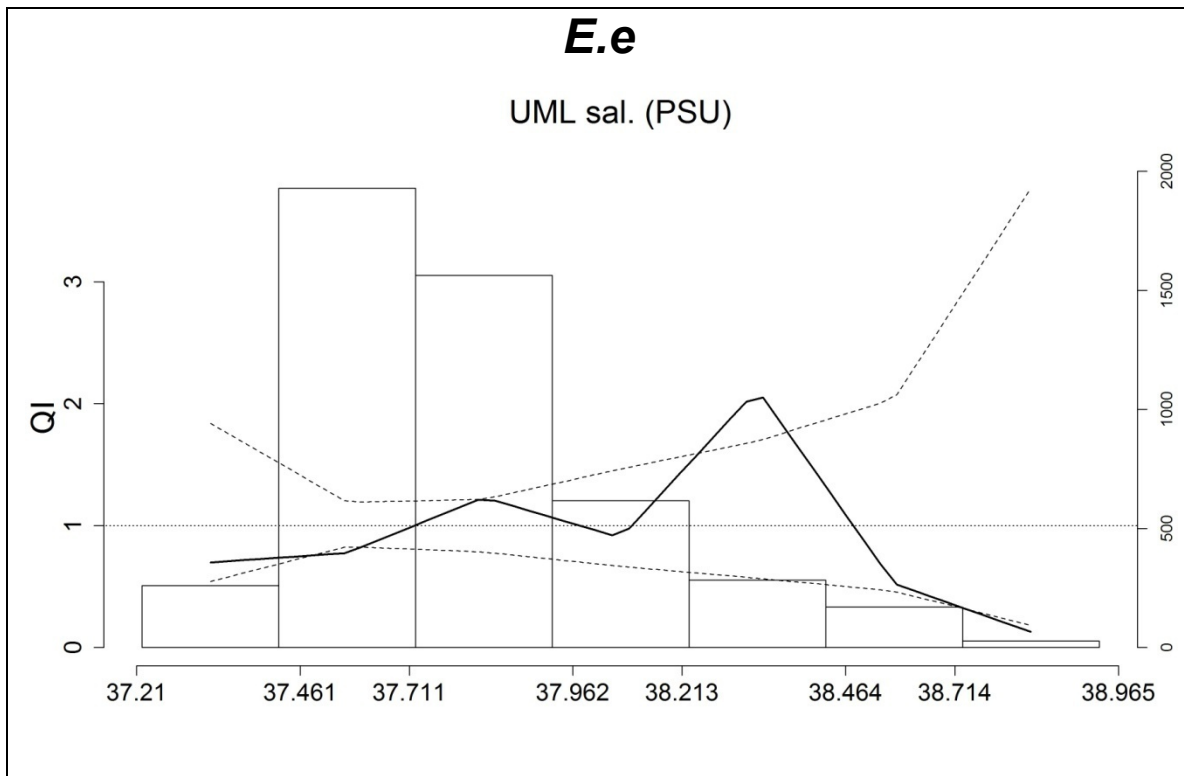


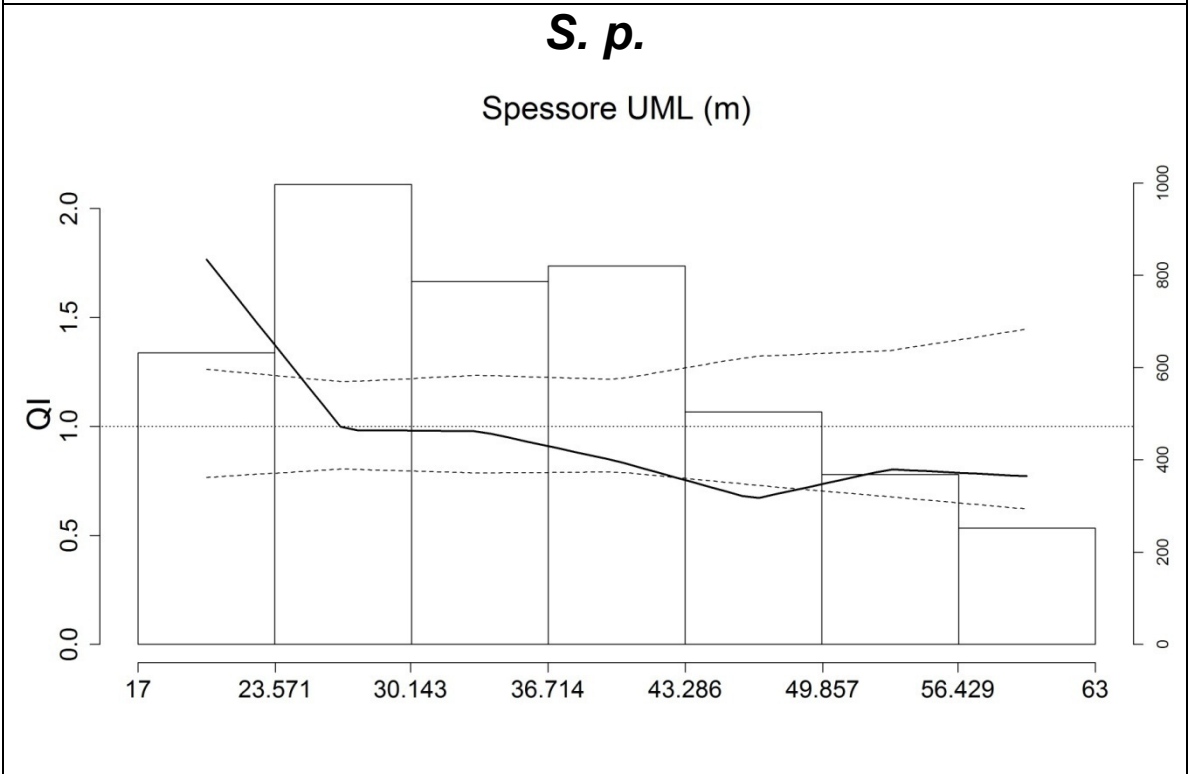
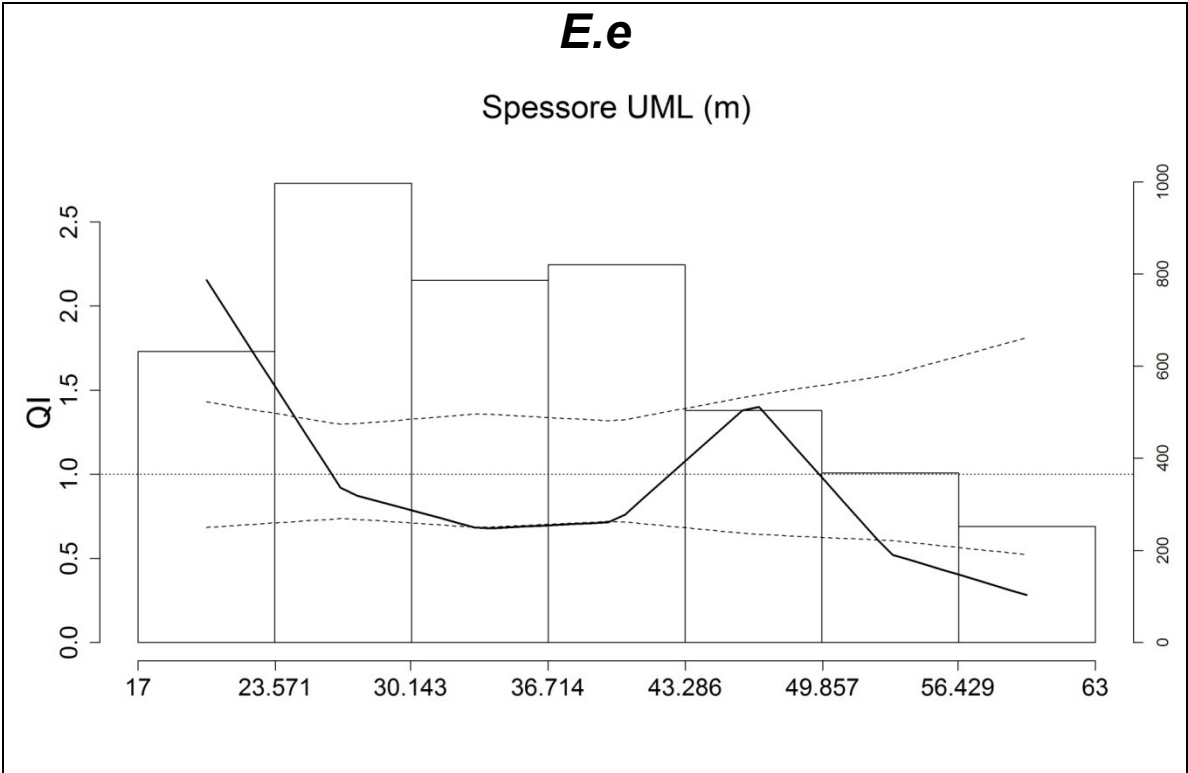


