



UNIVERSITÀ POLITECNICA DELLE MARCHE
DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA VITA E
DELL'AMBIENTE

Laurea magistrale in Biologia marina

**Dinamica ecologica nella comunità dei
pesci piatti in alto Adriatico: un'indagine
sui cambiamenti di regime**

*Ecological dynamics of the flatfish
community in the northern Adriatic: an
investigation of regime shifts*

Relatore:

Prof. Emanuela Fanelli

Laureando:

Simone Lizzi

Correlatore:

Dr. Giuseppe Scarcella

Anno Accademico 2023 / 2024

Abstract

Marine ecosystems are subject to significant anthropogenic pressures, such as intensive fishing and climate change, which can induce regime shifts. These shifts are drastic, nonlinear, and discontinuous transitions characterized by hysteresis, a phenomenon where a system, once altered by external pressures, cannot return to its previous state even after the pressures are removed. Therefore, it is essential to understand, anticipate, and prevent such regime shifts for the sustainable management of marine ecosystems. In this thesis, biomass index data of species caught during the “SoleMon” fishing campaign (*Arnoglossus laterna*, *A. thori*, *Buglossidium luteum*, *Citharus linguatula*, *Microchirus variegatus*, *Pegusa impar*, *Scophthalmus rhombus*, and *Solea solea*) were used to analyze the dynamics of flatfish communities in the northern Adriatic Sea and to determine if they have undergone regime shifts. Among the species analyzed, *S. solea* is the only one that showed a positive change over time, shifting from low to high biomass values in 2013. This change was identified as a regime shift, verified through i) the bimodality of the state variable; ii) hysteresis, interpolating the biomass data of *S. solea*, fishing capacity, and Po River flow; iii) the nonlinearity of the variables through the tGAM model (threshold-Generalised Additive Model). The latter allows for identifying the threshold value of fishing capacity ($3.4 \cdot 10^7$) in the relationship between the Po River flow and the biomass indices of *S. solea*. This model revealed that, despite an initial reduction in fishing capacity over the years,

the biomass of *S. solea* did not show an immediate recovery, also responding negatively to the Po River flow. However, once fishing capacity fell below ($3.4 \cdot 10^7$), a sudden increase in *S. solea* biomass was observed, supported by the renewed positive relationship with the Po River flow. Another variable considered is the bottom temperature, which showed a linear relationship with the biomass of *S. solea*. Specifically, as temperature increased over years, an increase in biomass values was observed. Consequently, the interaction between decreased fishing capacity, Po River flow, and rising bottom temperatures has favoured a positive regime shift for this species.

Riassunto

Gli ecosistemi marini sono soggetti a significative pressioni antropogeniche, come la pesca e i cambiamenti climatici, che possono indurre cambiamenti di regime. Questi cambiamenti sono transizioni drastiche, non lineari e discontinue, caratterizzati da isteresi, ovvero un fenomeno per cui un sistema, una volta alterato da pressioni esterne, non riesce a tornare al suo stato precedente anche dopo la rimozione delle pressioni. Pertanto, è fondamentale comprendere, anticipare e prevenire tali cambiamenti di regime per una gestione sostenibile degli ecosistemi marini. In questa tesi sono stati utilizzati dati degli indici di biomassa delle specie pescate durante la campagna di pesca “SoleMon” (*Arnoglossus laterna*, *A. thori*, *Buglossidium luteum*, *Citharus linguatula*, *Microchirus variegatus*, *Pegusa impar*, *Scophthalmus rhombus* e *Solea solea*) al fine di analizzare le dinamiche delle comunità di pesci piatti nell’alto Adriatico e comprendere se abbiano subito cambiamenti di regime. Tra le specie analizzate, *S. solea* è l’unica che ha mostrato un cambiamento positivo nel tempo, passando da valori bassi a valori alti di biomassa nel 2013. Questo cambiamento è stato identificato come un cambiamento di regime, verificato attraverso: i) la bimodalità della variabile di stato; ii) l’isteresi, interpolando i dati di biomassa di *S. solea*, con la capacità di pesca e la portata del Po; iii) la non linearità delle variabili tramite il modello tGAM (Modello Additivo Generalizzato con soglia). Quest’ultimo consente di identificare il valore soglia della capacità di pesca

($3.4 \cdot 10^7$) nella relazione tra la portata del Po e gli indici di biomassa di *S. solea*. Tale modello ha rivelato che, nonostante una riduzione iniziale della capacità di pesca negli anni, la biomassa di *S. solea* non ha mostrato un recupero immediato, rispondendo anche in modo negativo alla portata del Po. Tuttavia, una volta che la capacità di pesca è scesa al di sotto di $3.4 \cdot 10^7$ si è osservato un aumento improvviso della biomassa di *S. solea*, supportato dalla rinnovata relazione positiva con la portata del Po. Un'altra variabile considerata è la temperatura del fondale, che ha mostrato una relazione lineare con la biomassa di *S. solea*. In particolare, all'aumentare della temperatura negli anni si osserva un incremento dei valori di biomassa. Di conseguenza, l'interazione tra la diminuzione della capacità di pesca, la portata del Po e l'aumento delle temperature del fondale ha favorito un cambiamento di regime positivo per questa specie.

Indice

1. Introduzione.....	1
1.1 Gli ecosistemi marini attuali.....	1
1.2 Pressioni antropiche ed i principali impatti sugli ecosistemi marini	2
1.2.1 La pesca	2
1.2.1.1 Gestione della pesca.....	4
1.2.2 I cambiamenti climatici	5
1.3 Cambiamenti di regime	6
1.4 Mare Adriatico.....	10
1.4.1 Modifiche ecosistemiche nell'Adriatico Settentrionale	14
1.4.1.1 La pesca in Adriatico	15
1.4.1.2 Cambiamenti climatici in Adriatico	16
1.5 Pesci piatti in alto Adriatico	18
1.6 Obiettivi della tesi.....	19
2. Materiali e metodi.....	21
2.1 Progetto SoleMon: campagna di pesca a strascico con rapido	21
2.1.1 Caratteristiche dell'imbarcazione e dell'attrezzo di pesca	22
2.1.2 Posizione delle stazioni e metodo di campionamento.....	23

2.1.3	Raccolta dei dati	25
2.2	Selezione delle specie.....	26
2.3	Preparazione dei dati delle specie ittiche	31
2.4	Dati accessori.....	32
2.4.1	Dati ambientali.....	32
2.4.2	Dati di capacità di pesca	35
2.5	Analisi delle dinamiche temporali.....	36
2.5.1	Serie temporali delle specie	36
2.5.2	Heatmap.....	37
2.5.3	Analisi delle Componenti Principali (PCA)	38
2.6	Analisi per l'identificazione dei cambiamenti di regime	39
2.6.1	Analisi del punto di cambio.....	40
2.6.1.1	Bayesian change point.....	40
2.6.1.2	Change Point Analysis	41
2.6.2	Analisi della distribuzione della variabile di stato	41
2.6.3	Isteresi.....	41
2.6.4	Modelli lineari	42
2.6.5	Modello Additivo Generalizzato con Soglia (tGAM).....	44
3.	Risultati.....	47

3.1	Serie temporali delle specie.....	47
3.2	Heatmap.....	48
3.3	Analisi delle Componenti Principali (PCA).....	50
3.4	Analisi per l'identificazione dei cambiamenti di regime	53
3.4.1	Bayesian Change Point e Change Point Analysis	54
3.4.2	Analisi della distribuzione della variabile di stato	55
3.4.3	Isteresi.....	56
3.4.4	Modello lineare.....	59
3.4.5	Modello Additivo Generalizzato con Soglia (tGAM).....	62
4.	Discussione.....	66
5.	Conclusioni.....	72
	Appendice.....	74
	Referenze bibliografiche	76

1. Introduzione

1.1 Gli ecosistemi marini attuali

Il costante cambiamento ambientale ha profondamente influenzato la storia geologica della Terra, modellando la vita attraverso i suoi 4,5 miliardi di anni di esistenza (1). L'alternanza tra episodi glaciali e interglaciali, l'attività tettonica e le variazioni nella chimica atmosferica e oceanica hanno causato cinque estinzioni di massa nei recenti 500 milioni di anni. Questi eventi catastrofici, che hanno portato all'estinzione di oltre il 75% del biota esistente in meno di 2 milioni di anni, hanno determinato significative ristrutturazioni degli ecosistemi su scala globale (2). Tuttavia, l'inizio della rivoluzione industriale nel XIX secolo ha introdotto l'attività umana come un nuovo e potente agente di cambiamento ambientale. Questa attività antropica ha sovrapposto i suoi effetti ai cicli naturali, influenzando la biodiversità in modo significativo, soprattutto negli ultimi decenni.

I sistemi costieri, densamente popolati, sono particolarmente suscettibili all'impatto delle attività antropiche, poiché circa il 44% della popolazione mondiale risiede entro una distanza di 150 km dalla linea costiera. L'insediamento umano in queste regioni è strettamente connesso ai servizi ecosistemici forniti, inclusi il turismo, l'approvvigionamento alimentare, la protezione costiera e il sequestro di carbonio (3). Gli ecosistemi marini, essenziali per il benessere

dell'umanità, risultano particolarmente suscettibili agli impatti del cambiamento climatico e anche alla pesca, che rappresenta una delle principali fonti di impatto sulla biodiversità marina globale (4,5). Altre pressioni correlate all'attività antropica, come la distruzione degli habitat marini, l'inquinamento e la diffusione di specie aliene, minacciano l'equilibrio degli ecosistemi marini e la biodiversità (6,7).

1.2 Pressioni antropiche ed i principali impatti sugli ecosistemi marini

Gli ecosistemi marini sono soggetti a diverse pressioni antropiche che determinano impatti ambientali significativi. Tra questi, la pesca e i cambiamenti climatici rappresentano le minacce più rilevanti e meritano particolare attenzione.

1.2.1 La pesca

La pesca riveste un ruolo socioeconomico di fondamentale importanza ed è essenziale per la sussistenza di circa 600 milioni di persone nel mondo, fornendo oltre 20 kg di pesce pro capite all'anno, una quantità destinata a crescere ulteriormente nel prossimo decennio (8). Parallelamente, l'industria ittica costituisce una rilevante fonte di occupazione, coinvolgendo un contingente di 260 milioni di persone lungo la filiera dei prodotti ittici assumendo un forte ruolo economico (8). Sebbene contribuisca alla sicurezza alimentare e fornisca un importante ritorno economico, la pesca è un'attività che, se praticata in modo incontrollato, può avere conseguenze negative (9). Lo sfruttamento intensivo

delle risorse ittiche su scala globale ha raggiunto livelli critici nel corso degli anni. Le statistiche sulle catture ittiche mondiali evidenziano un aumento costante nel periodo compreso tra il 1950 e il 1990, con una crescita da 20 a 86 milioni di tonnellate (8). Le catture mondiali, nonostante l'innovazione tecnologica, sono arrivate ad un plateau da circa il 1990 e hanno subito una leggera decrescita, indice sia dell'efficacia delle misure di gestione messe in atto a livello globale, ma anche della riduzione drastica delle risorse marine.

La pesca comporta impatti significativi sugli ecosistemi marini, compromettendo l'equilibrio biologico degli oceani e minando la loro resilienza, con conseguenze negative per la sicurezza alimentare globale (9). È possibile distinguere gli impatti della pesca in diretti ed indiretti in base al tipo di attrezzo da pesca usato e agli effetti sulle risorse marine. L'impatto più evidente dell'attività di pesca è la rimozione di organismi marini e in particolare delle specie target. Tuttavia, la pesca può anche causare la morte o danni indiretti a specie non target (*bycatch*), tra cui altre specie di pesci, tartarughe marine, squali e mammiferi marini (10,11). Gli impatti indiretti invece includono la distruzione degli habitat marini attraverso pratiche come la pesca a strascico o l'uso di draghe, che alterano la struttura fisica degli habitat bentonici, rimuovendo specie caratteristiche come spugne, idrozoi, briozoi, ma anche alterando caratteristiche fisiche (12).

La crescita esponenziale delle attività di pesca ha portato al sovrasfruttamento delle risorse ittiche, fenomeno noto come *overfishing*, in molte aree del pianeta. Questa pratica non è sostenibile in quanto la velocità di consumo delle risorse supera la capacità di rigenerazione, compromettendo gravemente la loro stabilità e disponibilità nel lungo termine (13). Pertanto, è essenziale adottare una gestione sostenibile della pesca per preservare le risorse marine per le generazioni future e mantenere il ruolo cruciale dell'industria ittica nella sicurezza alimentare globale e nell'economia.

1.2.1.1 Gestione della pesca

L'importanza della pesca e le sfide ad essa collegate mettono in luce la necessità di adottare misure su scala globale per garantire una gestione sostenibile delle risorse ittiche. Questo richiede l'implementazione di pratiche basate su solide valutazioni scientifiche delle popolazioni ittiche e degli ecosistemi marini. Di conseguenza, è fondamentale comprendere i fenomeni di depensazione (*depensation*), ovvero la riduzione degli individui maturi in grado di riprodursi, che possono compromettere la capacità di recupero delle popolazioni a bassa densità (i.e., ridotta probabilità di fecondazione, habitat sfavorevoli, etc.). Inoltre, è importante condurre un monitoraggio regolare delle quantità di pesci presenti, dei tassi di riproduzione, del rapporto tra stock e reclutamento, e degli impatti ambientali derivanti dalle attività di pesca (14–16). Parallelamente, si rende necessaria l'identificazione e la protezione delle aree marine cruciali, come le

nursery di pesci e gli habitat critici, al fine di preservare la salute degli ecosistemi marini e conservare la biodiversità marina (8,14).

1.2.2 I cambiamenti climatici

Il cambiamento climatico indica le modificazioni a lungo termine delle temperature e dei modelli meteorologici globali, principalmente derivanti dalle attività umane. Queste modificazioni sono associate all'incremento dei fenomeni meteorologici estremi su scala globale, in relazione all'aumento di circa 1,1°C delle temperature globali rispetto all'epoca preindustriale (5). L'aumento della temperatura degli oceani è uno dei principali risultati dei cambiamenti climatici, ed influenza direttamente e indirettamente gli ecosistemi marini su scala spaziale (5,17,18). Questo aumento influisce direttamente sui processi fisiologici degli organismi marini, determinando variazioni nella distribuzione, nell'abbondanza, nei tassi di crescita e nella riproduzione delle specie, con effetti variabili basati sulla loro tolleranza termica (19,20). Inoltre, questi cambiamenti possono alterare significativamente la composizione delle comunità e le dinamiche delle interazioni trofiche, compromettendo le relazioni tra prede e predatori e favorendo specie più termofile a discapito di quelle più sensibili (21,22).