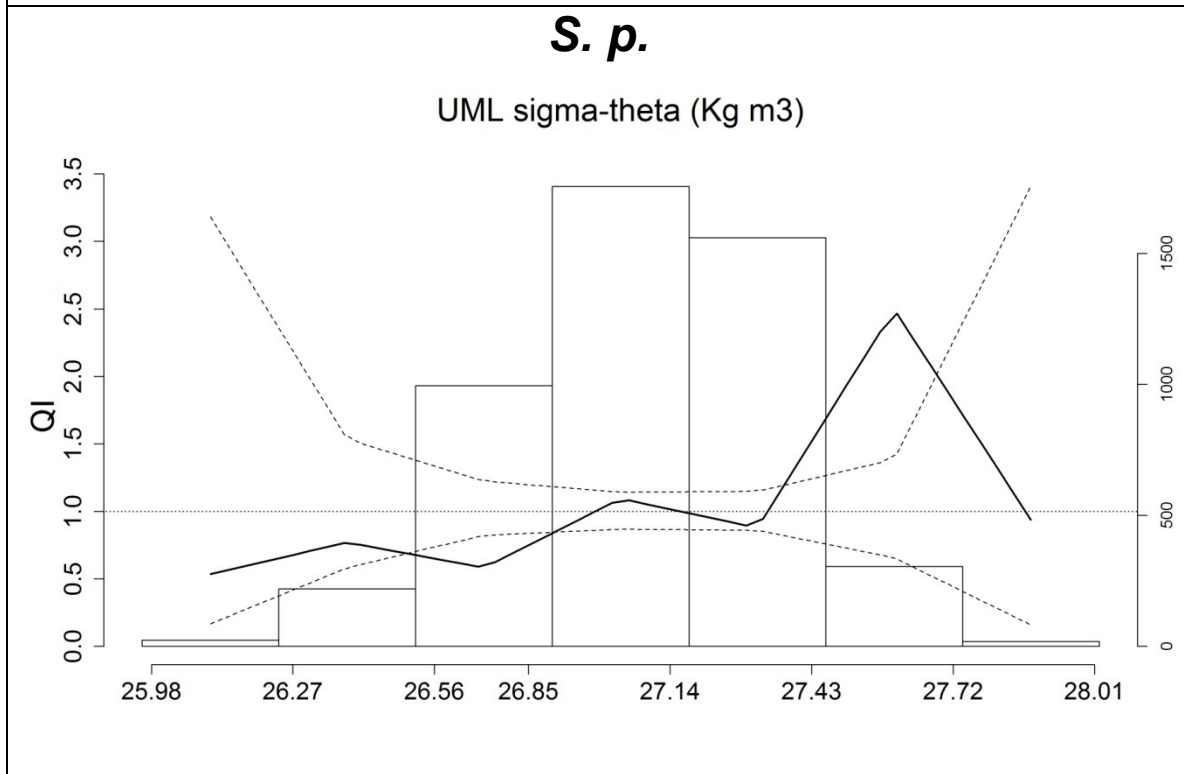
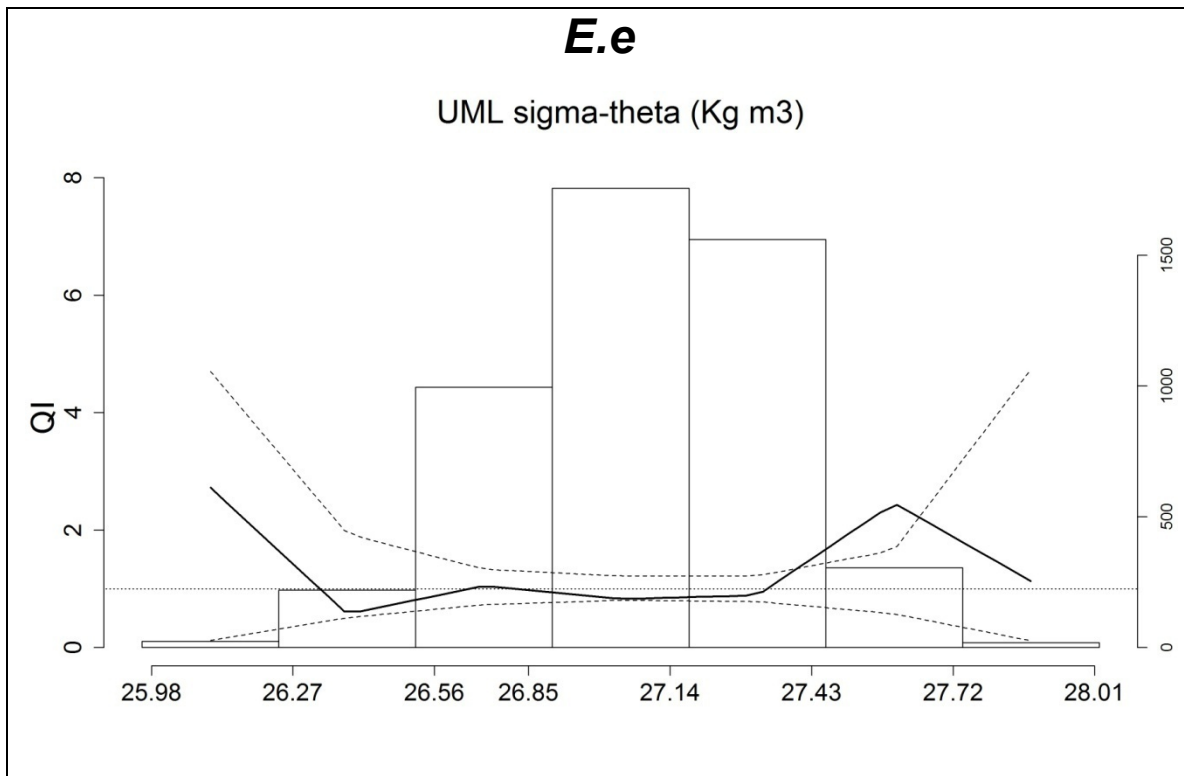


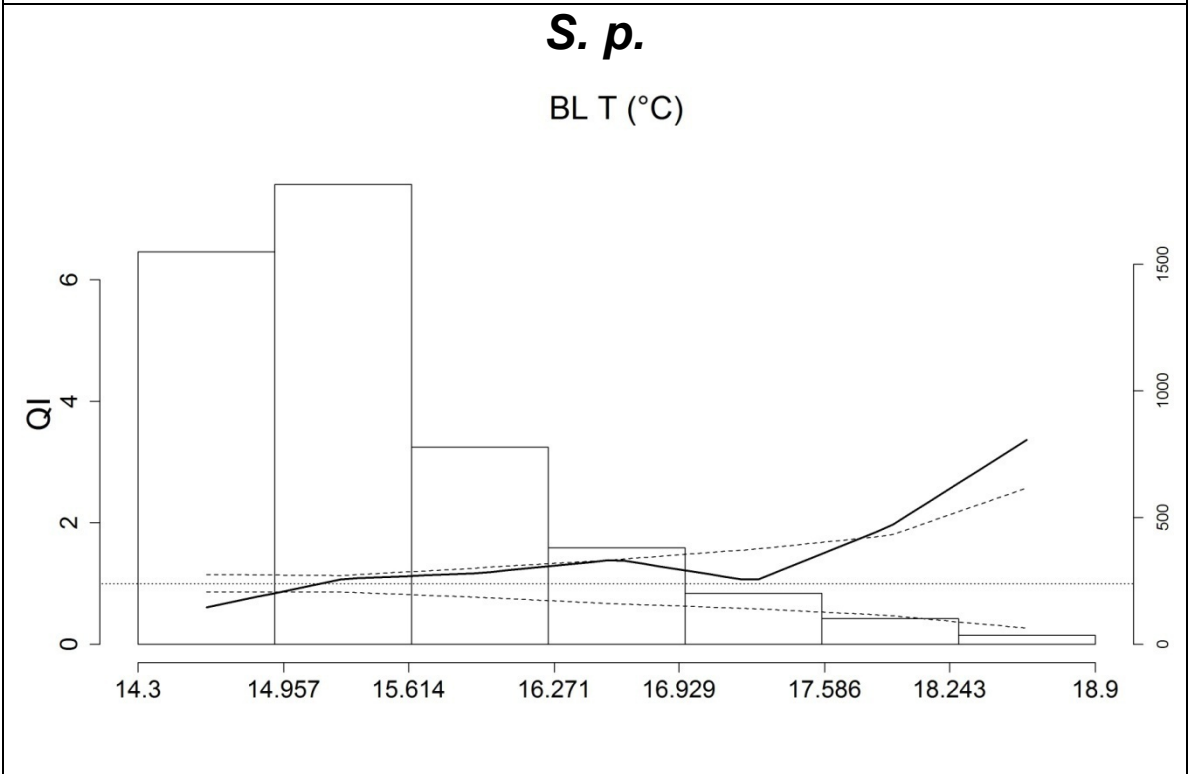
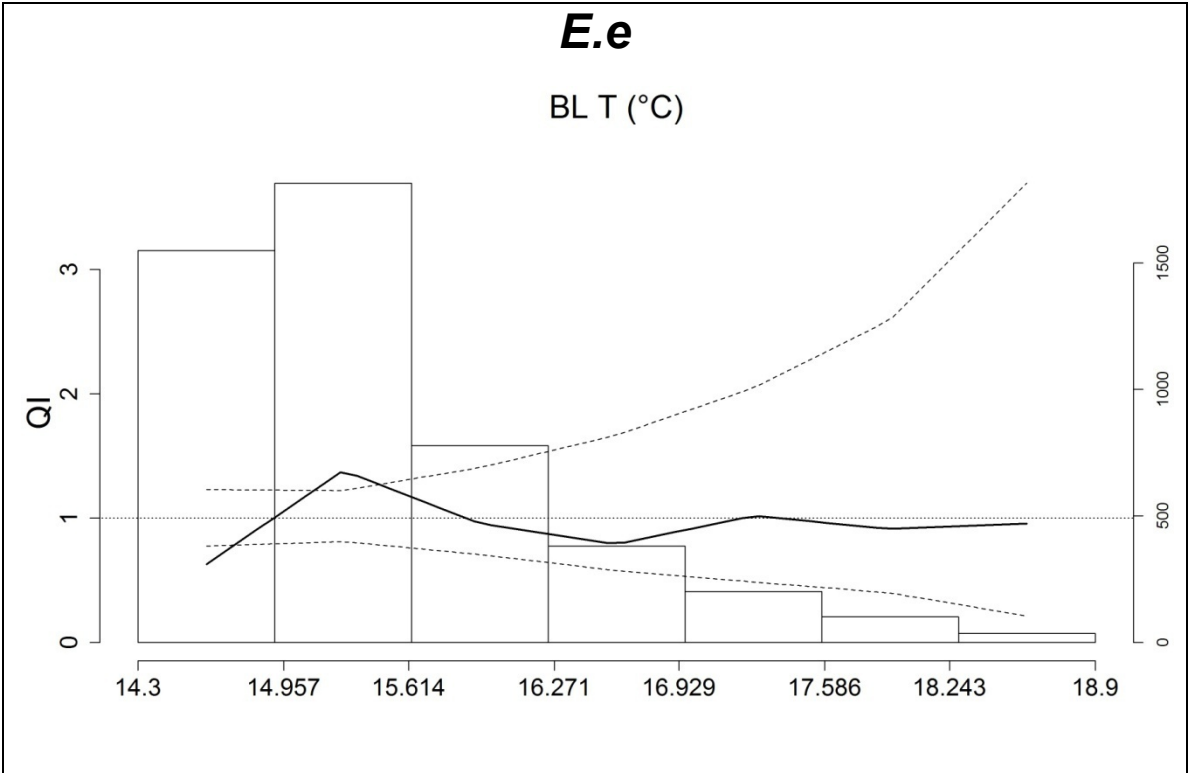


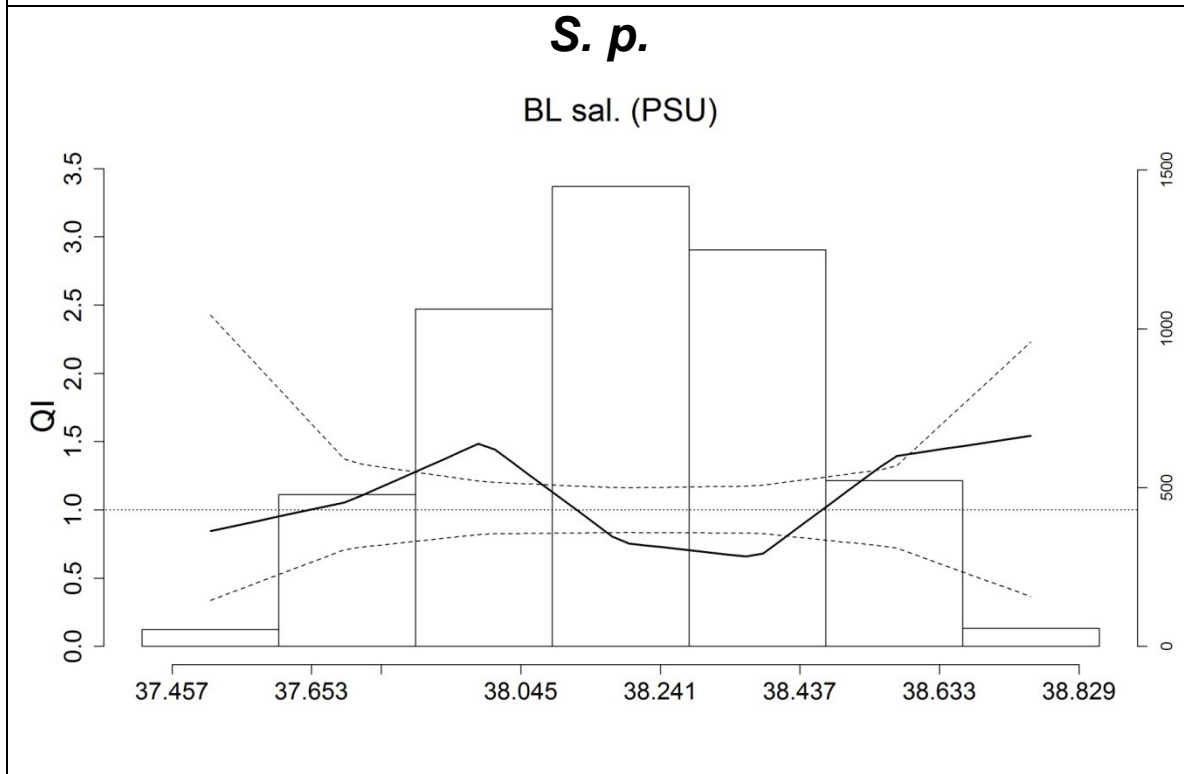
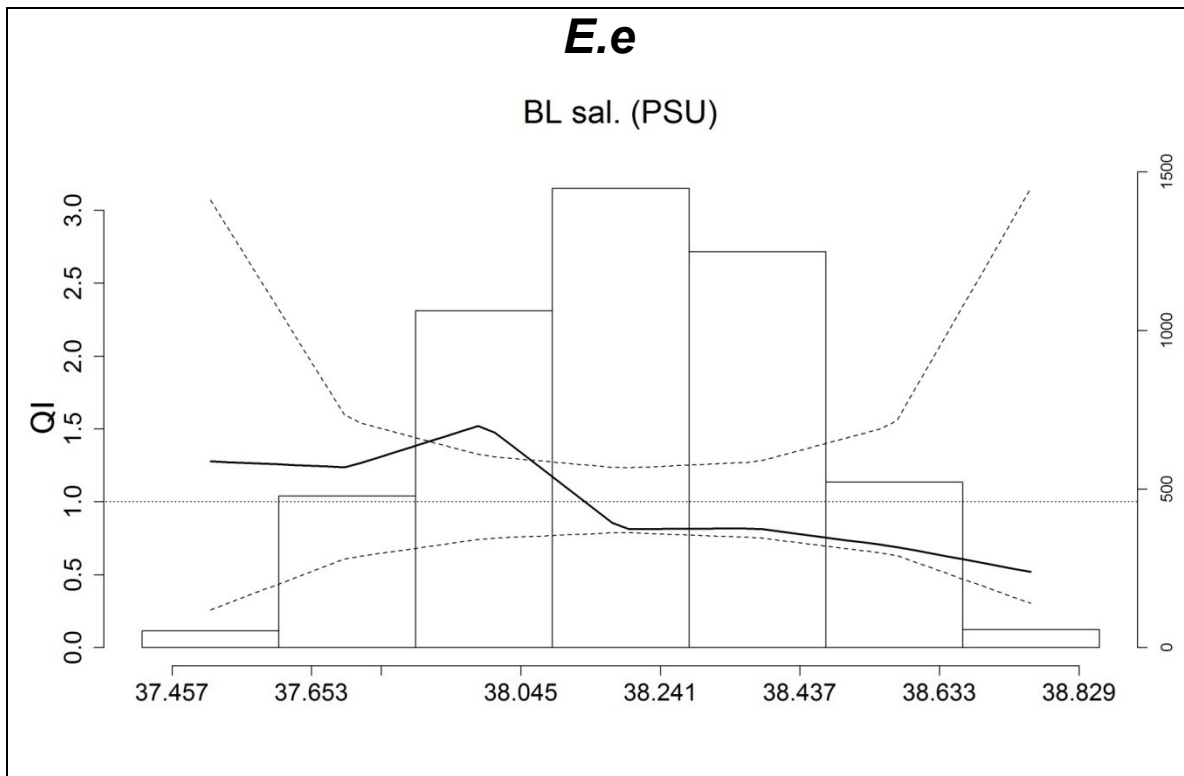


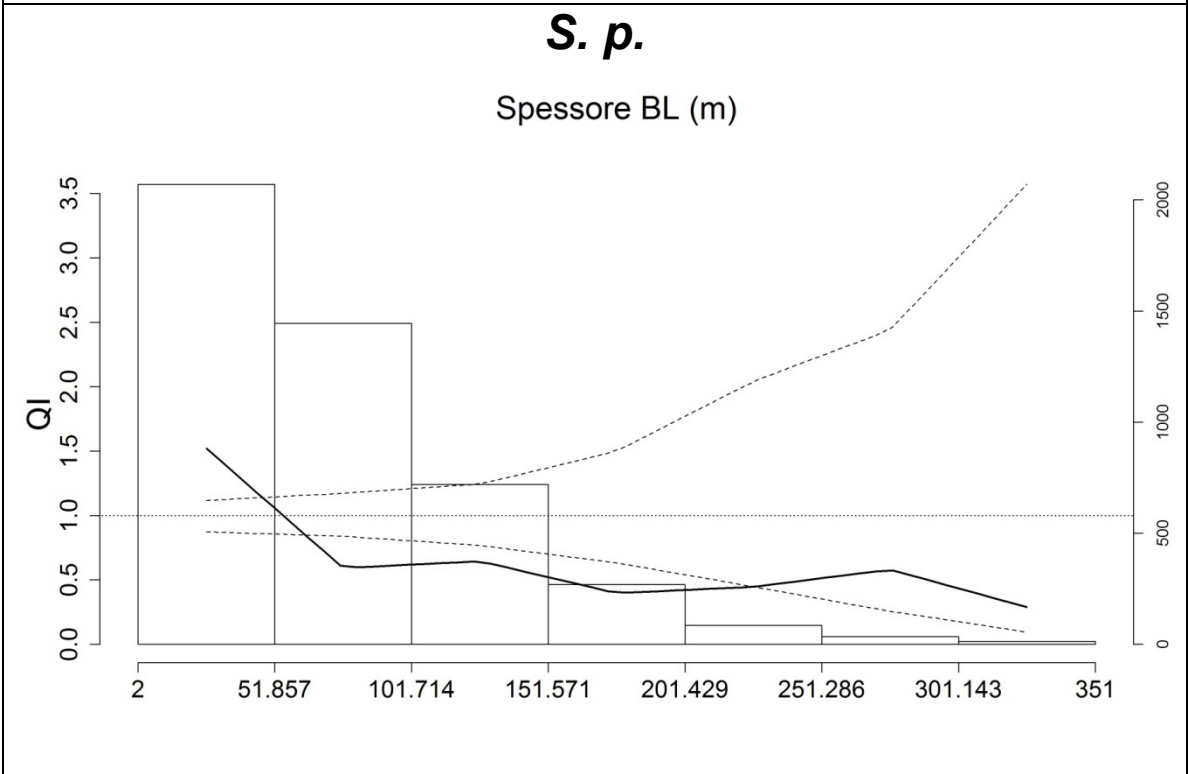
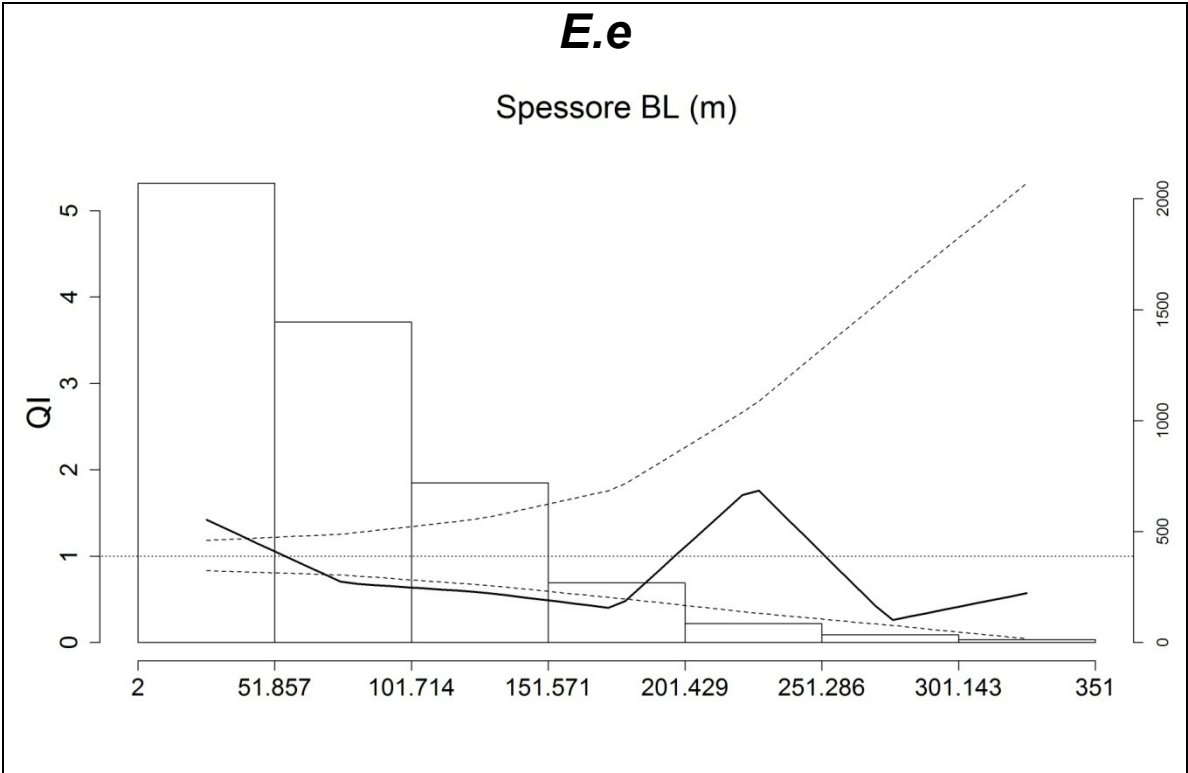