Indirettamente, l'aumento della temperatura degli oceani contribuisce alla diminuzione del livello di ossigeno nelle acque, il quale è ulteriormente compromesso dal fenomeno dell'eutrofizzazione (eccesso di nutrienti) causata principalmente dalle attività umane (5,18). La diminuzione dell'ossigeno disciolto

può generare aree ipossiche e anossiche, mettendo a rischio la sopravvivenza degli organismi marini. Un altro effetto dei cambiamenti climatici è l'acidificazione crescente degli oceani, derivante dall'assorbimento di biossido di carbonio (23). Questo fenomeno rappresenta una minaccia per le specie che formano gusci calcarei, come coralli, molluschi e alcune specie di plancton, compromettendo la loro crescita e riproduzione (24).

1.3 Cambiamenti di regime

Impatti antropogenici come la pesca e i cambiamenti climatici sono tra le cause principali di cambiamenti irreversibili degli ecosistemi e comunità, noti come “cambiamenti di regime” o “*tipping points*”, che possono danneggiare l'intero sistema socio-ecologico (25,26). I cambiamenti di regime sono definiti come “cambiamenti improvvisi e drammatici nella struttura e nella funzione di un sistema a causa dell'impatto di pressioni esterne”. Esistono almeno 3 tipologie di risposta di una variabile dello stato del sistema (solitamente biotica) ad una pressione esterna (variabile di controllo o *driver*) (27,28):

1. Il cambiamento di stato può avvenire in modo graduale e lineare, con una relazione diretta tra le condizioni ambientali e il livello della variabile ecosistemica. In questo caso, per ogni valore del *driver*, esiste un unico corrispondente livello della variabile di stato e, invertendo il *driver*, cioè, riducendo o eliminando la forzante esterna, il sistema ritorna al suo stato originale (Figura 1.1a) (29).

2. Un'altra possibilità è che, all'incremento della forzante esterna, il sistema reagisca seguendo una dinamica non lineare ma continua, inducendo un cambiamento brusco. Tuttavia, anche in questa situazione, esiste una corrispondenza univoca tra il *driver* e la variabile di stato, permettendo così al sistema di ripristinare lo stato iniziale invertendo il *driver* (Figura 1.1b) (29).
3. Infine, il sistema può mostrare una dinamica non lineare e discontinua tra la variabile di stato e di controllo. In questo scenario, il sistema inizialmente risulta resiliente, ovvero è in grado di assorbire i disturbi e conservare la propria struttura e funzionalità. Poi, in corrispondenza di una soglia o punto critico, il sistema subisce una transizione improvvisa verso una nuova configurazione. In questo caso, quando il *driver* viene invertito, il sistema non può ritornare al suo stato precedente seguendo la stessa traiettoria. In pratica, la transizione da uno stato all'altro segue configurazioni del sistema diverse rispetto a quelle osservate durante il ritorno dallo stato post-perturbazione a quello pre-perturbazione. Questo fenomeno, noto come isteresi, implica la presenza di due diversi livelli della variabile di stato associati a specifici livelli del *driver* (Figura 1.1c) (29).

Questa terza tipologia di dinamica, ovvero quella non lineare e discontinua è la rappresentazione di un cambiamento di regime. Oltre all'isteresi, un sistema che attraversa un cambiamento di regime presenta ulteriori caratteristiche distintive.

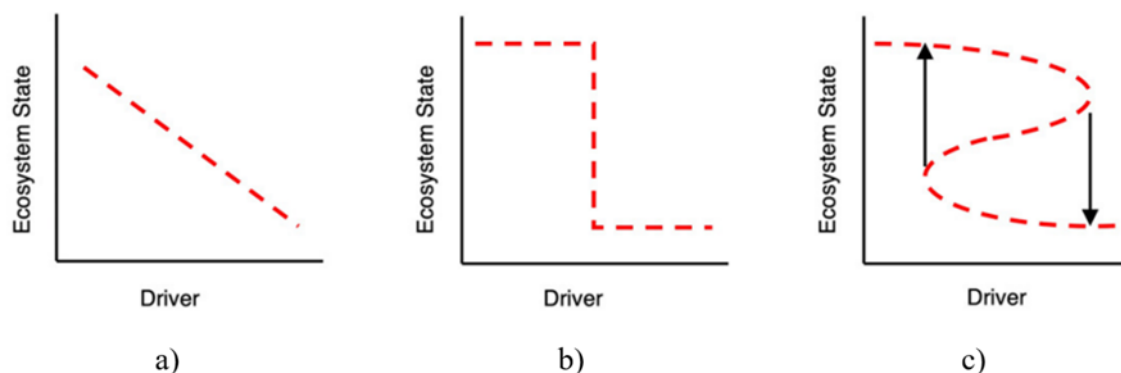


Figura 1.1 – Risposte di un sistema ad un driver da Sguotti et al., 2022 (29) . I grafici riportano sull’asse delle ascisse il driver, mentre sull’asse delle ordinate la variabile di stato. a) Relazione lineare e continua. b) Relazione non lineare ma continua. c) Relazione non lineare e discontinua, ovvero un cambiamento di regime.

In un ecosistema in prossimità di una soglia critica, la resilienza risulta molto bassa e la stabilità ridotta, rendendo l’ecosistema suscettibile ad un cambiamento di regime in risposta a piccole perturbazioni (30). Questo fenomeno è noto come “rallentamento critico” (30). Inoltre, in corrispondenza del punto critico, lo stato del sistema risulta di difficile individuazione in quanto altamente instabile (30,31). In aggiunta, a seguito del cambiamento di regime, il sistema si troverà in uno stato differente dal precedente. Di conseguenza, la distribuzione della variabile di stato passerà da unimodale a bimodale, con i due picchi che rappresentano i due stati del sistema (31). È importante segnalare che gli stati dei sistemi sono determinati da meccanismi di feedback, i quali sono processi che possono amplificare (feedback positivi) o contrastare (feedback negativi) le perturbazioni nel sistema, influenzandone la stabilità e la dinamica. Questi meccanismi determinano la capacità dell’ecosistema di resistere ai cambiamenti o di transitare verso nuovi stati di equilibrio (29).

Uno dei principali esempi di cambiamento di regime è la trasformazione da un sistema dominato da una barriera corallina, che fornisce diversi servizi ecosistemici, a un sistema in cui predominano le alghe, con una conseguente riduzione dei servizi ecosistemici. Attorno al 1980 molte barriere coralline caraibiche andarono incontro a questo tipo di dinamiche. L'aumento della pesca cominciò a ridurre considerevolmente la quantità di pesci erbivori delle barriere, che giocavano un ruolo fondamentale nel mantenere un buono stato ecosistemico nutrendosi delle alghe (32). Nonostante questo, inizialmente il sistema era in grado di mantenere il suo stato, ed era resiliente alle pressioni, grazie alla presenza di *Diadema antillarum*, un riccio che svolgeva la stessa funzione dei pesci erbivori (32). Tuttavia, il declino sempre più marcato dei pesci erbivori, in concomitanza con lo sversamento di nutrienti e quindi l'eutrofizzazione delle acque e un virus letale dei ricci portarono alla perdita di resilienza e ad una transizione improvvisa. Il sistema infatti cominciò ad essere dominato da alghe che, proliferando e attivamente occupando il substrato, impedirono l'accrescimento dei coralli (32). Questo nuovo sistema sviluppa nuovi meccanismi di feedback che stabilizzano il nuovo equilibrio e rendono estremamente difficile, nonostante eventuali misure di gestione, il ritorno allo stato originario del sistema. È importante sottolineare che tali cambiamenti si verificano in diverse tipologie di ecosistemi, come nelle foreste di *kelp* dell'oceano Pacifico, nelle popolazioni di pesci come il merluzzo o anche in ecosistemi complessi come nel caso del Mar Baltico e del Mar Adriatico (33–35). Capire, anticipare e prevenire i cambiamenti di regime è

fondamentale per gestire i nostri ecosistemi in maniera sostenibile e fronteggiare le pressioni antropiche.

1.4 Mare Adriatico

Prima di comprendere quali cambiamenti sono avvenuti nell'alto Adriatico, è importante conoscere le caratteristiche di questo mare.

Il Mar Adriatico (Figura 1.2), situato nella porzione centrosettentrionale del Mar Mediterraneo, può essere descritto come un bacino rettangolare di circa 800 km di lunghezza per 200 km di larghezza, con un'apertura unica attraverso il canale di Otranto largo 72 km (36). È suddiviso in tre regioni:

- L'Adriatico Settentrionale, la parte continentale più estesa del Mediterraneo, delimitata da una profondità di 100 metri e influenzata da significative immissioni fluviali;
- L'Adriatico Centrale, con una profondità media di circa 140 metri, si estende fino alla Soglia di Pelagosa (profondità di 170 m) e alla Fossa di Pomo (profondità media di circa 250 m);
- L'Adriatico Meridionale, che arriva fino alla congiungente Vieste-Spalato, è collegato al Mar Ionio attraverso lo Stretto di Otranto (profondità di 780 m) e include la Fossa dell'Adriatico Meridionale, la parte più profonda del mare con una profondità massima di 1270 m (37,38).

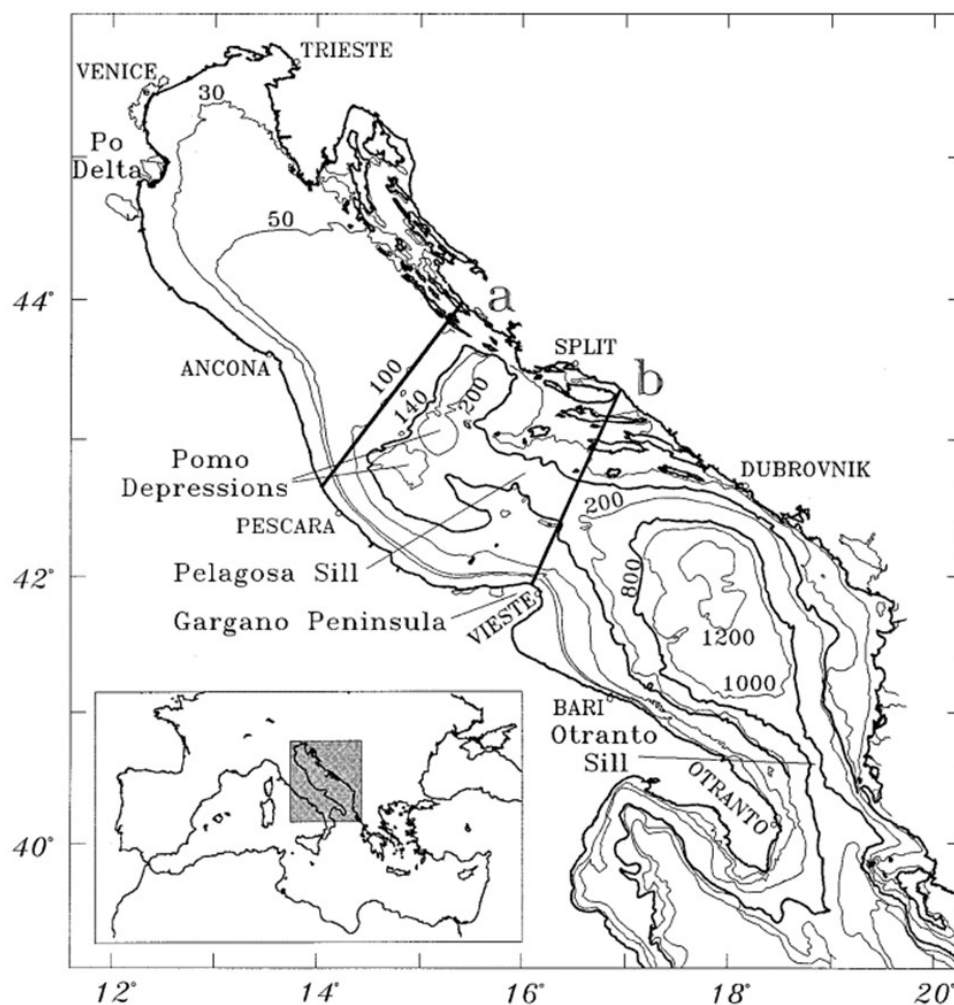


Figura 1.2 – Il Mare Adriatico da Ravioli et al., 2009 (38). Le linee a e b definiscono i bacini settentrionale, centrale e meridionale.

La costa occidentale dell'Adriatico è caratterizzata da basse alture e fondali sabbiosi, mentre quella orientale è frastagliata con molte isole e insenature (39). Sui fondali dell'Adriatico, prevalgono sedimenti fangoso-sabbiosi, estendendosi principalmente nel centro e nel sud del mare, oltre a zone specifiche come il canale dell'Adriatico nord-orientale e il Golfo di Trieste (39). I sedimenti fangosi sono presenti nell'Adriatico Settentrionale e in alcune aree limitate del centro e del sud (39).