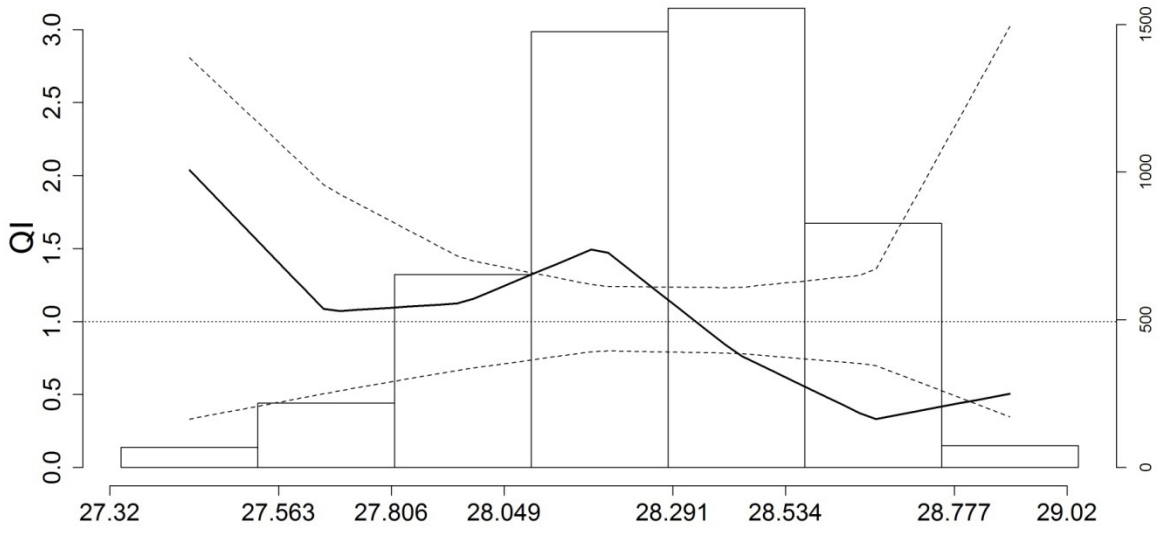






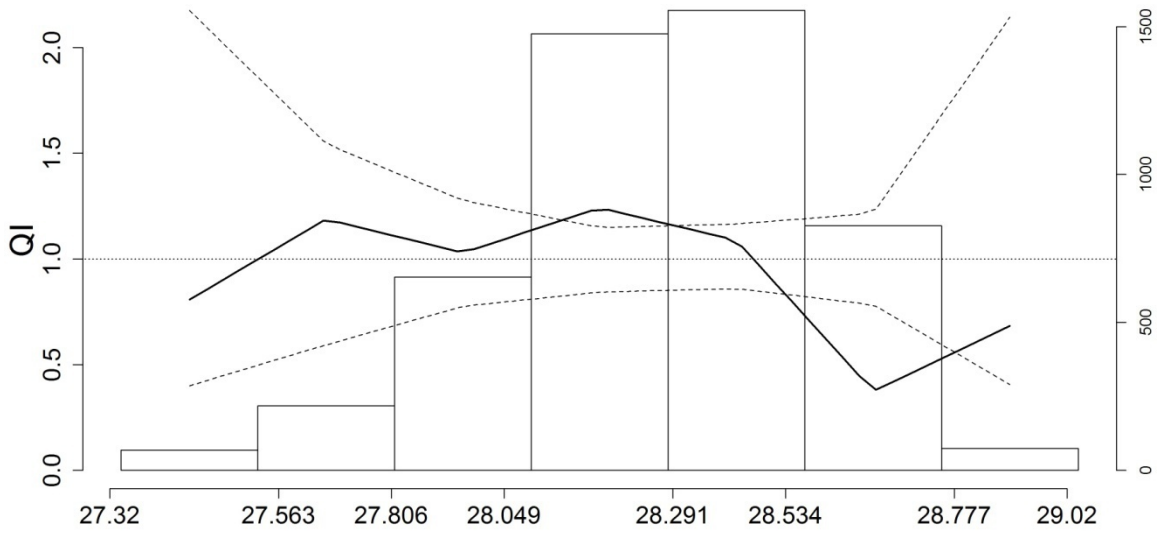
E.e

BL sigma-theta (Kg m3)