Il Mar Adriatico riceve i principali apporti nutritivi da diverse fonti, tra cui il deflusso superficiale, le acque sotterranee, gli scarichi urbani e gli input eolici (40). Da nord a sud, si osserva un declino progressivo delle concentrazioni di nutrienti nello strato superficiale, accompagnato da una diminuzione dell'ampiezza del ciclo stagionale nelle regioni centrali e meridionali (40). In particolare, la regione settentrionale dell'Adriatico è principalmente soggetta all'influenza di processi costieri, i quali si distinguono per la presenza di valori medi di nutrienti superiori e una maggiore variabilità (40). Quest'area è suscettibile ai regimi dei venti e alle forzanti fluviali, con il *plume* del fiume Po che può estendersi fino alla costa adriatica orientale (41). I livelli di nutrienti sono influenzati principalmente dagli apporti fluviali, con un intenso sviluppo del fitoplancton in inverno e autunno. Il flusso dei fiumi adriatici, con particolare attenzione al Po nel nord e ai fiumi albanesi nel sud, insieme all'azione dei venti (Bora), modellano in modo sostanziale la circolazione marina (42). Quest'ultima, generalmente ciclonica, si articola in due correnti contrastanti (Figura 1.3): la *Eastern Adriatic Current* (EAC), che trasporta acque calde e salate dallo Stretto di Otranto verso nord-ovest lungo il margine orientale, e la *Western Adriatic Current* (WAC), che ha origine dal fiume Po e dagli altri deflussi fluviali, portando acque più diluite e cariche di sedimenti lungo la costa italiana verso sud (43). Nel periodo autunnale-invernale, il nord Adriatico può produrre acqua molto densa, conosciuta come *Northern Adriatic Dense Water* (NAdDW), che può

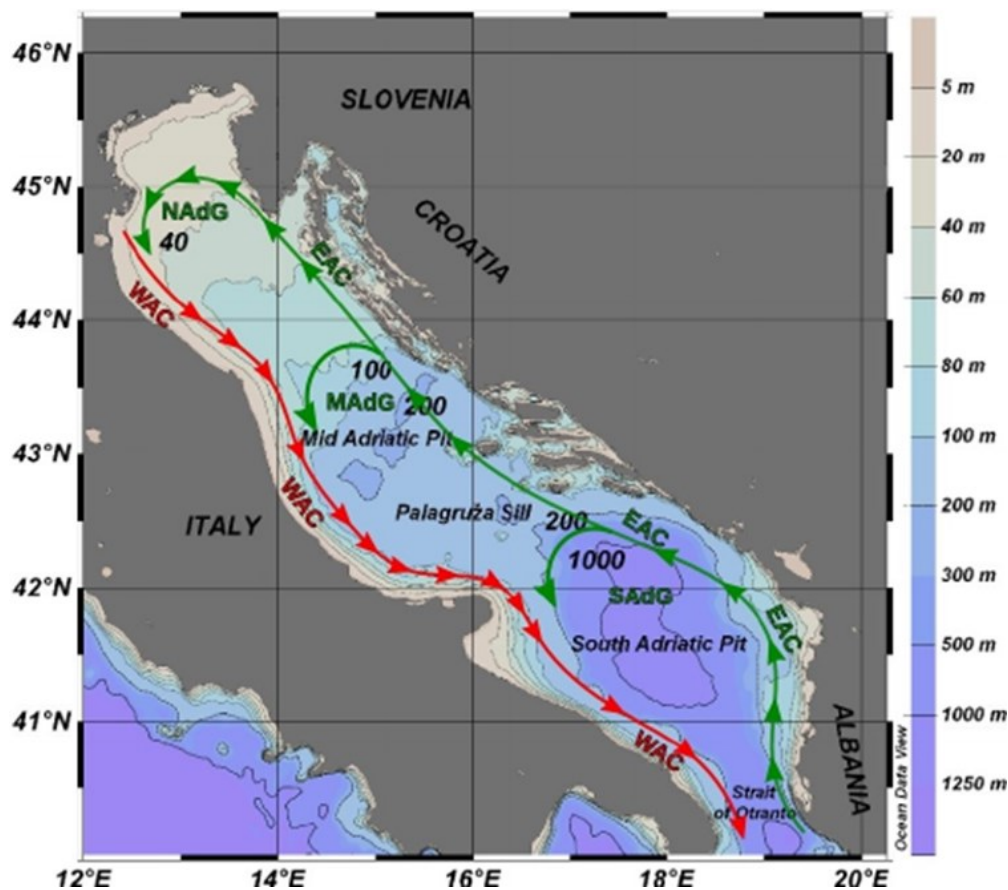


Figura 1.3 – Circolazione superficiale nel Mare Adriatico da Cushman-Roisin et al., 2001 (36). EAC: Eastern Adriatic Current; WAC: Western Adriatic Current; NAdG: North Adriatic Gyre; MAdG: Middle Adriatic Gyre; SAdG: South Adriatic Gyre.

contribuire alla formazione delle *Adriatic Bottom Water* (ABW), importanti per il rinnovo delle acque di fondo nell'intero bacino del Mediterraneo Orientale (43).

Le acque superficiali del Mar Adriatico mostrano un ciclo stagionale evidente con fluttuazioni termiche significative, superando i 10 °C (43). Durante l'estate, la temperatura si mantiene intorno ai 23-24 °C, sia lungo le coste che nelle zone marine aperte, mentre durante l'inverno, il rapido raffreddamento è dovuto principalmente ai venti freddi nord-orientali, con una differenza di temperatura di circa 8-10 °C tra le regioni settentrionali e meridionali (43). Questo determina un graduale aumento del gradiente di temperatura dalla costa occidentale verso

quella orientale. Nelle profondità della Fossa di Pomo, la temperatura rimane costante attorno a 11.5 °C, mentre nella Fossa dell'Adriatico Meridionale è intorno a 12 °C (43). La salinità nel Mar Adriatico mostra variazioni stagionali, principalmente a causa dell'aumento del deflusso fluviale. Il valore medio della salinità è di circa 38.3 psu, diminuendo da sud a nord e dal mare aperto alla costa (39). Inoltre, ci sono variazioni a lungo termine dovute allo scambio di masse d'acqua con il Mar Mediterraneo orientale.

1.4.1 Modifiche ecosistemiche nell'Adriatico Settentrionale

Negli ultimi 40 anni, la comunità ittica del Mare Adriatico Settentrionale ha subito significativi cambiamenti nella composizione delle specie. Le comunità ittiche, sia negli habitat demersali che in quelli pelagici, sono cambiate notevolmente. Si è osservato un declino delle specie di grandi dimensioni e a maturazione tardiva, particolarmente evidente negli anni '80, come gli elasmobranchi, mentre sono aumentate le specie più piccole e a maturazione precoce, principalmente specie demersali come le sogliole (*S. solea*) e le triglie di fango (*Mullus barbatus*), specie adattate a vivere sui fondali fangoso-sabbiosi (44,45). Per quanto riguarda la componente pelagica, i cambiamenti si sono verificati in specie di piccole e medie dimensioni, le sardine (*Sardina pilchardus*) sono diventate più abbondanti delle acciughe (*Engraulis encrasicolus*), anche se recentemente le sardine sono in diminuzione (34,44,45). Fattori come la pesca intensiva, l'aumento della temperatura e le variazioni nelle concentrazioni di nutrienti hanno influenzato significativamente la composizione delle specie sbarcate (44). Recentemente,

questi cambiamenti nella composizione sono stati interpretati come segnali di un cambiamento di regime nell'ecosistema dell'Adriatico Settentrionale (34).

1.4.1.1 La pesca in Adriatico

La pesca nell'Adriatico è essenziale per le economie locali, con particolare rilevanza nel Nord Adriatico, che rappresenta il bacino italiano con la maggiore pressione di pesca e risulta tra le aree più intensamente sfruttate del Mar Mediterraneo (46). Il pescato dell'Adriatico è incluso nella vasta area FAO 37, che comprende il Mar Mediterraneo e il Mar Nero. Questa regione è suddivisa dalla *General Fisheries Commission for the Mediterranean Sea* (GFCM), una agenzia regionale di gestione della pesca sotto l'egida delle FAO, in 30 sub-aree (*Geographical Sub Area* – GSA), con il Mar Adriatico che ricade nelle GSA 17 (alto e medio Adriatico) e GSA 18 (basso Adriatico) (Figura 1.4). La flotta di pesca nell'Adriatico è dominata da pescherecci di piccole dimensioni, rappresentando il 77,9%, seguiti da pescherecci di grandi dimensioni, con i pescherecci a strascico e strascico modificato (rapido) rappresentanti il 12,9%, della flotta e i pescherecci con reti a circuizione e da traino pelagici il 2,8% (46). Nonostante le imbarcazioni di minori dimensioni prevalgano, è da notare che i pescherecci a strascico contribuiscono significativamente ai profitti totali nell'Adriatico, generandone circa il 50% (46).

Come nel resto del mondo, anche nell'Adriatico il principale impatto sulla comunità ittica è rappresentato dalla sovrappesca. L'adozione di attrezzi e modalità di pesca più efficienti, come le reti a strascico denominate “rapidi” e le

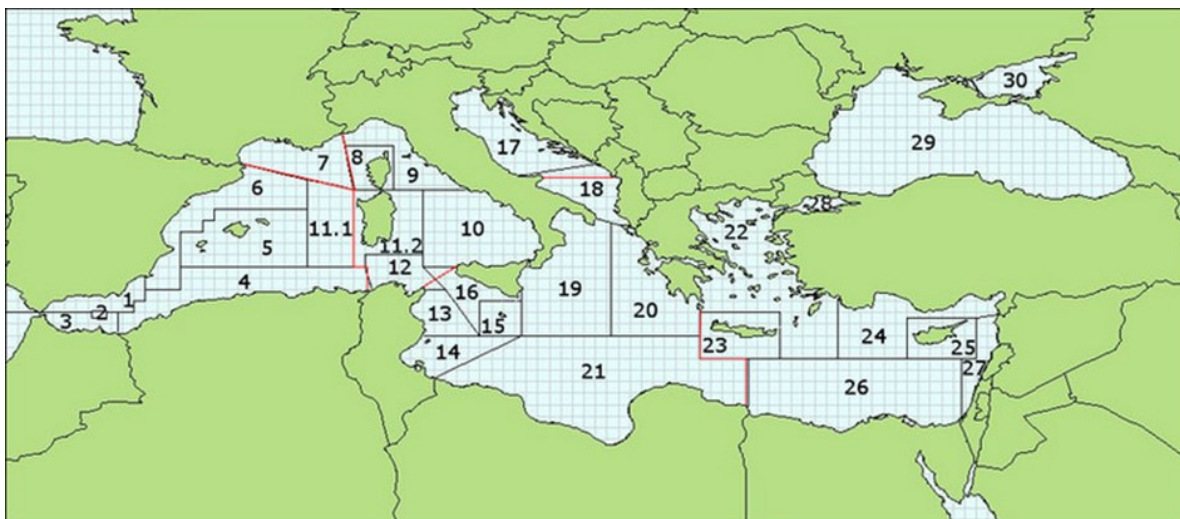


Figura 1.4 – Il Mar Mediterraneo suddiviso in 30 sub-aree (GSA) dalla GFCM.

draghe idrauliche, insieme alla modernizzazione delle flotte, ha portato, a partire dagli anni '80, a una drastica riduzione degli stock ittici (44,47). Inoltre, la pesca nell'Adriatico Settentrionale non presenta solo il problema dell'*overfishing*, ma anche quello delle catture accidentali (*bycatch*), come tartarughe ed elasmobranchi, e dei rigetti, che alterano la composizione delle specie presenti (46).

1.4.1.2 Cambiamenti climatici in Adriatico

L'Adriatico Settentrionale è soggetto a complesse interazioni climatiche stagionali, interannuali e pluridecennali che influenzano la circolazione marina e le comunità (48). I dati climatici evidenziano un aumento significativo della temperatura dell'aria in Europa, con una tendenza particolarmente accentuata dagli anni '80 (+0,4 °C/decennio) (49). Questo riscaldamento ha portato a una diminuzione delle precipitazioni, con conseguenze dirette sull'apporto fluviale, soprattutto con una riduzione delle portate del fiume Po, nei bacini dell'Adriatico

Settentrionale. Inoltre, il riscaldamento ha provocato un aumento della temperatura superficiale del mare nell'Adriatico Settentrionale, con una maggiore incidenza nell'Adriatico Settentrionale Occidentale, soprattutto in inverno e primavera (50).

La riduzione dell'apporto fluviale, combinata con le variazioni negli apporti antropici di nutrienti, ha alterato lo stato trofico dell'Adriatico. Dal 1986, si è osservata una diminuzione delle concentrazioni di fosfati (PO_4^{3-}) e un aumento di quelle di nitrati (NO_3^-) e silicati (SiO_4), in parte dovuto alla riduzione dei polifosfati nei detersivi (51,52). Le modifiche nella composizione dei nutrienti hanno contribuito al processo di oligotrofizzazione dell'ambiente marino (52,53). Una conseguenza diretta di queste trasformazioni è stata la riduzione della biomassa fitoplanctonica, principalmente a causa della diminuzione delle concentrazioni di fosforo totale, specialmente nell'area occidentale dell'Adriatico Settentrionale (52). Il complesso processo di oligotrofizzazione, in concomitanza con la pesca eccessiva, potrebbe generare un impatto significativo su vari livelli della rete trofica, mettendo a repentaglio la resilienza dell'ecosistema marino ricco di nutrienti del Mar Adriatico (52,53). Le variazioni climatiche e antropiche hanno notevolmente influenzato la dinamica dell'Adriatico Settentrionale, con impatti sulla distribuzione di nutrienti, la crescita del fitoplancton e la degradazione della sostanza organica, sottolineando la complessità delle interazioni in questo ecosistema marino.

1.5 Pesci piatti in alto Adriatico

I Pleuronectiformes, comunemente noti come pesci piatti, rappresentano un ordine di pesci caratterizzati da un corpo appiattito lateralmente, un adattamento evolutivo che consente loro di vivere sui fondali marini, mimetizzandosi efficacemente con l'ambiente circostante (54). I pesci piatti sono predatori bentonici che si nutrono di piccoli invertebrati e pesci. Il loro mimetismo serve non solo a sfuggire ai predatori, ma anche ad avvicinarsi alle prede senza essere rilevati (55). L'analisi dei dati sugli sbarchi della flotta di Chioggia, una delle più importanti del Mar Adriatico Settentrionale, evidenzia un chiaro aumento delle catture di pesci piatti, tra cui diverse specie appartenenti alla famiglia dei Soleidae (Figura 1.5) (56). Questi dati includono sia specie di rilevanza commerciale, come la sogliola comune *Solea solea*, sia specie non commerciali, come la sogliola adriatica *Pegusa impar*. Per ridurre l'impatto della pesca, sono state attuate misure di gestione per salvaguardare le aree di nursery delle specie target, quali il divieto di pesca entro le 3 miglia nautiche dalla costa, una chiusura stagionale (30-45 giorni) alla fine dell'estate e restrizioni spaziali (fino a 6 miglia nautiche dalla costa) per i 60-90 giorni successivi (57). Tuttavia, è importante considerare che le navi, soprattutto quelle della pesca artigianale, continuano a catturare esemplari giovanili di specie target nelle zone costiere e nel delta del Po. Tra queste specie, *S. solea* è particolarmente colpita, poiché molti degli esemplari catturati sono al di sotto della taglia minima di 20 cm. Questa pratica contribuisce a circa il 20-25% degli scarti totali nella prima metà dell'anno, influenzando negativamente la

popolazione complessiva di *S. solea* (58). Dal momento che nell'Adriatico i dati di sbarcato e le temperature sono in aumento e lo stato trofico sta cambiando, è fondamentale comprendere le dinamiche e i parametri che stanno influenzando i pesci piatti in questo mare. La domanda principale che emerge è: “Quali sono i fattori ambientali e gestionali che hanno determinato l'aumento degli sbarcati di queste specie?”

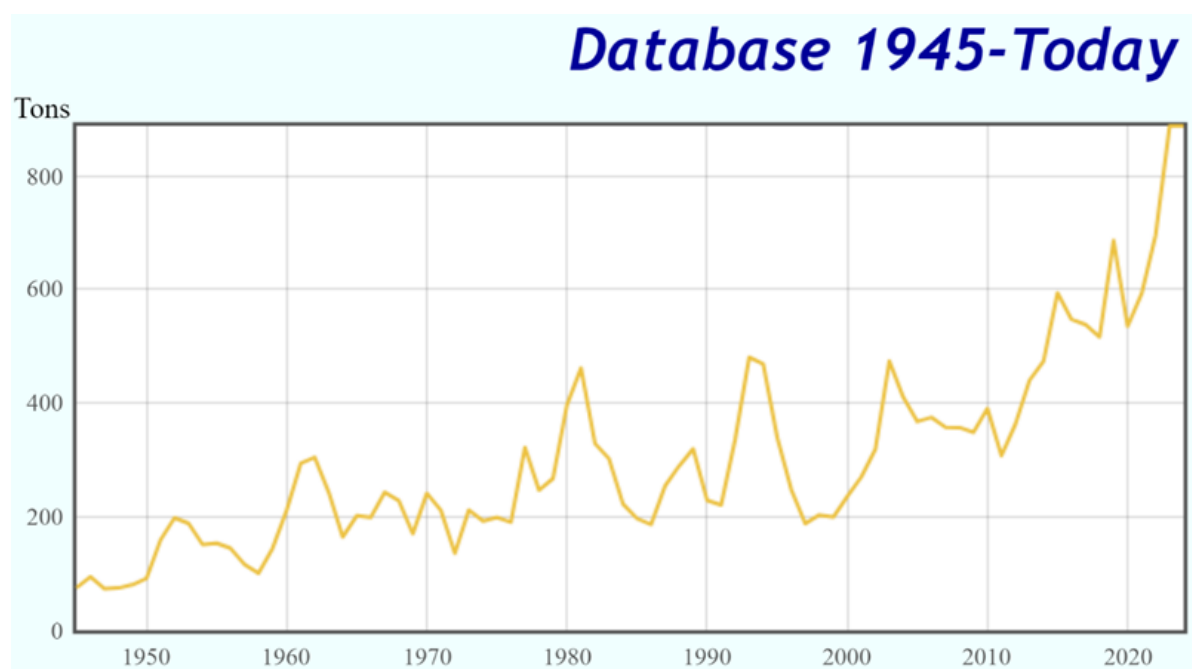


Figura 1.5 – Serie temporale dello sbarcato delle specie appartenenti alla famiglia Soleidae di Chioggia (56).

1.6 Obiettivi della tesi

L'obiettivo della tesi è quello di analizzare e caratterizzare le dinamiche della comunità dei pesci piatti nell'alto Adriatico, focalizzandosi sui cambiamenti delle abbondanze di tali specie negli anni. In particolare, questa ricerca si propone di dare una risposta ai seguenti tre punti:

1. Comprendere le dinamiche della comunità di pesci piatti nell'Adriatico Settentrionale e come le abbondanze di queste specie si sono modificate nel tempo.
2. Valutare se le variazioni nelle abbondanze delle specie di pesci piatti nel tempo presentano un andamento lineare o se, al contrario, manifestano cambiamenti non lineari che potrebbero essere indicatori di cambiamenti di regime.
3. Identificare e valutare quali pressioni ambientali e antropogeniche potrebbero aver influenzato gli eventuali cambiamenti osservati nella comunità dei pesci piatti, fornendo così un quadro completo delle cause che hanno determinato tali variazioni.

2. Materiali e metodi

Questa tesi si basa sull'analisi degli indici di biomassa delle specie pescate durante la campagna di pesca denominata “SoleMon” (*Solea Monitoring*) e la loro successiva elaborazione al fine di identificare la presenza di cambiamenti di regime. Tutte le analisi sono state volte utilizzando il software R (versione 4.3.0 “*Already Tomorrow*”) all'interno dell'ambiente RStudio (versione 2023.09.1+494 “*Desert Sunflower*”).

2.1 Progetto SoleMon: campagna di pesca a strascico con rapido

Il progetto SoleMon è una campagna oceanografica implementata dal Ministero italiano per l'Agricoltura e la Silvicultura (D.G. Pesca e Acquacoltura) nel 2005, dedicata a raccogliere dati del tipo “Fishery Independent” tramite campionamenti svolti per mezzo di reti da traino (59). SoleMon coinvolge le principali istituzioni di ricerca marine operanti lungo le coste dell'Adriatico e, nel 2017, il progetto è entrato a far parte del Programma Nazionale Italiano per la Raccolta dei Dati Ittici (Programma Nazionale Raccolta Dati Alieutici) (60). L'obiettivo della campagna SoleMon consiste nella raccolta di dati riguardanti la distribuzione spaziale, l'abbondanza e i parametri biologici delle specie ittiche demersali nell'Adriatico Settentrionale (GSA 17) (60). Tali dati sono essenziali per condurre valutazioni degli stock ittici e per la gestione sostenibile delle risorse.

2.1.1 Caratteristiche dell'imbarcazione e dell'attrezzo di pesca

La campagna Solemon è stata svolta negli anni 2005 e 2006 tramite l'utilizzo di pescherecci commerciali. Dal 2007 al 2021 tutte le campagne SoleMon sono state condotte a bordo della nave da ricerca “G. Dallaporta” (Figura 2.1), appartenente al Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR). L'utilizzo della stessa imbarcazione e, quando possibile, dello stesso equipaggio, mira a ridurre al minimo le variazioni annuali nella pratica di campionamento, garantendo la coerenza delle indagini (61). Per quanto riguarda l'attrezzo, viene impiegata una rete a strascico modificata con una bocca rigida, comunemente denominata “rapido” dai pescatori italiani (62) (Figura 2.2). La campagna Solemon utilizza una configurazione sperimentale dell'attrezzo, avente le seguenti caratteristiche: telaio con 46 denti di ferro lungo il bordo inferiore anteriore, collegati a 4 pattini larghi 120 mm; sacca di rete in poliammide (larghezza 3.59m, altezza 0.25m) (60). Una tavola di legno montata sul fronte del telaio di ferro, con un angolo di circa



Figura 2.1 – Nave oceanografica G. Dallaporta appartenente al Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR) e utilizzata durante la campagna SoleMon.

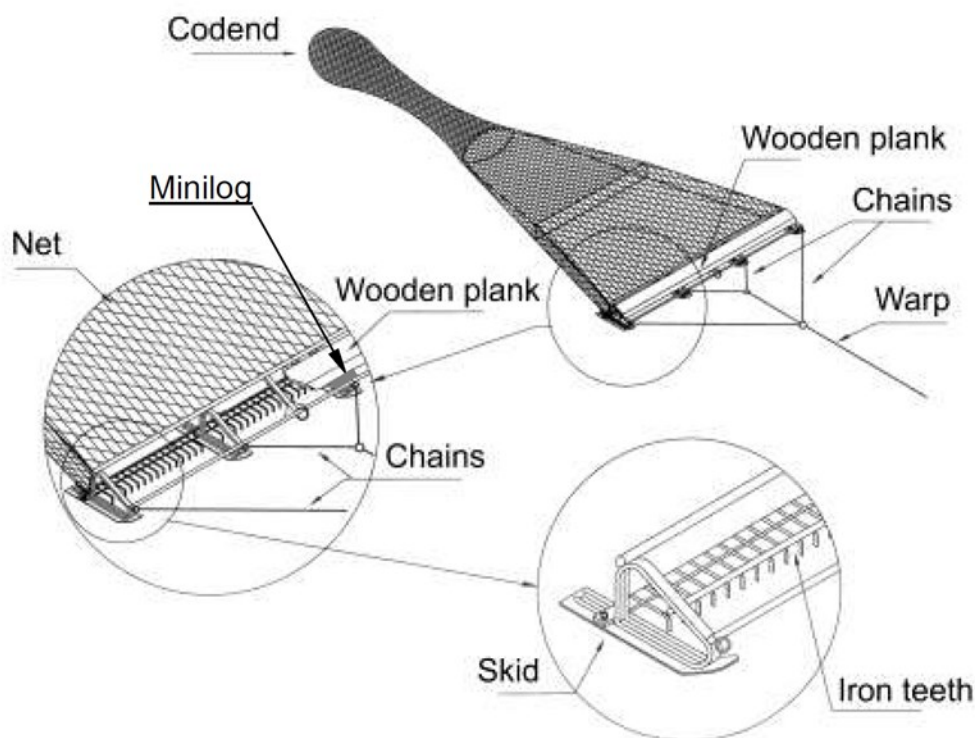


Figura 2.2 – Rapido da SoleMon Handbook, 2019 (60). Attrezzo da pesca a strascico usato durante la campagna SoleMon.

35°, funge da “spoiler” per garantire il contatto dei pattini e dei denti con il fondale marino (60). La progettazione dell’attrezzo è ottimizzata per un utilizzo efficiente su diversi tipi di fondale e richiede una potenza di traino di almeno 400 CV (60). Durante il traino, la nave utilizzata per la campagna SoleMon impegna contemporaneamente due attrezzi, a differenza delle pratiche commerciali dove vengono comunemente impiegati da quattro a sei attrezzi (58).

2.1.2 Posizione delle stazioni e metodo di campionamento

Il campionamento SoleMon, condotto nella GSA 17, comprende fino ad un totale di 75 stazioni, distribuite tra acque italiane, croate, internazionali e slovene. Ai fini della presente ricerca sono state tenute in considerazione 66 stazioni distribuite in acque italiane ed internazionali ed una stazione in acque slovene

(Figura 2.3) (60). Queste stazioni sono suddivise in base alla batimetria nei seguenti intervalli: 0-30m (39 stazioni), 30-50m (17 stazioni) e 50-100m (11 stazioni)(60). A partire dall'autunno 2007, la disposizione delle stazioni è rimasta costante, ad eccezione per il 2020 e 2021 a causa di restrizioni legate al COVID-19, avverse condizioni metereologiche e limitato tempo a disposizione della nave. La campagna SoleMon si svolge generalmente tra ottobre e dicembre. Le operazioni di pesca vengono eseguite tra 30 minuti dopo l'alba e 30 minuti prima

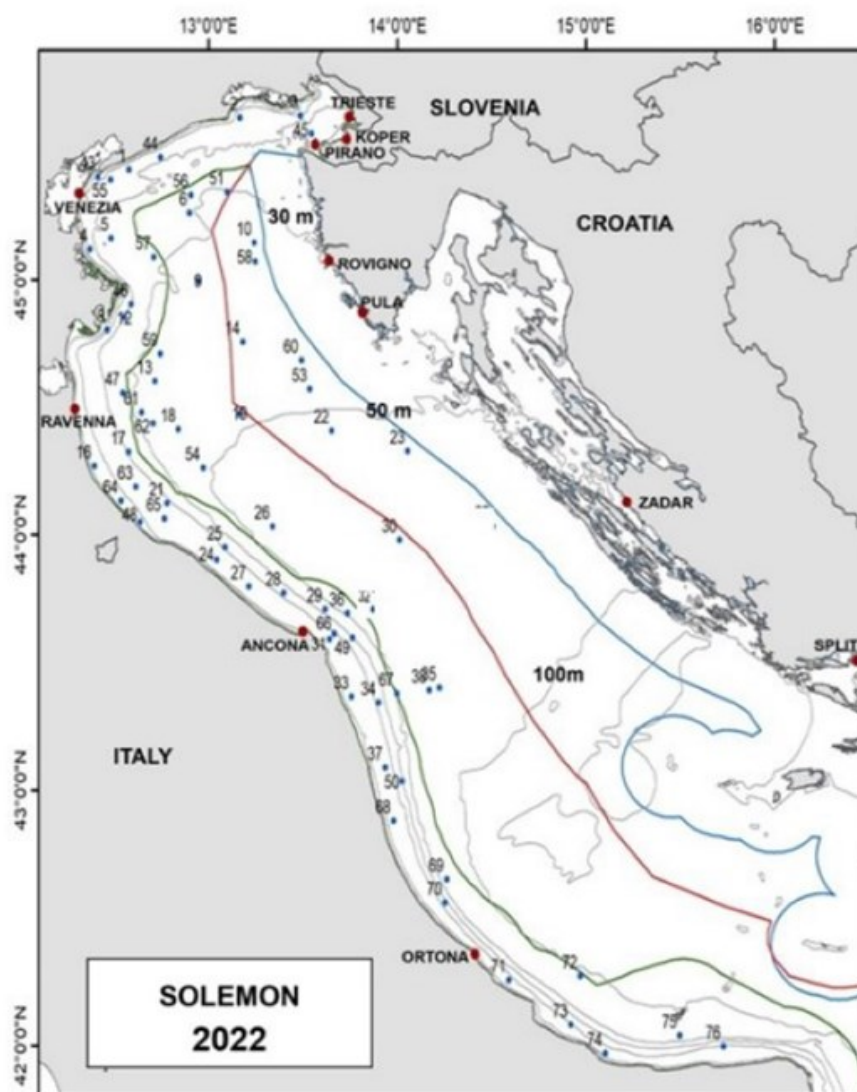


Figura 2.3 – Posizione delle cale effettuate durante la campagna SoleMon nella GSA 17 da SoleMon Handbook, 2019 (60).

del tramonto per una durata standard di 30 minuti per cala, tranne in alcuni casi eccezionali in cui la cala ha durata inferiore a causa di circostanze particolari (i.e., fondali difficoltosi) (60). Durante la navigazione, dati di velocità, profondità e distanza percorsa sono oggetto di continuo monitoraggio e registrazione, al fine di avere un controllo costante di ogni fase della pesca.

2.1.3 Raccolta dei dati

A conclusione di ciascuna campagna, viene effettuata un'analisi separata delle catture relative ai due “rapidi” (A e D), registrando i dati di peso, lunghezza e maturità sessuale di ciascun individuo delle specie *target* (60). Tra queste figurano la sogliola comune (*Solea Solea*), il rombo chiodato (*Scophthalmus maximus*), il rombo liscio (*Scophthalmus rhombus*), il nasello europeo (*Merluccius Merluccius*), la triglia (*Mullus barbatus*), le razze (Rajidae), la seppia comune (*Sepia officinalis*), la capasanta (*Pecten Jacobaeus*), il canestrello (*Aequipecten opercularis*), la canocchia (*Squilla mantis*), e la mazzancolla (*Penaeus kerathurus*) (60).

Tra la raccolta dei dati riguardanti il “RAPIDO D”, viene registrato anche un campione di epibenthos/benthos in corrispondenza di ogni stazione, il quale viene pesato, smistato e conteggiato, con identificazione delle specie a livello tassonomico più basso. Inoltre, ulteriori dati sono raccolti per l'analisi della *marine litter* (rifiuti), con la registrazione del peso e del numero di elementi per ogni categoria identificata (60).