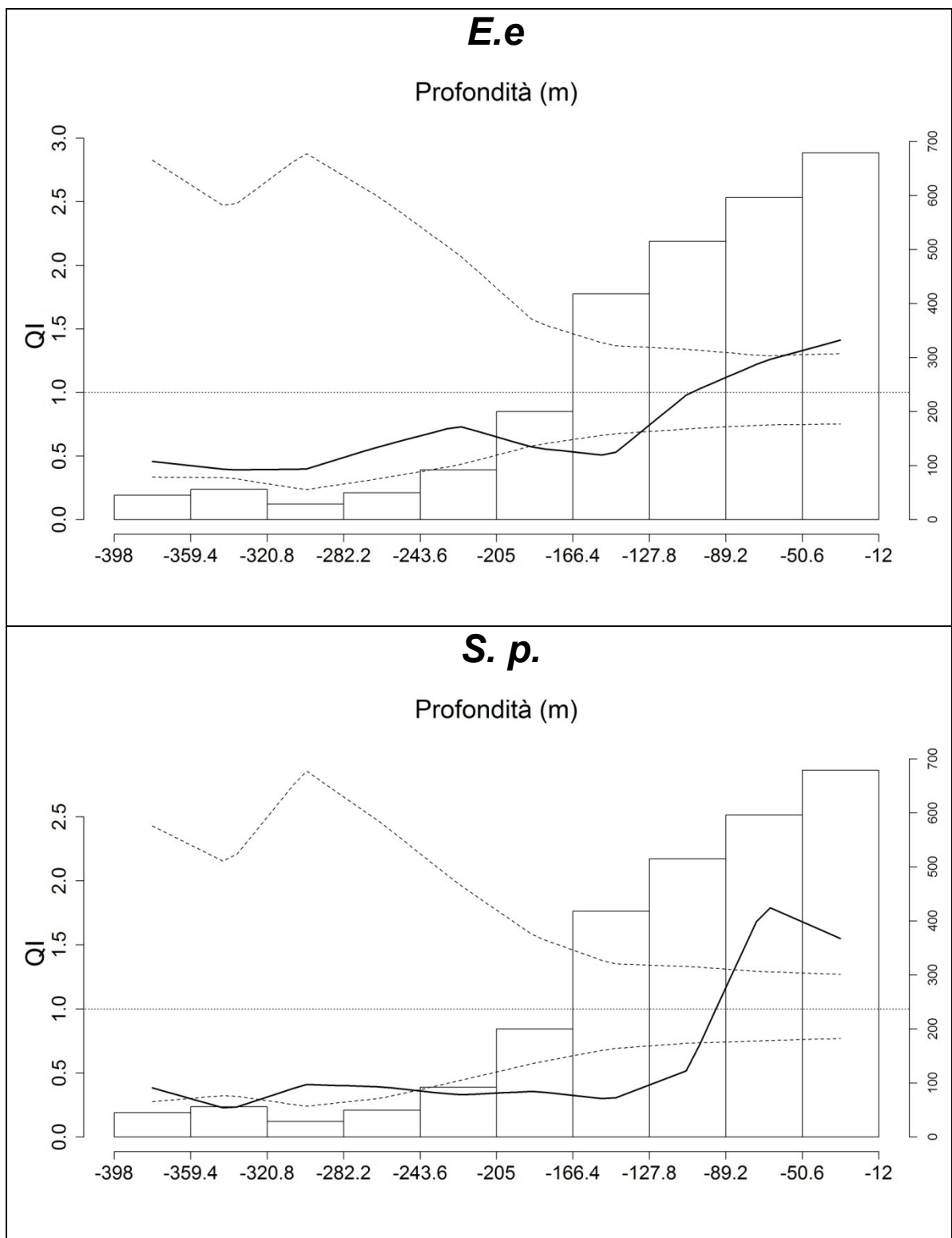


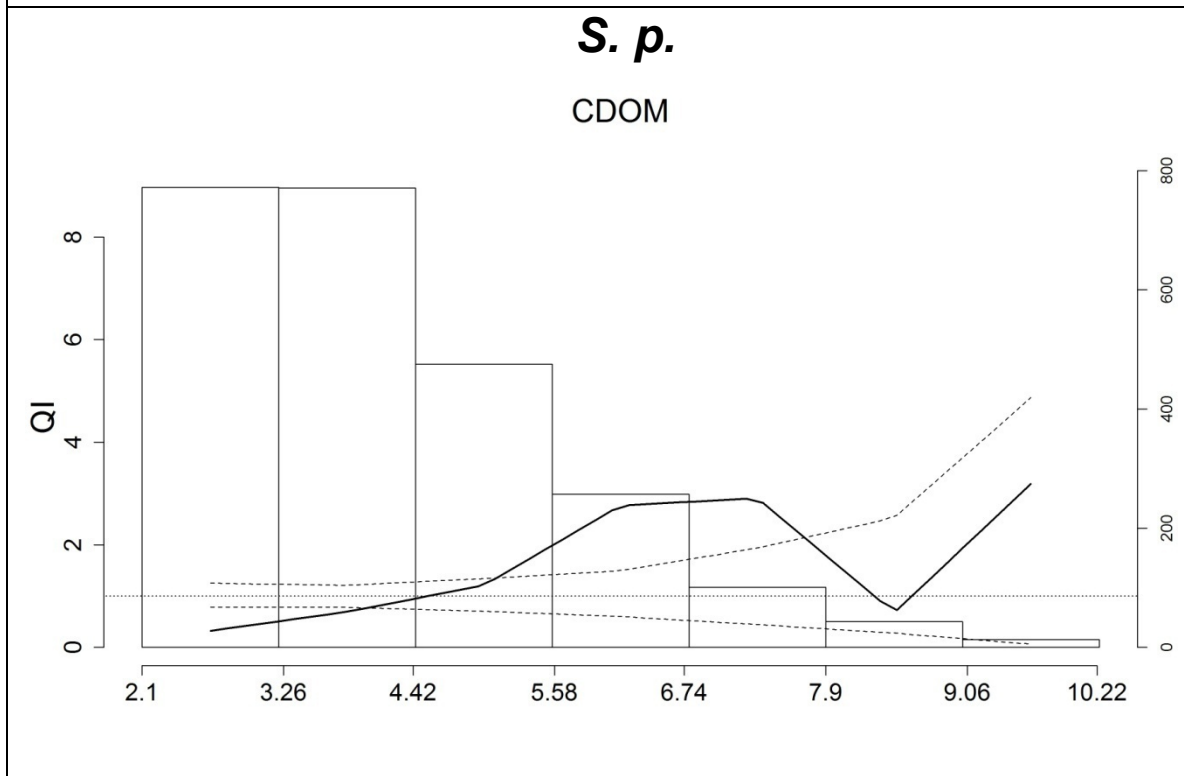
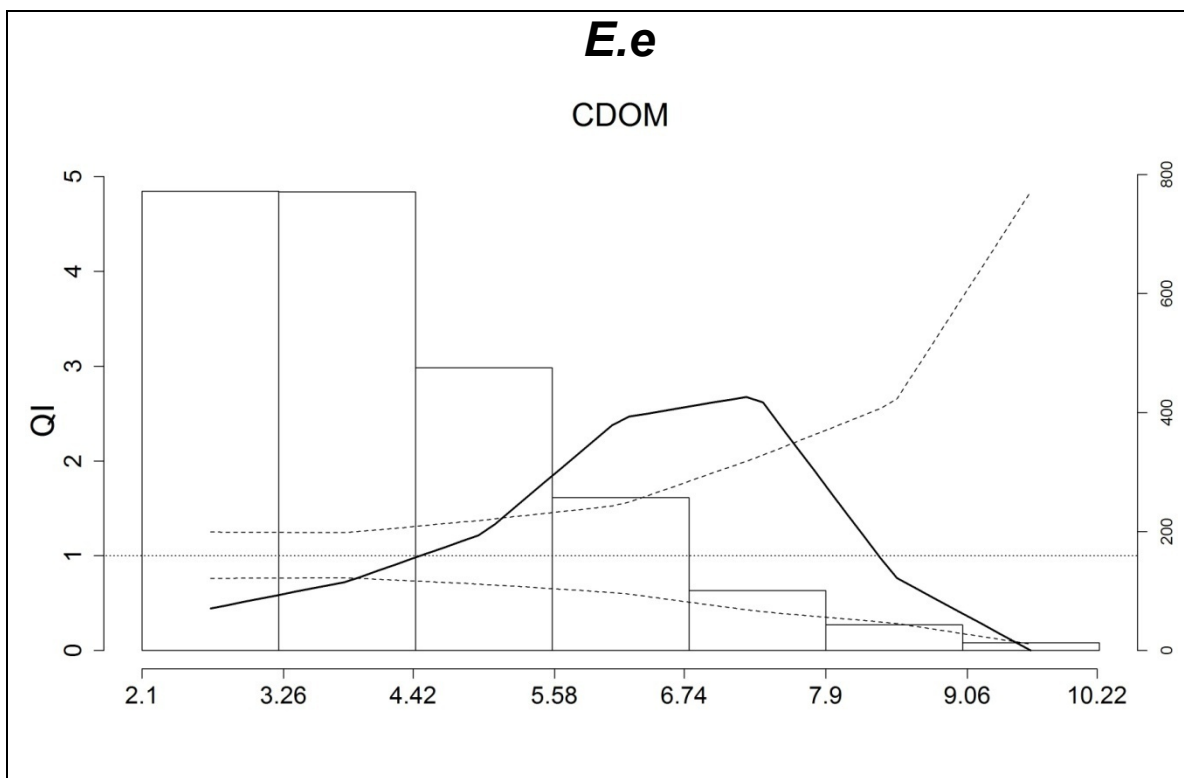
S. p.

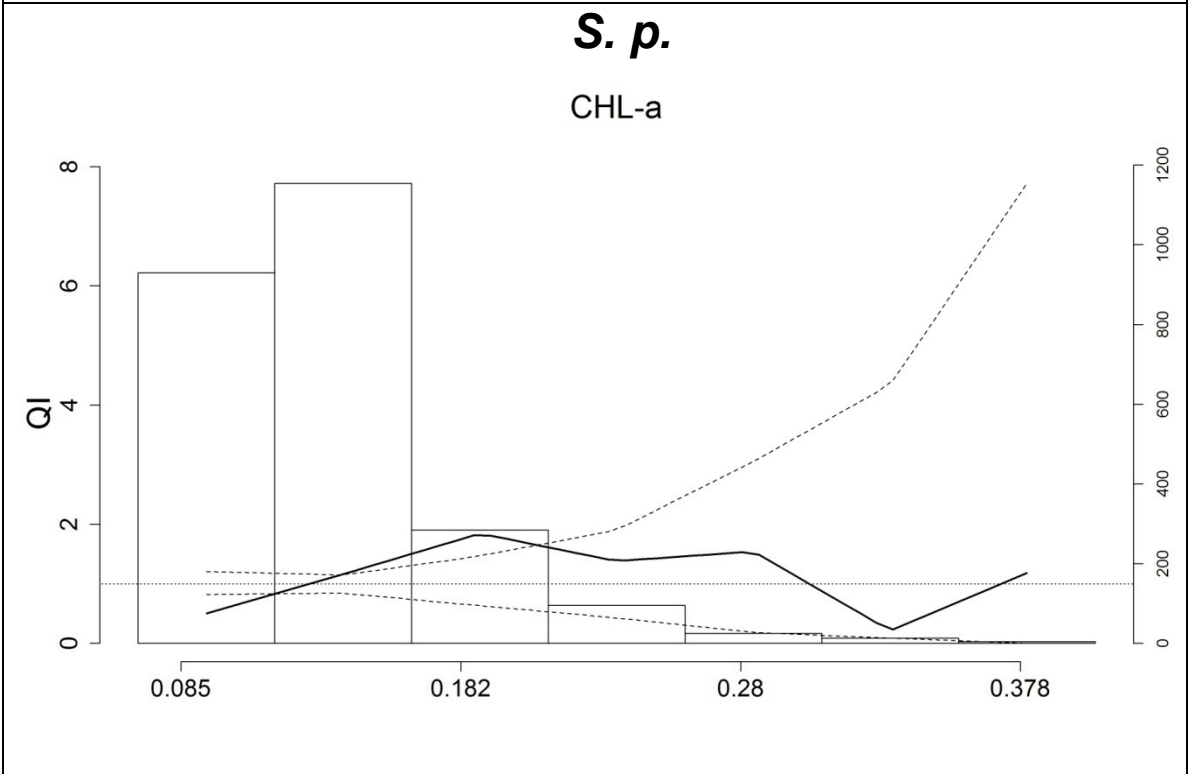
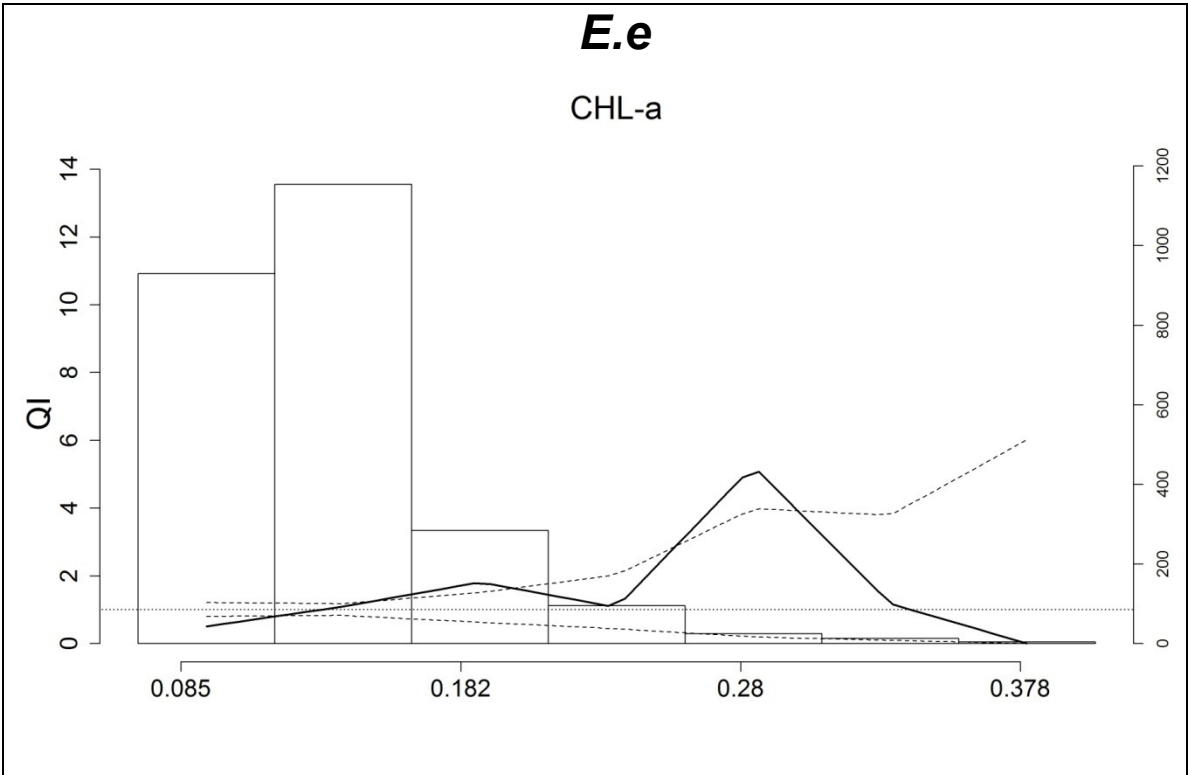
BL sigma-theta (Kg m3)