2.2 Selezione delle specie

L'analisi condotta sui dati di pesca del survey SoleMon è stata focalizzata sulle specie di pesci piatti (Pleuronectiformes), scegliendo solamente quelle più presenti. La selezione è stata effettuata mediante un'analisi della presenza media annuale (*occurrence*), espressa come la proporzione di stazioni nelle quali si riscontra la presenza della specie in oggetto rispetto alle stazioni totali. Sono state analizzate esclusivamente le specie con un'occorrenza media superiore a 0.1 (Figura 2.4). Le otto specie oggetto di questa analisi sono le seguenti (Figura 2.5): *Arnoglossus laterna*, *A. thori*, *Buglossidium luteum*, *Citharus linguatula*, *Microchirus variegatus*, *Pegusa impar*, *Scophthalmus rhombus* e *S. solea*.

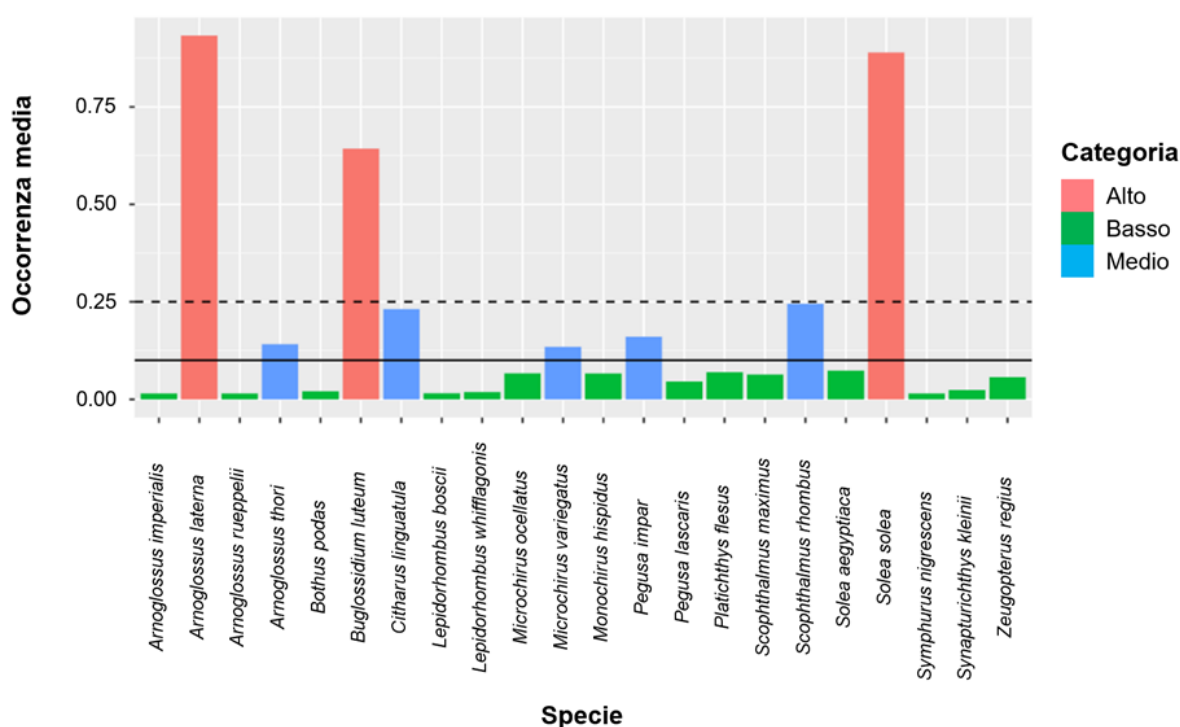


Figura 2.4 – Selezione delle specie. Il diagramma a barre rappresenta l'occorrenza media delle specie. Precisamente, sull'asse delle ascisse sono riportate le specie, mentre sull'asse delle ordinate l'occorrenza media. La linea nera continua è posta in corrispondenza del valore di occorrenza media annua pari a 0.1. Le barre del grafico sono state rappresentate con colori diversi a seconda del valore di occorrenza media alto (> 0.25 , valore evidenziato dalla linea nera tratteggiata), medio (> 0.1 e ≤ 0.25), basso (≤ 0.1).

Arnoglossus laterna (Figura 2.5a), appartenente alla famiglia Bothidae, è diffusa nell'Atlantico orientale, dal Mar del Nord alla Norvegia e nel Mar Mediterraneo, Mar Nero e Mar Adriatico (63,64). Abita fondali misti e fangosi a profondità tra 10 e 200m (64). La sua colorazione dorsale si adatta al substrato marino, e gli esemplari adulti, con una lunghezza di circa 15-20cm, manifestano un comportamento di infossamento nel substrato, rivelando una dieta composta principalmente da piccoli invertebrati e crostacei (64,65).

Arnoglossus thori (Figura 2.5b) popola le acque dell'Atlantico orientale dall'Irlanda alla Sierra Leone e Capo Verde (63,64). Con una colorazione dorsale variabile adattata al substrato marino, questa specie raggiunge una lunghezza di 15-20cm (64). Essa presenta una preferenza specifica per determinati tipi di fondali e si distingue per la sua maggiore propensione a esplorare le acque costiere in modo più selettivo rispetto ad *A. laterna* (64). La sua dieta, simile a quella di *A. laterna*, è prevalentemente basata su piccoli invertebrati e crostacei (64).

Buglossidium luteum (Figura 2.5c), appartenente alla famiglia Soleidae, è diffusa nelle acque dell'Atlantico orientale, compreso il Mediterraneo (63,66). Caratterizzata da una forma piatta e compressa lateralmente, presenta una colorazione gialla vivace o marrone, mimetizzandosi con il substrato marino (67). Con dimensioni che variano da pochi centimetri a oltre 20cm, questa specie abita

fondali sabbiosi o fangosi, manifestando un comportamento scavatore nel substrato alla ricerca di piccoli invertebrati, principalmente crostacei (66).

Citharus linguatula (Figura 2.5d), appartenente alla famiglia Citharidae, è diffusa nell'Atlantico orientale, dall'Africa nordoccidentale al Mediterraneo (63,68). Con una forma allungata simile a una clessidra e una colorazione che varia da tonalità marroni a grigie, questa specie predilige fondali sabbiosi o fangosi a profondità variabili (69). Il suo comportamento di caccia si concentra su piccoli pesci e crostacei presenti nei fondali marini (69).

Microchirus variegatus (Figura 2.5e), anch'essa appartenente alla famiglia Soleidae, è diffusa nell'Atlantico nord-orientale e nel Mediterraneo (63,70). Caratterizzata da un corpo piatto e compresso lateralmente, presenta una colorazione variegata con sfumature che vanno dal marrone al beige, spesso adornato da macchie distintive (70). Con dimensioni che variano generalmente da pochi centimetri a circa 15 centimetri, questa specie abita fondali fangosi o sabbiosi, nutrendosi di un'ampia gamma di piccoli organismi che vivono sul fondo (70).

Pegusa impar (Figura 2.5f), appartenente alla famiglia Soleidae, è diffusa nell'Atlantico orientale, dal Mar Mediterraneo al Senegal (63,66). Con una colorazione che varia da tonalità di marrone a beige e dimensioni che

generalmente raggiungono dai pochi centimetri fino a circa 15 centimetri, questa specie occupa fondali sabbiosi o fangosi (66). La sua dieta è principalmente basata su piccoli crostacei e vermi policheti (66).

Scophthalmus rhombus (Figura 2.5g), appartenente alla famiglia Scophthalmidae, è diffusa dalle acque del Mar Baltico al Mar Nero e in minori abbondanze nel Mediterraneo (63,71,72). Caratterizzato da una forma romboidale distintiva, presenta un corpo compresso lateralmente, sottile e snello (71). Con dimensioni che possono superare i 50cm, il rombo abita fondali sabbiosi o misti, nutrendosi principalmente di pesci più piccoli e crostacei (71).

S. solea (Figura 2.5h), anch'essa appartenente alla famiglia Soleidae, è diffusa nell'Atlantico orientale, dal Mar del Nord al Mar Mediterraneo e al Mar Nero (63,73). Con una colorazione dorsale che varia da bruna a verde oliva, questa specie occupa fondali sabbiosi o misti a profondità tra 0 e 150m (73). Di solito, questa specie vive in modo solitario e durante l'inverno si ritira in acque più profonde. I giovani trascorrono i primi 2-3 anni in *nursery* costiere, come baie, prima di migrare verso acque più profonde. La riproduzione avviene in acque costiere poco profonde con temperature comprese tra 6 e 12°C (63). Il processo riproduttivo inizia dopo 3-5 anni di età, raggiungendo una lunghezza di 25-30 cm (63). La deposizione delle uova avviene principalmente tra febbraio e maggio, ad esempio lungo le coste della Galizia, ma in regioni più calde come il Mediterraneo

può verificarsi all'inizio dell'inverno (63). L'incubazione dura circa 5 giorni a una temperatura di 12°C, seguita da una fase larvale di 35 giorni a 18°C (63). Durante il giorno, questa specie di solito vive infossata, emergendo nella notte per intraprendere l'attività di caccia. Si nutre principalmente di organismi bentonici come policheti, bivalvi e crostacei, e rappresenta una risorsa economica significativa nelle attività di pesca commerciale (74).

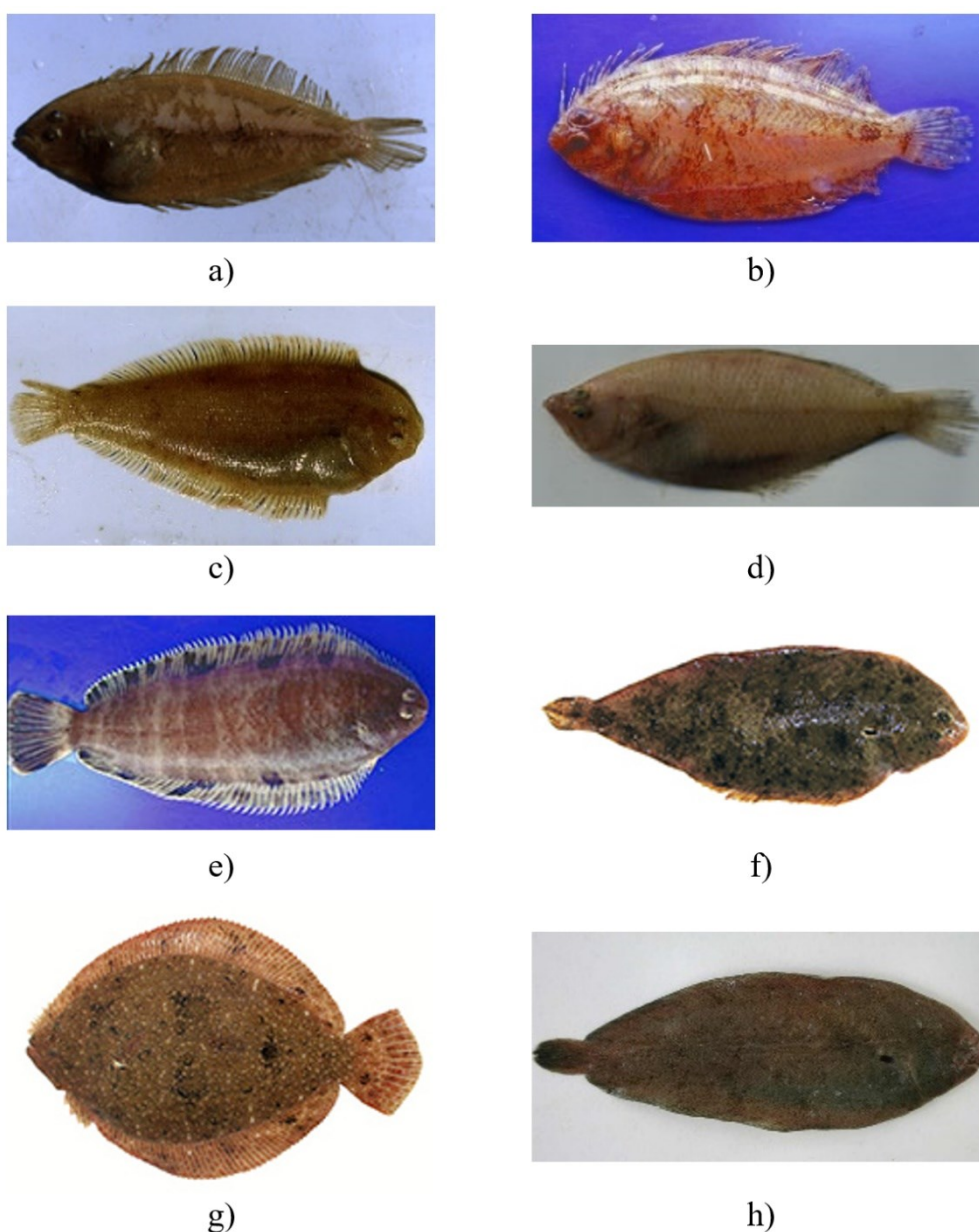


Figura 2.5 – Specie selezionate, da Froese et al., 2023 (63). a) *Arnoglossus laterna*. b) *Arnoglossus thori*. c) *Buglossidium luteum*. d) *Citharus linguatula*. e) *Microchirus variegatus*. f) *Pegusa impar*. g) *Scophthalmus rhombus*. h) *Solea solea*.

2.3 Preparazione dei dati delle specie ittiche

Come proxy delle abbondanze delle specie sono stati analizzati gli indici di biomassa provenienti dalla campagna di pesca SoleMon. Dato che il SoleMon è un campionamento batimetrico-stratificato, viene utilizzata la formula di Cochran 1977, modificata da Souplet 1996 (Formula [1]) per ottenere un indice di biomassa (I) (75). Tale indice di biomassa (kg/km^2), per ogni anno di campionamento e per ogni specie, viene ricavato a partire dal peso grezzo per stazione di campionamento delle specie ($x_{i,j}$) e dell'area strascicata nello strato i nella cala j ($A_{i,j}$). I pesi grezzi e l'area strascicata vengono dapprima sommati per ogni anno e strato (76). Successivamente, è stato diviso il peso grezzo delle specie per l'area strascicata e il risultato moltiplicato per il peso relativo degli strati (W_i), ovvero un coefficiente di ponderazione basato sull'area di ciascuno strato (76).

$$I = \sum_{i=1}^N W_i \cdot \frac{\sum_{j=1}^{n_i} x_{i,j}}{\sum_{j=1}^{n_i} A_{i,j}} \quad [1]$$

Durante gli anni 2020-2021, al fine di sopperire la mancanza di dati dovuta alla riduzione delle stazioni di campionamento, è stato implementato un modello ecologico spazio-temporale per ricostruire l'indice di biomassa per alcune specie target (76). Il modello stima l'indice di biomassa delle cale mancanti utilizzando:

- una componente spaziale che correla i dati delle cale censite con le cale mancanti;

- una componente temporale che prevede l'indice di biomassa basato sulle misurazioni storiche in quella cala;
- una componente ambientale che modifica le stime in modo positivo o negativo in base alle condizioni favorevoli alla presenza di specie (76).