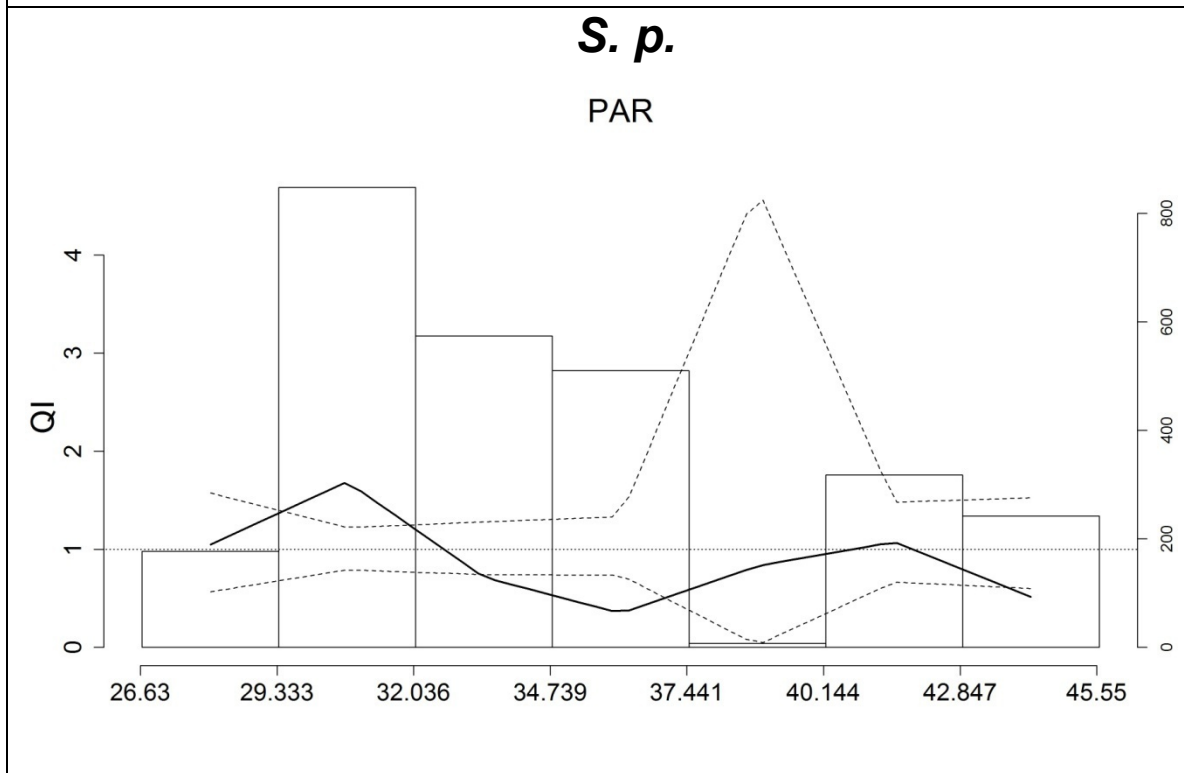
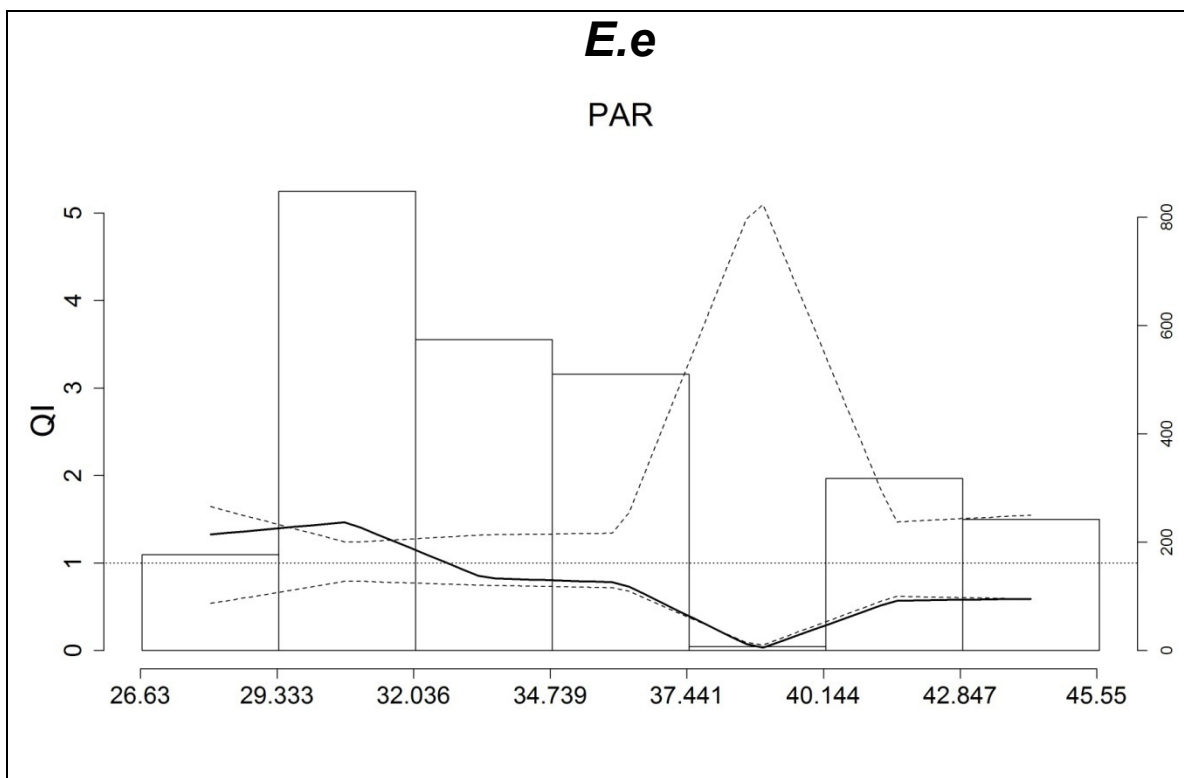


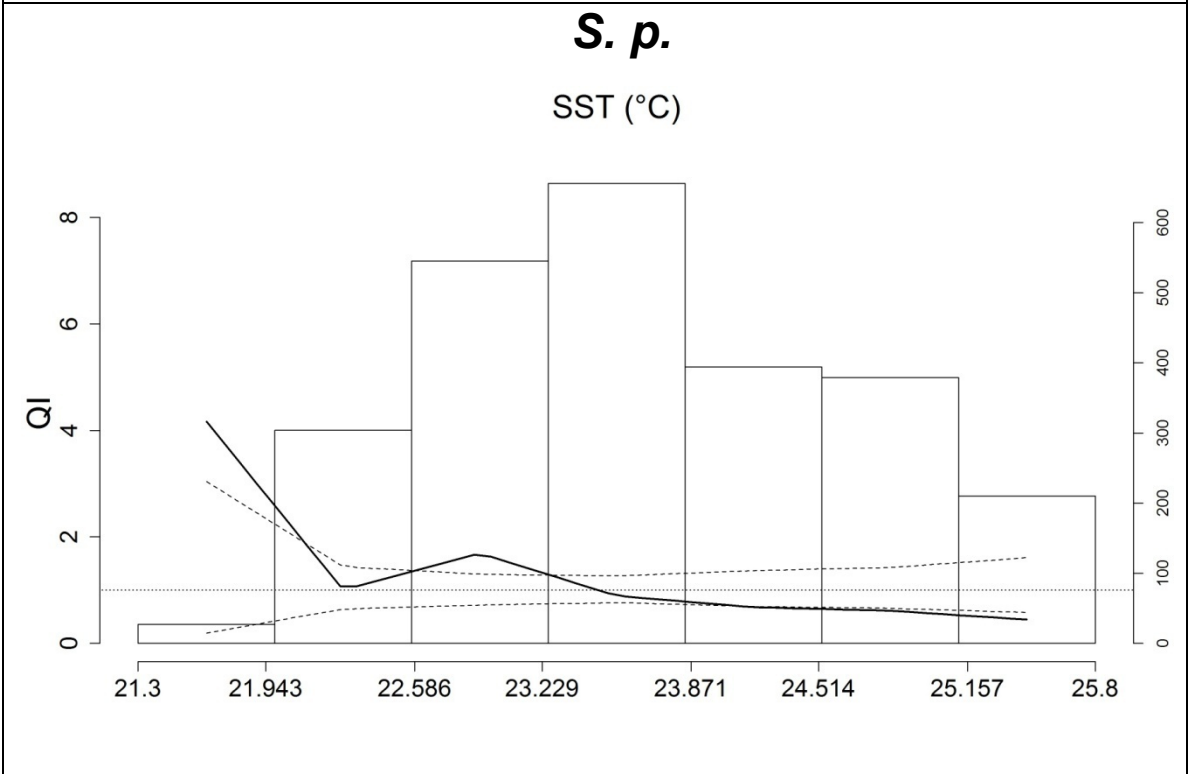
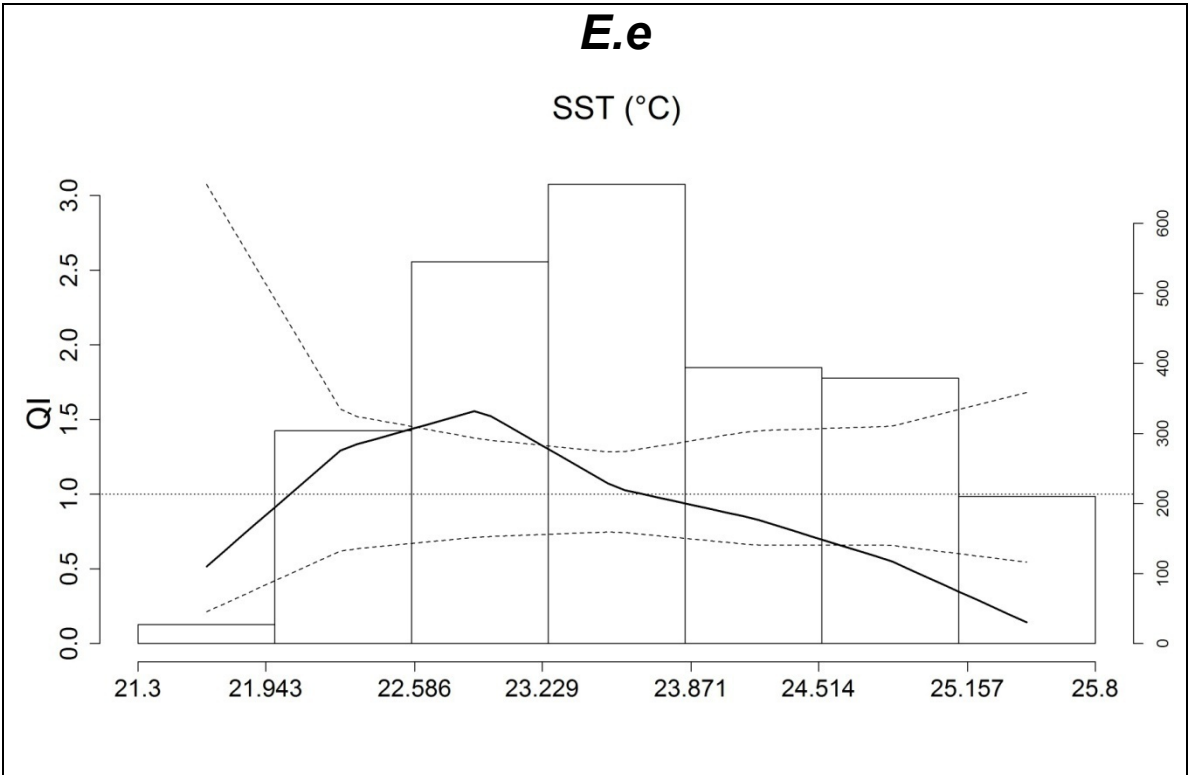
Periodo autunnale