2.4 Dati accessori

2.4.1 Dati ambientali

Serie storiche relative a dati ambientali sono state raccolte da diverse fonti “open source”, come il *Copernicus Marine Environment Monitoring Service* (CMEMS) ed il portale dall'Agenzia Prevenzione Ambiente Energia – Emilia-Romagna. Il CMEMS rappresenta una componente fondamentale del programma *Copernicus* dell'Unione Europea, specializzandosi nella fornitura di dati satellitari e *in-situ*, che comprendono informazioni dettagliate su parametri oceanografici come temperatura del fondale, salinità e correnti marine (77). L'accesso a questi dati fornisce una panoramica completa e integrata delle condizioni ambientali nell'area presa in esame. Dall'archivio di dati di *Copernicus*, sono stati estratti i dati di temperatura (°C) del fondale marino nell'alto Adriatico del *Mediterranean Sea Physics Reanalysis* (ID prodotto: MEDSEA_MULTIYEAR_PHY_006_004) (78). I dati termici sono stati aggregati annualmente mediante il calcolo della media, allo scopo di ottenere una rappresentazione complessiva delle variazioni termiche del fondale marino nel corso degli anni (Figura 2.6). La scelta come variabile della temperatura del fondale marino anziché di quella superficiale è

motivata dalla vita demersale delle specie di pesci esaminate, che trascorrono la maggior parte del loro ciclo vitale proprio sul fondale marino.

Dati relativi alla portata del fiume Po (m^3/s) sono invece stati raccolti dall'Agenzia Prevenzione Ambiente Energia – Emilia-Romagna. Si tratta di un insieme di dati di osservazioni basato su campioni idrografici prelevati dalle stazioni “Ficarolo” e “Pontelagoscuro”, situate nelle vicinanze della foce del fiume e disponibili con risoluzione giornaliera (79). A differenza della temperatura, per ogni anno è stata calcolata la media dei dati relativi alla portata del fiume Po considerando solamente i mesi di ottobre, novembre e dicembre (Figura 2.7). La portata del fiume Po è stata scelta come variabile ambientale a causa della sua influenza sulla disponibilità di nutrienti nell'ecosistema marino dell'alto Adriatico (80). Le variazioni della portata del Po possono veicolare nutrienti cruciali, come nitrati e fosfati, dall'entroterra verso il mare (80). Questi nutrienti sono fondamentali per la produttività primaria e, di conseguenza, per la composizione e la distribuzione del plancton, elemento cardine della catena alimentare marina.

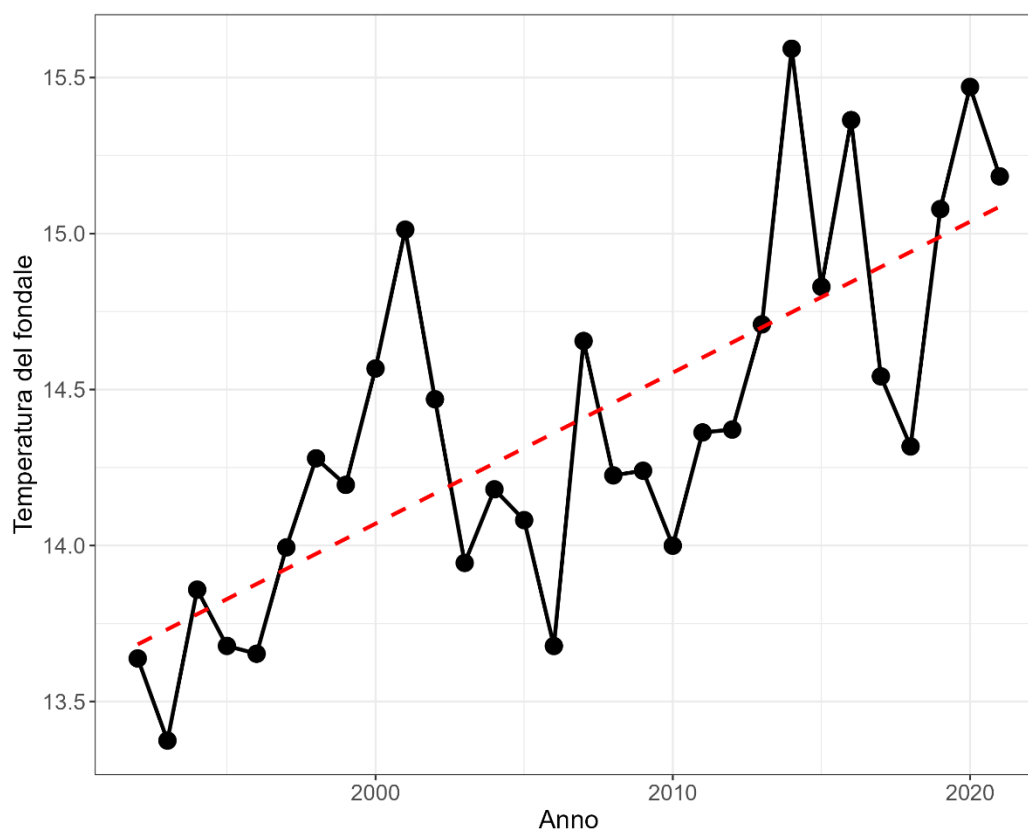


Figura 2.6 – Serie temporale della temperatura del fondale. Sull'asse delle ascisse sono riportati gli anni, mentre su quello delle ordinate la temperatura del fondale.

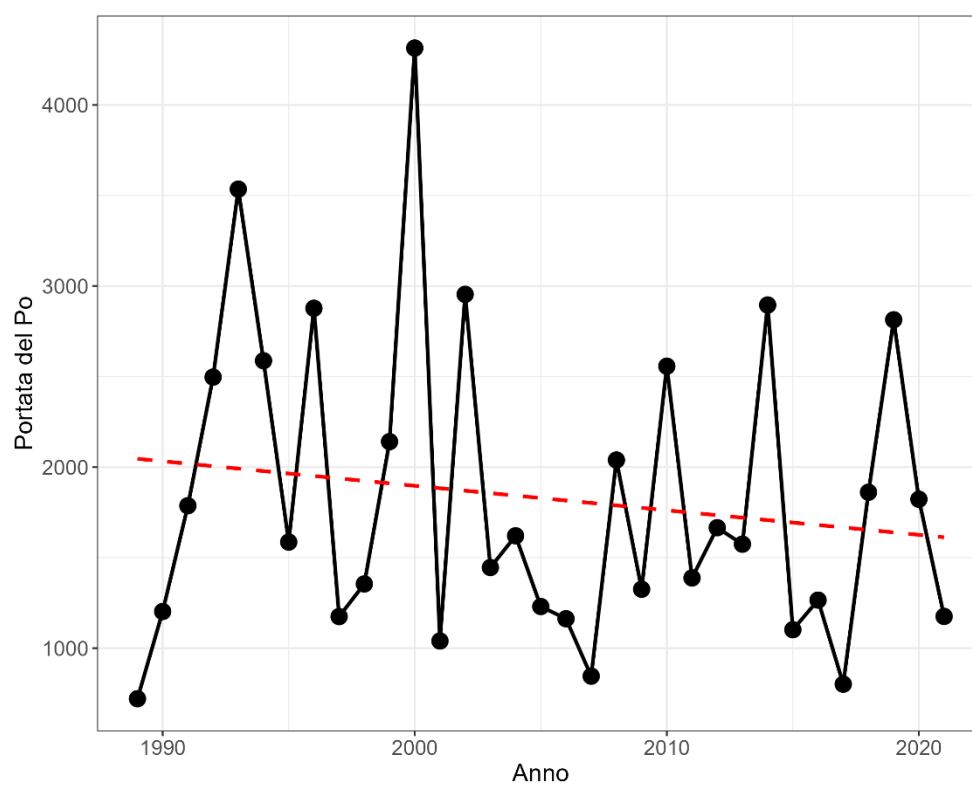


Figura 2.7 – Serie temporale della portata del Po. Sull'asse delle ascisse sono riportati gli anni, mentre su quello delle ordinate la portata del Po.

2.4.2 Dati di capacità di pesca

Una stima di capacità di pesca nominale relativa all'intero periodo di campionamento è stata derivata dai risultati preliminari del lavoro svolto da Armelloni (2024) (81). La capacità di pesca è stata calcolata come il prodotto del numero di navi attive, della potenza media e dei giorni di pesca, tenendo conto del *creeping effect* causato dall'innovazione tecnologica: il miglioramento tecnologico può causare variazioni nella catturabilità poiché i pescatori dispongono di attrezzature più avanzate (47). Per questa ragione, l'intensità stimata della pesca è stata moltiplicata considerando un *creeping effect* annuale del 2%. La capacità di pesca (F_{cap}) è stata stimata secondo l'espressione:

$$F_{cap} = (\text{vessel}_n \cdot \text{HPmean} \cdot \text{Fdays}) \cdot \text{creeping effect} \quad [2]$$

Dove:

- F_{cap} rappresenta la capacità di pesca;
- vessel_n è il numero di imbarcazioni coinvolte;
- HPmean è la potenza media del motore delle imbarcazioni;
- Fdays è il numero di giorni di pesca nominale, il quale tiene conto dei giorni di pesca disponibili corretto per i giorni di pesca osservati nel periodo 2013-2019;
- *creeping effect* riflette l'effetto derivante dall'innovazione tecnologica, come rappresentato nella Figura 2.8.

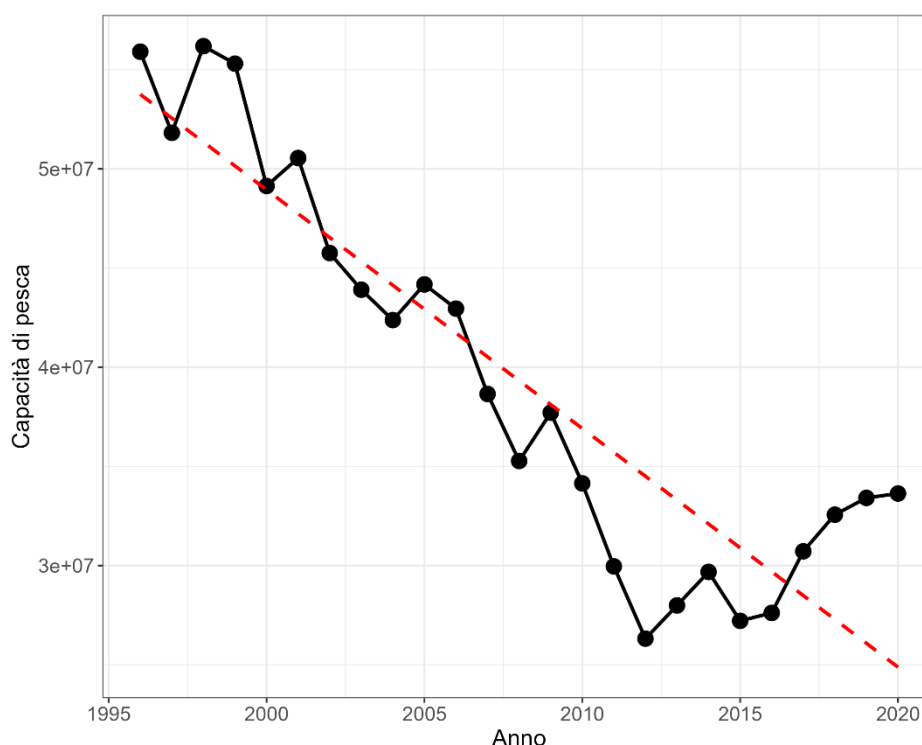


Figura 2.8 – Serie temporale stimata della capacità di pesca derivata da Armelloni, 2024 (81).
 Sull'asse delle ascisse sono riportati gli anni, mentre su quello delle ordinate la capacità di pesca.

2.5 Analisi delle dinamiche temporali

Nella fase preliminare di questa indagine, l'attenzione è stata concentrata sull'identificazione di dinamiche temporali comuni tra le otto specie oggetto di studio. Il nucleo di quest'analisi si articola attorno all'interpretazione delle serie temporali, all'esame di *heatmap* e all'applicazione dell'Analisi delle Componenti Principali (PCA).

2.5.1 Serie temporali delle specie

Le serie temporali delle singole specie nel corso degli anni sono state visualizzate al fine di esplorarne l'evoluzione temporale. Una serie temporale, o serie storica, rappresenta una sequenza di valori di una variabile (y) raccolti nel tempo, cioè in istanti successivi equidistanti tra loro. Per visualizzare meglio l'andamento delle

serie temporali è stato fittato un modello additivo che mette in relazione la biomassa delle specie e gli anni. In particolare, sono stati plottati i dati ed è stata utilizzata la funzione *smooth* – metodo LOESS (*Locally Estimated Scattering Smoothing*) – per rappresentare la media mobile, che permette una più facile visualizzazione di una eventuale tendenza nelle serie temporali, rimuovendo parte delle oscillazioni inter-annuali (82).

2.5.2 Heatmap

Per esaminare gli andamenti temporali delle specie a livello di comunità, è stata generata una *heatmap*. Questa rappresentazione grafica dei dati attraverso colori in una matrice offre un quadro denso e intuitivo, particolarmente rilevante nell'ambito biologico (83). La *heatmap* è costituita da rettangoli di dimensioni uniformi, dove i colori riflettono i valori della variabile presa in considerazione, nel nostro caso l'indice di biomassa delle specie in esame (83,84). L'integrazione dell'asse temporale permette di evidenziare pattern e cambiamenti nel corso del tempo delle diverse specie. Per evitare che specie con abbondanze molto elevate oscurino i patterns delle specie con abbondanze più basse abbiamo effettuato una standardizzazione *z-score* al nostro set di dati. La standardizzazione è stata effettuata sottraendo la media e dividendo per la deviazione standard:

$$x' = \frac{x - \bar{x}}{\sigma} \quad [3]$$

dove x' è il valore trasformato, x è il valore originale, $\bar{x}$ è il valore medio di biomassa e σ è la deviazione standard dei valori di biomassa (85).

2.5.3 Analisi delle Componenti Principali (PCA)

Al fine di esplorare la presenza di tendenze comuni tra le diverse specie e approfondire la comprensione dei cambiamenti temporali all'interno della comunità, è stata eseguita l'Analisi delle Componenti Principali (PCA), come descritto da Sguotti et al. (2022) (34). Questo algoritmo matematico, ampiamente adottato, si propone di ridurre la dimensionalità del dataset, limitando la perdita di informazioni (85,86). Dal punto di vista teorico, la PCA fa affidamento su concetti matematici avanzati come il calcolo matriciale, gli autovalori e il calcolo vettoriale (86). In particolare, questo modello determina nuovi assi ortogonali (componenti principali) per ristrutturare il sistema, massimizzando la varianza spiegata (86,87). Questo consente di rappresentare ogni campione con un numero relativamente ridotto di valori, evitando l'eccessiva complessità derivante dalle variabili originali. La decisione sul numero di componenti principali da conservare dipende dalla quantità di varianza che spiegano (86). L'impiego di un numero limitato di componenti semplifica la rappresentazione grafica dei dati, facilitando la valutazione visiva delle similarità tra di essi e semplificando l'identificazione di possibili raggruppamenti (86,87). In questa indagine, come già fatto per l'implementazione della *heatmap*, i dati sono stati inizialmente standardizzati (*z-score*). Successivamente, sono state scelte le prime due componenti ed è stata fatta un'analisi di *clustering* gerarchico al fine di identificare periodi in cui la comunità (e quindi le specie) fosse simile. Nel dettaglio, il *clustering* gerarchico è stato attuato inizialmente calcolando la

distanza euclidea tra gli anni, precedentemente proiettati sulla PCA. Successivamente, i dati sono stati aggregati in cluster, e il numero ottimale di cluster è stato stimato attraverso il criterio di Ward, il quale minimizza la varianza intra-cluster durante il processo di aggregazione dei dati (85,88). La scelta sul numero di cluster da tenere è stata svolta tramite analisi visiva del dendrogramma.

2.6 Analisi per l'identificazione dei cambiamenti di regime

Dall'analisi generale condotta per individuare tendenze comuni tra le diverse specie di pesci piatti oggetto dello studio, si è scelto di approfondire le indagini sulla specie *S. solea*. L'identificazione empirica dei cambiamenti di regime in ecosistemi o popolazioni spesso segue un approccio a più fasi (29). In questa ricerca, sono stati implementati diversi passaggi al fine di individuare un cambio di regime, tra cui:

- **Rilevamento del punto di cambio:** identificazione del momento temporale in cui si verifica il cambio improvviso nella variabile;
- **Presenza di bimodalità:** valutazione della presenza di distribuzioni bimodali nelle osservazioni, indicativa di possibili cambiamenti nella struttura del sistema;
- **Verifica della presenza di isteresi:** utilizzo di grafici per visualizzare la relazione tra variabili indipendenti (ambientali e capacità di pesca) e la biomassa della specie, al fine di individuare l'isteresi;
- **Modelli lineari:** applicazione di modelli lineari per spiegare le relazioni tra le variabili;
- **Modello Additivo Generalizzato con Soglia (tGAM):** implementazione di modelli generalizzati additivi con soglia al fine di catturare eventuali relazioni non lineari o punti di cambiamento nella risposta della specie.

L'approccio metodologico descritto fornisce un quadro sistematico per l'analisi dei cambiamenti di regime di *S. solea*, permettendo una comprensione più approfondita dei fattori che ne determinano l'andamento e distinguendola dalle altre specie coinvolte nello studio.

2.6.1 Analisi del punto di cambio

Per identificare il punto di transizione nei valori di biomassa di *S. solea* sono stati adottati il modello *Bayesian Change Point* (BCP) insieme alla *Change Point Analysis*.

2.6.1.1 Bayesian change point

Il modello BCP si basa sul modello proposto da Barry e Hartigan (1993) (89), che costituisce un approccio alla risoluzione del problema dei punti di cambiamento in una serie di dati (90). L'obiettivo principale è identificare posizioni specifiche nella serie temporale in cui si verificano cambiamenti significativi nei parametri del modello, come la media, al fine di trovare il punto di cambiamento ottimale che massimizza la probabilità a posteriori (89). L'approccio BCP implementa la teoria di Barry e Hartigan (1993) come modello bayesiano, fornendo una rappresentazione probabilistica dell'evoluzione dei dati nel tempo. L'implementazione come modello bayesiano prevede l'uso di distribuzioni a priori sui parametri del modello e il loro successivo aggiornamento attraverso il calcolo della distribuzione a posteriori, che tiene conto dei dati osservati (89).

2.6.1.2 Change Point Analysis

L'analisi dei punti di cambiamento, o *Change Point Analysis*, è una metodologia statistica finalizzata all'identificazione di punti specifici in una serie temporale in cui la struttura o i parametri dei dati subiscono un cambiamento significativo (91). Tale approccio si basa principalmente sul rapporto di verosimiglianza (*likelihood ratio*), il quale viene impiegato per testare l'ipotesi di cambiamento nella media o nella varianza di distribuzioni normali (91). In una serie temporale ci possono essere uno o più punti di cambio (91). In questo caso è stato adottato il metodo noto come *At Most One Change* (AMOC), mirato alla rilevazione di un unico punto di cambiamento nella media dei dati (*change point detection*) (91).

2.6.2 Analisi della distribuzione della variabile di stato

Per attestare l'esistenza di un cambiamento di regime, è importante investigare la presenza di bimodalità nella distribuzione della variabile analizzata a testimonianza di due stati distinti (31). Si procede con la creazione di un grafico che correla la variabile di stato, nel caso specifico l'indice di biomassa di *S. solea*, con la frequenza o densità della stessa variabile. Questo metodo offre la possibilità di esaminare se la distribuzione dei dati presenta una struttura bimodale, valutando la presenza di due picchi distinti che delineano altrettante mode.

2.6.3 Isteresi

Al fine di fornire una prima verifica della presenza di cambiamenti di regime caratterizzati da isteresi, è stato adottato un metodo di visualizzazione specifico,

il *driver-state plot* (29). Questo consiste nel rappresentare graficamente la variabile di stato in relazione alle variabili indipendenti, in questo caso la temperatura del fondale, la portata del Po (variabili o pressioni ambientali) e la capacità di pesca. L'osservazione di un singolo livello della variabile di stato per ciascun livello della variabile indipendente indica una dinamica lineare nel sistema (29). In contrasto, la presenza di più livelli della variabile di stato per un determinato livello della variabile indipendente, con la relazione che assume una forma circolare o a spirale, è interpretata come un segnale di isteresi (29). Dal punto di vista pratico, la configurazione circolare o a spirale nel *driver-state plot* riflette l'interazione complessa tra la variabile di stato e la variabile indipendente.

2.6.4 Modelli lineari

In seguito all'analisi dei *driver-state plot*, sono stati implementati modelli lineari al fine di esplorare la possibile presenza di relazioni lineari tra le pressioni ambientali e le specie oggetto di studio. Questo approccio è stato adottato come fase preliminare prima di esaminare eventuali relazioni non lineari e, di conseguenza, identificare possibili cambiamenti di regime. Prima di procedere con le analisi, è stato condotto il test di Shapiro-Wilk per valutare la normalità della distribuzione delle variabili di interesse: se il *p-value* è maggiore del livello di significatività (0.05) si conclude che non ci sono evidenze sufficienti per affermare che i dati non seguano una distribuzione normale (92). Successivamente, sono stati sviluppati diversi modelli lineari. I primi due modelli considerano la temperatura del fondale come pressione ambientale:

$$Biomassa Solea solea = \beta_0 + \beta_1 \cdot T_f + \varepsilon \quad [4]$$

$$Biomassa Solea solea = \beta_0 + \beta_1 \cdot T_f + \beta_2 \cdot pc + \varepsilon \quad [5]$$

Dove:

- T_f è la temperatura del fondale;
- pc = punto di cambio;
- β_0 è l'intercetta, rappresentante il valore atteso della biomassa di *S. solea* quando la temperatura del fondale è pari a zero;
- β_1 rappresenta il coefficiente associato alla temperatura del fondale, indicando la variazione della biomassa di *S. solea* per un incremento unitario nella temperatura del fondale;
- ε è l'errore.

Successivamente, considerando le variabili capacità di pesca e portata del Po che mostravano isteresi nei *driver-state plot*, sono stati eseguiti più modelli per considerare anche la possibile presenza di un cambiamento di regime:

$$Biomassa Solea solea = \beta_0 + \beta_1 \cdot pressione + \varepsilon \quad [6]$$

$$Biomassa Solea solea = \beta_0 + \beta_1 \cdot pressione + \beta_2 \cdot pc + \varepsilon \quad [7]$$

$$Biomassa Solea solea = \beta_0 + \beta_1 \cdot pressione + \beta_2 \cdot pc + \beta_3 \cdot pressione \cdot pc + \varepsilon \quad [8]$$

Dove:

- *pressione* sta ad indicare la capacità di pesca o la portata del Po;

- pc = punto di cambio;
- β_0 è l'intercetta, rappresentante il valore atteso della biomassa di *S. solea* quando la temperatura del fondale è pari a zero;
- $\beta_1, \beta_2, \beta_3$ rappresentano i coefficienti associati rispettivamente alla pressione e al punto di cambio, indicando la variazione della biomassa di *S. solea* per un loro incremento unitario;
- ε è l'errore.

2.6.5 Modello Additivo Generalizzato con Soglia (tGAM)

Per analizzare la presenza di relazioni non lineari e identificare un potenziale cambio di regime, è stato utilizzato il Modello Additivo Generalizzato con Soglia (tGAM), che consente di identificare un valore soglia nella relazione tra la variabile predittiva e quella di risposta (29). Le variabili predittive utilizzate nel tGAM sono state la capacità di pesca e la portata del fiume Po. È stato eseguito il tGAM per vedere se c'era interazione tra le due variabili e se c'era un punto di cambio. Sono stati implementati due tGAM, uno con la portata del Po come variabile predittiva e la capacità di pesca come variabile soglia, e viceversa. Il modello tGAM si fonda su Modello Additivo Generalizzato (GAM), un'estensione flessibile dei modelli lineari generalizzati, consentendo di modellare relazioni non lineari tra le variabili d'interesse, incorporando funzioni di *smoothing* flessibili chiamate funzioni di base (93). L'unico modello tGAM che ha dimostrato migliori performance rispetto a quello senza soglia (GAM) è

quello in cui la capacità di pesca agisce come variabile che introduce la discontinuità. Il modello tGAM implementato segue la struttura del modello GAM, il quale rappresenta un potente strumento per catturare modelli più complessi nei dati (93):

$$gam(y \sim s(x, k = 3)) \quad [9]$$

Dove:

- y rappresenta l'indice di biomassa di *S. solea*;
- x la portata del Po;
- k è la dimensione delle funzioni di base per il termine di *smoothing* definito da $s()$.

Il modello tGAM invece stima un valore di soglia attraverso la seguente formula (93):

$$y \sim 1 + s(y, by = I(1 \cdot (x \leq soglia)), k = 4) + \\ + s(y, by = I(1 \cdot (x > soglia)), k = 4) \quad [10]$$

Dove I è l'intercetta.

È stata applicata la funzione *Leave-One-Out Cross-Validation* (LOOCV) per valutare se il modello tGAM fosse superiore a quello GAM più semplice, senza la variabile soglia (93). Se il tGAM risultava il modello migliore, la presenza o meno di una vera soglia si basa su 3 outputs del modello:

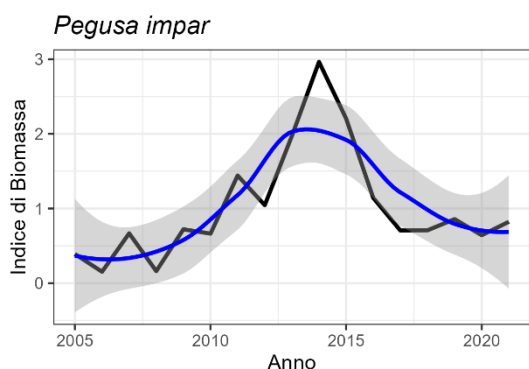
1. I gradi di libertà effettivi (edf) prima e dopo la soglia devono differire (93).

2. Almeno una delle pendenze delle curve del modello prima o dopo la soglia deve essere significativa ($p\text{-value} < 0,05$) (93).
3. La figura che mostra i valori di convalida incrociata generalizzata (GCV) per il modello tGAM deve mostrare una "valle" corrispondente al valore soglia ottimale, dove l'errore di previsione è minimizzato.

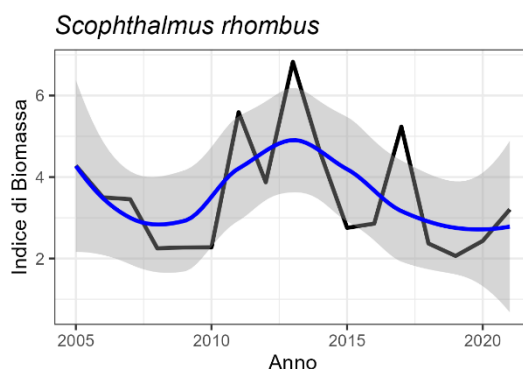
3. Risultati

3.1 Serie temporali delle specie

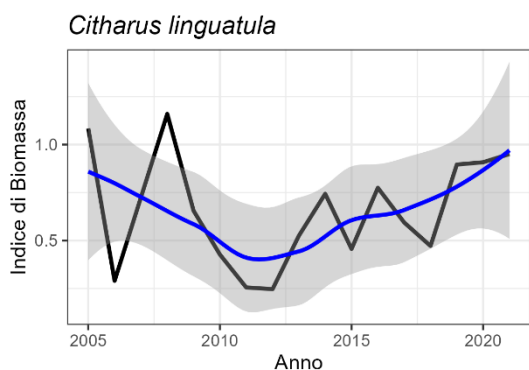
La Figura 3.1 riporta le dinamiche temporali della biomassa delle 8 specie prese in considerazione. Alcune specie mostrano un leggero aumento nel tempo (Figure 3.1c, d), altre una riduzione (Figure 3.1b, e, f, g). *Pegusa impar* e *Scophthalmus rhombus* presentano un picco tra il 2010 e il 2016, seguito da un ritorno a valori di biomassa simili a quelli degli anni precedenti l'incremento (Figura 3.1a). La specie che mostra l'andamento più drastico è invece *S. solea* (Figura 3.1h), in cui si vede un chiaro aumento dell'indice di biomassa a partire dal 2009/2010, che poi si stabilizza a livelli elevati a partire dall'anno 2015.