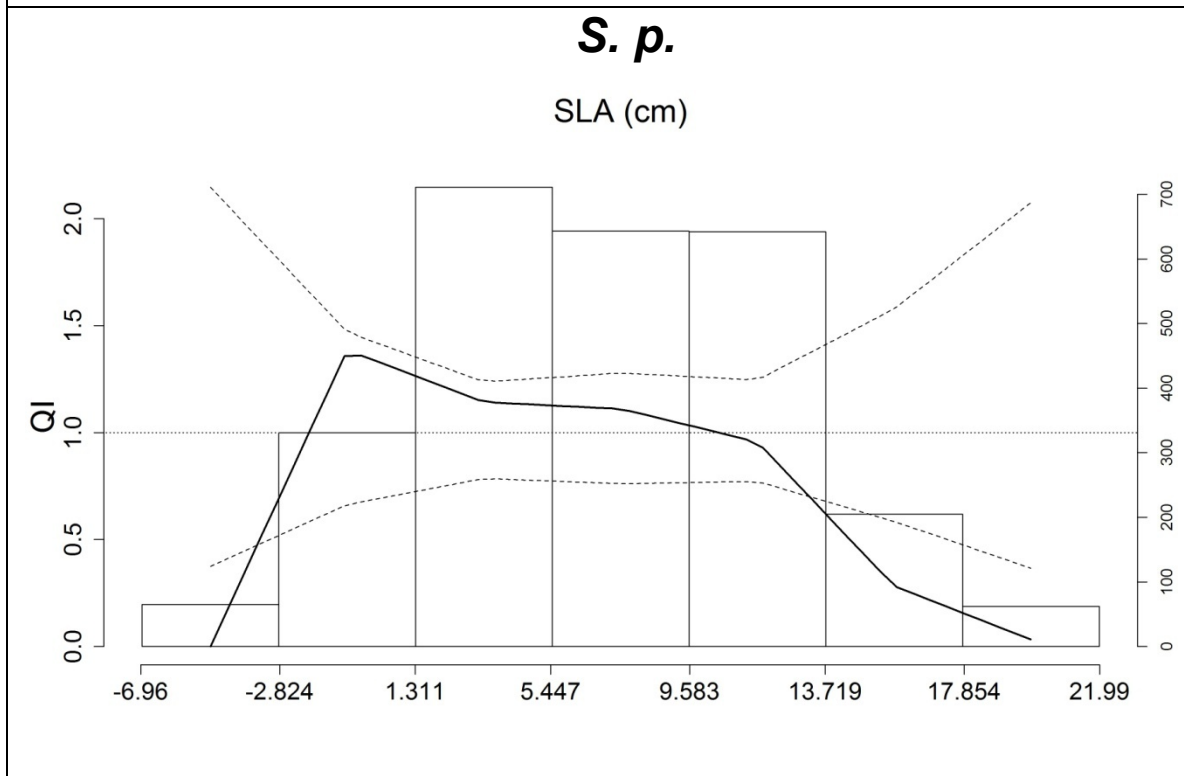
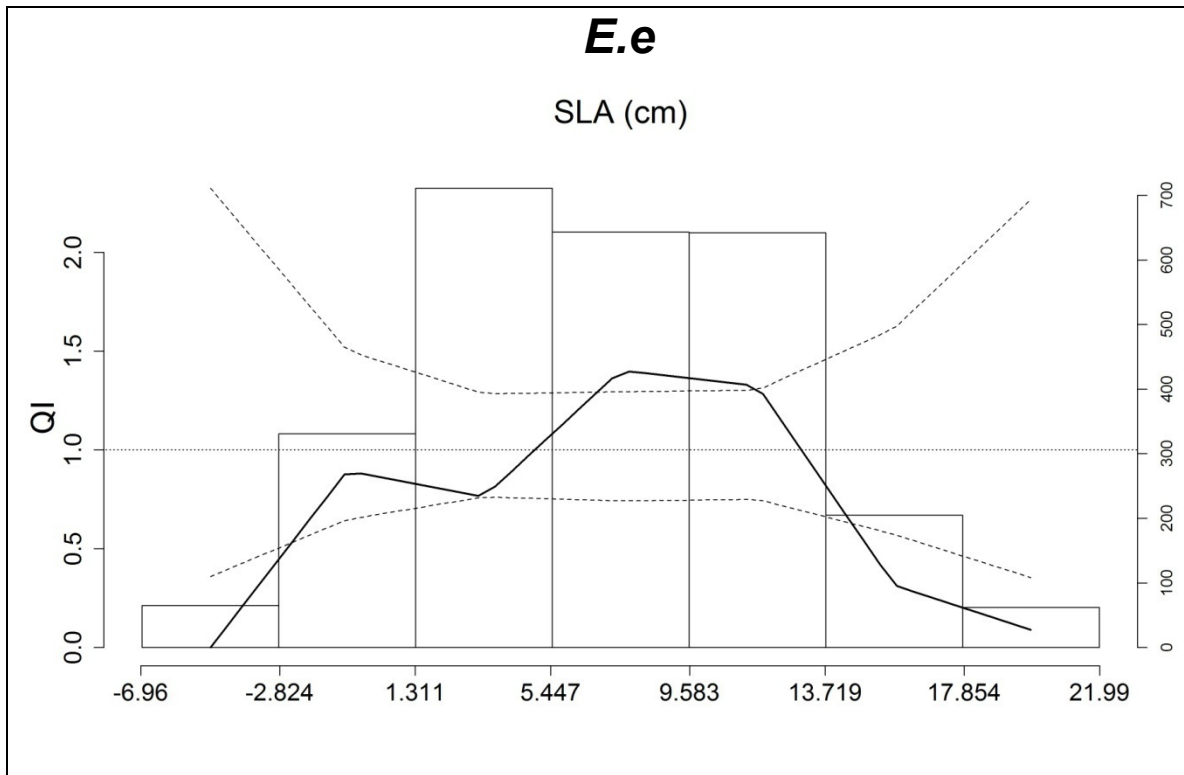












Bibliografía

Bakun, A. 1996. Patterns in the Ocean: Ocean Processes and Marine Population Dynamics. University of California Sea Grant, San Diego, California, USA, in cooperation with Centro de Investigaciones Biológicas de Noroeste, La Paz, Baja California Sur, Mexico. 323 pp.

Barange, M., Coetzee, J. C., and Twatwa, N. M. (2005). Strategies of space occupation in anchovy and sardine in the southern Benguela: the role of stock size and intra-species competition. e ICES Journal of Marine Science, 62: 645e654.

Barange M., Coetzee J., Takasuka A., Hill K., Gutierrez M., Oozeki Y., van der Lingen C., Agostini V. (2009). Habitat expansion and contraction in anchovy and sardine populations. Progress in Oceanography 83 (2009) 251–260

Barange, M., Bernal, M., Cercole, M.C., Cubillos, L., Cunningham, C.L., Daskalov, G.M., de Oliveira, J.A.A., Dickey-Collas, M., Hill, K., Jacobson, L., Køster, F.W., Masse, J., Nishida, H., Ñiquen, M., Oozeki, Y., Palomera, I., Saccardo, S.A., Santojanni, A., Serra, R., Somarakis, S., Stratoudakis, Y., van der Lingen, C.D., Uriarte, A. & Yatsu, A., (2009). Current trends in the assessment and management of stocks. In: Checkley, D., Roy, C., Oozeki, Y., Alheit, J. (Eds.), Climate Change and Small Pelagic Fish Stocks. Cambridge University Press, pp. 191–255.

Bellier, E., Planque, B. and Petitgas, P. (2007) Historical fluctuations in spawning location of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) and sardine (*Sardina pilchardus*) in the Bay of Biscay during 1967–73 and 2000–2004. *Fish Oceanogr.* **16**: 1-15.

Bernal M., Stratoudakis Y., Coombs S., Angelico M.M., Lago de Lanzo A., Porteiro C., Sagarminaga Y., Santos M., Uriarte A., Cunha E., Valde's L., Borchers D. (2007). Sardine spawning off the European Atlantic coast: Characterization of and spatio temporal variability in spawning habitat. *Progress in Oceanography* 74, 210–227

Bertrand, A., Segura, M., Gutiérrez, M., Vásquez, L., 2004. From small-scale habitat loopholes to decadal cycles: a habitat-based hypothesis explaining fluctuation in pelagic fish populations off Peru. *Fish and Fisheries* 5, 296–316.

Blaxter, J.H.S., (1969). Experimental rearing of pilchard larvae, *Sardina pilchardus*. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 49, 557–575.

Ciappa, A., Surface circulation patterns in the Sicily Channel and Ionian Seas revealed by MODIS chlorophyllimagesfrom2003to2007. *Continental Shelf Research* 29 (2009) 2099–2109

Dingsør, G.E., Ciannelli, L., Chan, K.S., Ottersen, G., Stenseth, N.C., 2007. Density dependence and density independence during the early life stages of four marine fish stocks. *Ecology* 88, 625–634.

Drago, A., Sorgente, R., Olita, A. 2010. Sea temperature, salinity and total velocity climatological fields for the south-central Mediterranean Sea. GCP/RER/010/ITA/MSM-TD-14. *MedSudMed Technical Documents*, 14: 35 pp.

FAO, 2007. The State of World Fisheries and Aquaculture. Rome, Italy. 162 p.
Tregenza , T., 1995 - Building on the ideal free distribution. - Advances in Ecological Research 26

Fauchald, P., Erikstad, K.E., Skarsfjord, H., 2000. Scale-dependent predator–prey interactions: the hierarchical spatial distribution of seabirds and prey. *Ecology* 81, 773–783.

Giannoulaki, M., Machias, A., Somarakis, S., Timenides, N. (2005) The spatial distribution of anchovy and sardine in the northern Aegean Sea in relation to hydrographic regimes. *Belg. J. Zool.*, 135 (2) : 151-156

Giannoulaki M., Machias A., Koutsikopoulos C., Somarakis S. 2006. The effect of coastal topography on the spatial structure of anchovy and sardine. – *ICES Journal of Marine Science*, 63: 650-662

Gutierrez, M., Swartzman, G., Bertrand, A., Bertrand, S., 2007. Anchovy (*Engraulis ringens*) and sardine (*Sardinops sagax*) spatial dynamics and aggregation patterns in the Humboldt current ecosystem, Peru, from 1983–2003. *Fisheries Oceanography* 16, 155–168.

Houghton, R. G. 1987. The consistency of the spatial distributions of young gadoids with time. *ICES CM1987/D:15*. Iles, T. D. and Sinclair, M. 1982. Atlantic herring, stock discreteness and abundance. *Science*, 215: 627–633.

Iles, T. D. and Sinclair, M. 1982. Atlantic herring, stock discreteness and abundance. *Science*, 215: 627–633.

Hilborn, R. and Walters, C. J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, New York. 570 pp.

Isaaks, E., Srivastava, R. M., An Introduction to Applied Geostatistics. Oxford University Press

Jacobson, L.D., De Oliveira, J.A.A., Barange, M., Cisneros-Mata, M., Felix-Uraga, R., Hunter, J.R., Kim, J.Y., Matsuura, Y., Ñiquen, M., Porteiro, C., Rothschild, B., Sanchez, R.P., Serra, R., Uriarte, A., Wada, T., 2001. Surplus production, variability, and climate change in the great sardine and anchovy fisheries. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58, 1891–1903.

Katara, I., Pierce, G. J., Illian, J., Scott, B. E. (2011) Environmental drivers of the anchovy/sardine complex in the Eastern Mediterranean. Hydrobiologia (2011) 670:49–65.

Leonart J., Maynou F. *Fish stock assessments in the Mediterranean: state of the art. Scientia Marina* 2003;67 (Supp. 1):37-49

MacCall, A.D., 1990. Dynamic Geography of Marine Fish Populations. University of Washington Press, Seattle. 153 pp.

MacCall, A. D. 1990. Dynamic geography of marine fish populations. University of Washington Press, Seattle. 153 pp.

Martín, P., Sabatés, A., Lloret, J., Martin-Vide, J., (2012). Climate modulation of fish populations: the role of the Western Mediterranean Oscillation (WeMO) in

sardine (*Sardina pilchardus*) and anchovy (*Engraulis encrasicolus*) production in the north-western Mediterranean. *Climatic Change* 110:925–939

Palomera I., Olivar M.P., Salat J., Sabatés A., Coll M., García A., Morales-Nin B., 2007. Small pelagic fish in the NW Mediterranean Sea: An ecological review. *Progress in Oceanography*, Volume 74, Issues 2–3, August–September 2007, 377-396

Patti, B.; Guisande, C.; Bonanno, A.; Basilone, G.; Cuttitta, A.; Mazzola, S.. Role of physical forcings and nutrient availability on the control of satellite-based chlorophyll a concentration in the coastal upwelling area of the Sicilian Channel. *Scientia Marina*, 74 30-08-2010.

Patti B., Quinci E.M., Bonanno A., Basilone G., Mazzola S. (2012) Stock assessment form 2012 for sardine (*Sardina pilchardus*) in GSA16,. SAC-GFCM Working group for small pelagic species.

Perry, R.I. & S.J. Smith (1994). Identifying habitat associations of marine fishes using survey data : An application to the Northwest Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51 : 589-602.

Petitgas, P., 1997. Sole egg distributions in space and time characterized by a geostatistical model and its estimation variance. *ICES Journal of Marine Science* 54, 213–225.

Petitgas, P., 1998. Biomass-dependent dynamics of fish spatial distributions characterized by geostatistical aggregation curves. *ICES Journal of Marine Science* 55, 443–453.

Petitgas, P., Reid, D., Carrera, P., Iglesias, M., Georgakarakos, S., Liorzou, B., and Masse', J. 2001. On the relation between schools, clusters of schools, and abundance in pelagic fish stocks. – ICES Journal of Marine Research, 58: 1150–1160.

Petitgas, P. 1997. Sole egg distributions in space and time characterized by a geostatistical model and its estimation variance. ICES Journal of Marine Science, 54: 213–225.

Petitgas, P. (1998). Biomass-dependent dynamics of fish spatial distributions characterized by geostatistical aggregation curves. ICES Journal of Marine Science 55, 443–453.

Plounevez S. and G. Champalbert. 2000. Diet, feeding behaviour and trophic activity of the anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.) in the Gulf of Lions (Mediterranean Sea), Oceanografica Acta 23(2): 175–192.

Rasoanarivo, R., Folack, J., Champalbert, G. et al. (1991) Relations entre les communautes phytoplanctoniques et l'alimentation des larves de *Sardina pilchardus* Walb. dans le golfe de Fos (Me'diterrane'e occidentale): influence de la lumie`re sur l'activite' alimentaire des larves. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 151, 83–92.

Rice, Jake. 1995. Food web theory, marine food webs, and what climate change may do to northern marine fish populations. In R.J. Beamish (ed) Climate Change and Northern Fish Populations, Rept.121, pg.561-568

Rivoirard, J., Simmonds, J., Foote, K., Fernandes, P. and Bez, N. 2000. Geostatistics for estimating fish abundance, Blackwell Science Ltd.

Santander, H., J. Alheit, A.D. MacCall, and A. Alamo. 1983. Egg mortality of the Peruvian anchovy (*Engraulis ringens*) caused by cannibalism and predation by sardines (*Sardinops sagax*). In G.D. Sharp and J. Csirke (eds.), Proceedings of the Expert Consultation to examine changes in abundance and species of neritic fish resources. San Jose, Costa Rica, April 18-29, 1983. FAO Fish. Rep. 291 (3):1011-1025.

Shepherd, T.D., Litvak, M.K., 2004. Density-dependent habitat selection and the ideal free distribution in marine fish spatial dynamics: considerations and cautions. *Fish and Fisheries* 5, 141–152.

Simmonds, J., MacLennan, D., 2005. Fisheries acoustics, theory and practice, second ed. Blackwell Publishing, Oxford. 437 pp.

Stenseth, N.C., Mysterud, A., Ottersen, G., Hurrell, J.W., Chan, K.S., Lima, M., 2002. Ecological effects of climate fluctuations. *Science* 297, 1292–1296.

Schwartzlose, R.A., Alheit, J., Bakun, A., Baumgartner, T.R., Cloete, R., Crawford, R.J.M., Fletcher, W.J., Green-Ruiz, Y., Hagen, E., Kawasaki, T., Lluch-Belda, D., Lluch-Cota, S.E., MacCall, A.D., Matsuura, Y., Nevárez-Martínez, M.O., Parrish, R.H., Roy, C., Serra, R., Shust, K.V., Ward, M.N., Zuzunaga, J.Z., 1999. Worldwide large-scale fluctuations of sardine and anchovy populations. *South African Journal of Marine Science* 21, 289–347.

Tamdrari, H., Castonguay, M., Brethes, J-C., and Duplisea, D. 2010. Density-independent and –dependent habitat selection of Atlantic cod (*Gadus morhua*) based on geostatistical aggregation curves in the northern Gulf of St Lawrence. – ICES Journal of Marine Science, 67: 1676–1686.

Tudela S., I. Palomera and G. Quilez. 2002. Feeding of anchovy *Engraulis encrasicolus* larvae in the northwest Mediterranean. Journal of Marine Biological Association UK 82: 349-350.

Vasilis D. Valavanis , Graham J. Pierce , Alain F. Zuur , Andreas Palialexis , Anatoly Saveliev , Isidora Katara ,Jianjun Wang. Modelling of essential fish habitat based on remote sensing, spatial analysis and GIS. Hydrobiologia (2008) 612:5–20

Walline, P. D. (2007). Geostatistical simulations of eastern Bering Seawalleye pollock spatial distributions, to estimate sampling precision. ICES Journal of Marine Science, 64: 559–569.

Wuillez, M., Rivoirard, J., and Fernandes, P. G. (2009). Evaluating the uncertainty of abundance estimates from acoustic surveys using geostatistical simulations. – ICES Journal of Marine Science, 66: 000–000.