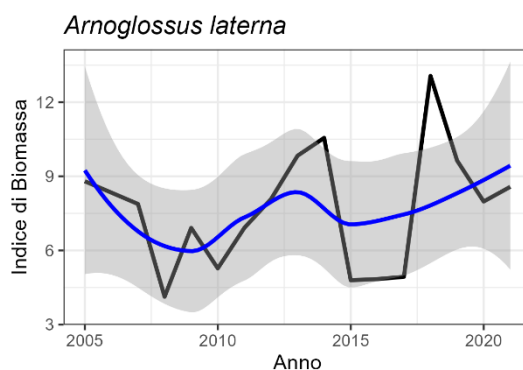
a)



b)



c)



d)

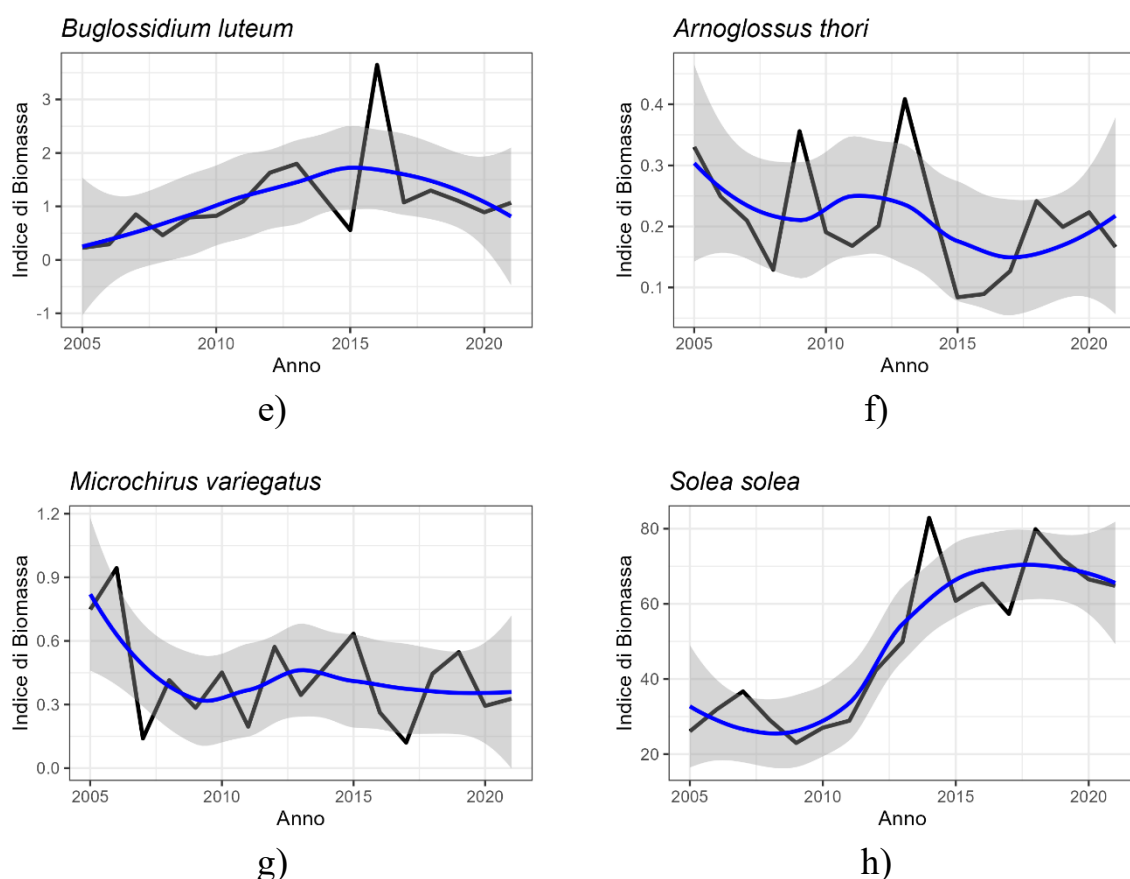


Figura 3.1 – Visualizzazione delle dinamiche temporali: serie storiche della biomassa delle specie. In ciascun grafico, sull'asse delle ascisse sono riportati gli anni dal 2005 al 2021, mentre sull'asse delle ordinate l'indice di biomassa (kg/km²). La linea nera indica i cambiamenti della biomassa nel tempo, la linea blu l'andamento smussato, mentre la banda grigia rappresenta l'intervallo di confidenza dell'andamento smussato. Le serie temporali riportate fanno riferimento alle seguenti specie: a) *Pegusa impar*. b) *Scophthalmus rhombus*. c) *Citharus linguatula*. d) *Arnoglossus laterna*. e) *Buglossidium luteum*. f) *Arnoglossus thori*. g) *Microchirus variegatus*. h) *S. solea*.

3.2 Heatmap

Per visualizzare gli andamenti degli indici di biomassa delle specie nel tempo a livello di comunità è stata realizzata una *heatmap* (Figura 3.2). Analogamente a quanto ottenuto con le serie storiche, anche nel caso della *heatmap*, si osserva come la maggior parte delle specie mostri una stabilità o variazioni erratiche nel corso del tempo. *Pegusa impar*, invece, è caratterizzata da un incremento della biomassa dal 2005 al 2015, seguito da una diminuzione fino al 2021. I valori di biomassa di *Scophthalmus rhombus* presentano un notevole aumento specialmente

negli anni tra il 2011 e il 2013, seguito da una diminuzione e un nuovo picco nel 2017. *S. solea* mostra una generale tendenza di crescita attraverso tutto l'arco temporale.

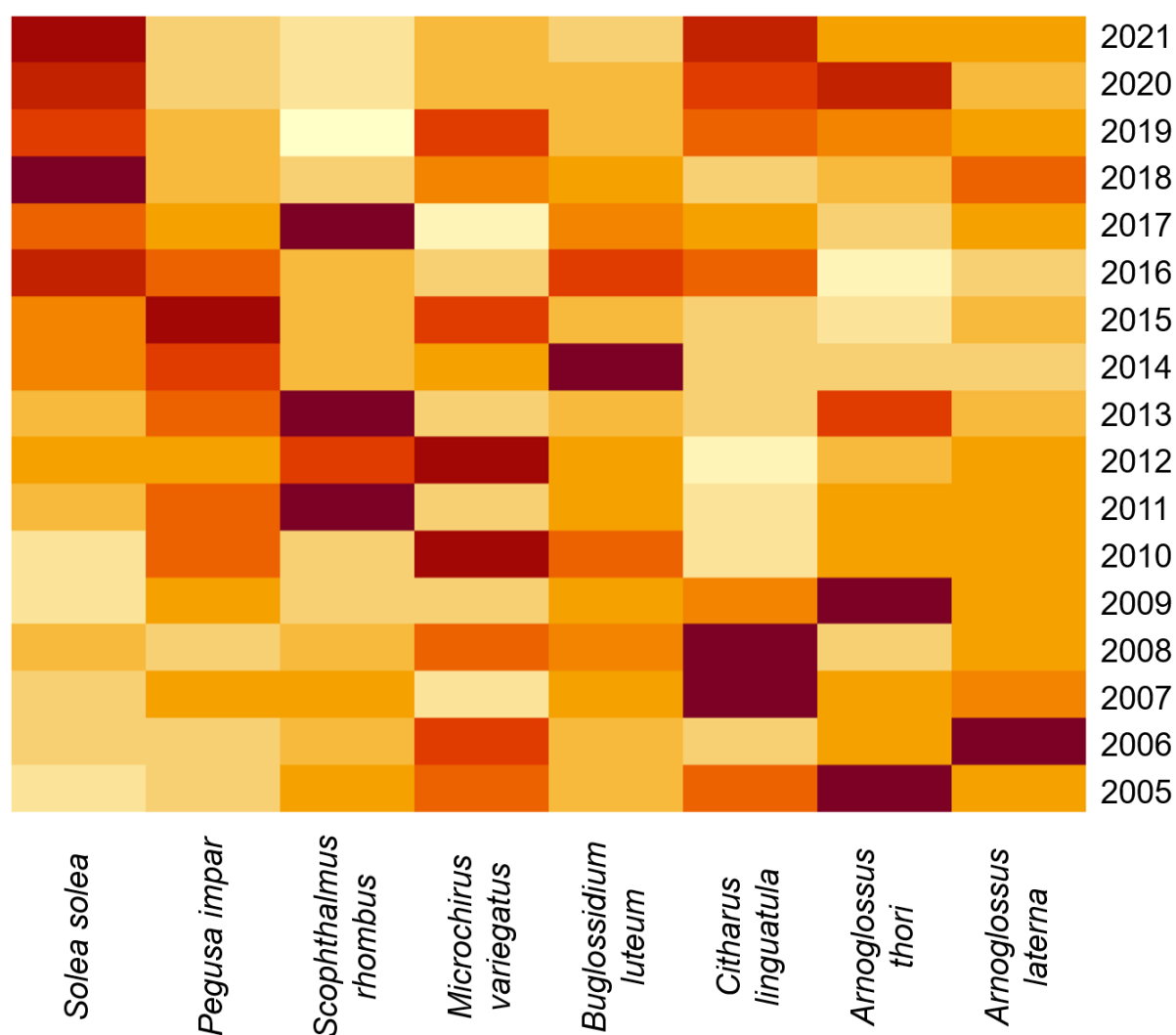


Figura 3.2 - Visualizzazione delle dinamiche temporali: heatmap. Questo grafico rappresenta gli indici di biomassa di ciascuna specie registrati nel periodo dal 2005 al 2021. Sull'asse delle ascisse sono riportate le 8 specie oggetto di analisi, mentre sull'asse delle ordinate sono mostrati gli anni dal 2005 al 2021. I colori più chiari indicano valori di biomassa più bassi, mentre i colori più scuri rappresentano valori di biomassa più alti.

3.3 Analisi delle Componenti Principali (PCA)

Per esplorare la presenza di tendenze comuni tra le diverse specie e approfondire la comprensione dei cambiamenti temporali all'interno della comunità, è stata eseguita la PCA. Inoltre, per rilevare se si sono verificati cambiamenti marcati negli indici di biomassa, è stato applicato il clustering gerarchico, con il quale sono state identificate 5 fasi tramite il dendogramma (Figura 3.3). I 5 raggruppamenti separano i seguenti periodi (i diversi colori nella Figura 3.4 e Figura 3.5):

- 2005 e dal 2007 al 2010
- 2006
- 2011, 2013 e 2017
- 2012, 2015, 2016 e dal 2018 al 2021
- 2014.

La PCA effettuata sulla comunità ha permesso la riduzione del dataset a due componenti principali. Le prime due componenti (PC1 e PC2) spiegano insieme il 53.73% della varianza dei dati. La PC1 (30.96%) mostra un picco nell'anno 2014 che è principalmente legato ai cambiamenti nella biomassa di specie quali *Pegusa impar*, *Buglossidium luteum* e *S. solea* (Figura 3.4 e 3.5). La PC2 (22.77%) è principalmente legata ai cambiamenti nella biomassa delle specie *Microchirus variegatus* e *Arnoglossus laterna* (Figura 3.4) e, rispetto alla PC1, mostra una dinamica più oscillatoria (Figura 3.5).

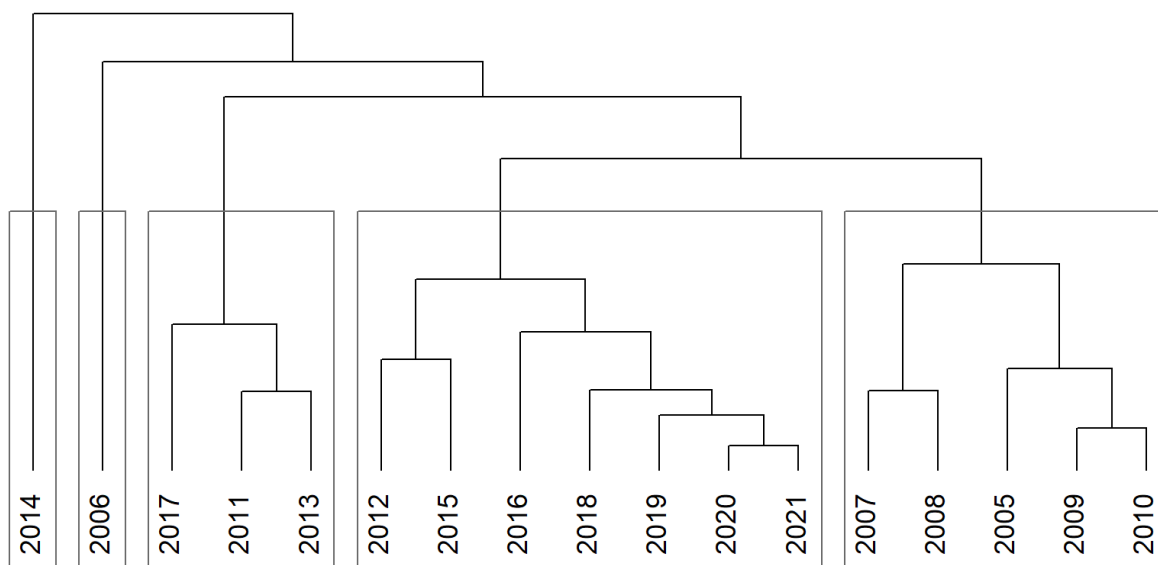


Figura 3.3 – Dendrogramma. Questo grafico è stato utilizzato per il clustering gerarchico al fine di raggruppare gli anni caratterizzati da tendenze comuni. Sono stati individuati 5 cluster, che sono rappresentati in figura tramite i riquadri: 1) 2014; 2) 2006; 3) 2017, 2011 e 2013; 4) 2012, 2015, 2016, 2018, 2019, 2020 e 2021; 5) 2007, 2008, 2005, 2009, 2010.

Nel 2006, la specie maggiormente abbondante risulta essere *Arnoglossus laterna* (Figura 3.4 anno blu), la quale tende poi ad attestarsi su valori più bassi negli anni successivi. Negli anni 2007 e 2008, c'è una maggiore abbondanza della specie *Citharus linguatula* (Figura 3.4 anni verdi), la quale subisce una diminuzione per riaumentare leggermente a partire dal 2019 (Figura 3.4 anni gialli). D'altra parte, *Scophthalmus rhombus* risulta essere presente principalmente negli anni 2011 e 2013 (Figura 3.4 anni rossi), mentre *Buglossidium luteum* nell'anno 2014 (Figura 3.4 anno nero). Infine, sempre nel 2014, risultano particolarmente abbondanti anche *Pegusa impar* e *S. solea*, quest'ultima anche nell'anno 2015 (Figura 3.4 anno giallo). Questi risultati hanno mostrato come non ci sia una tendenza temporale chiara all'interno della comunità e come le specie cambino in modo differente ed in anni diversi.

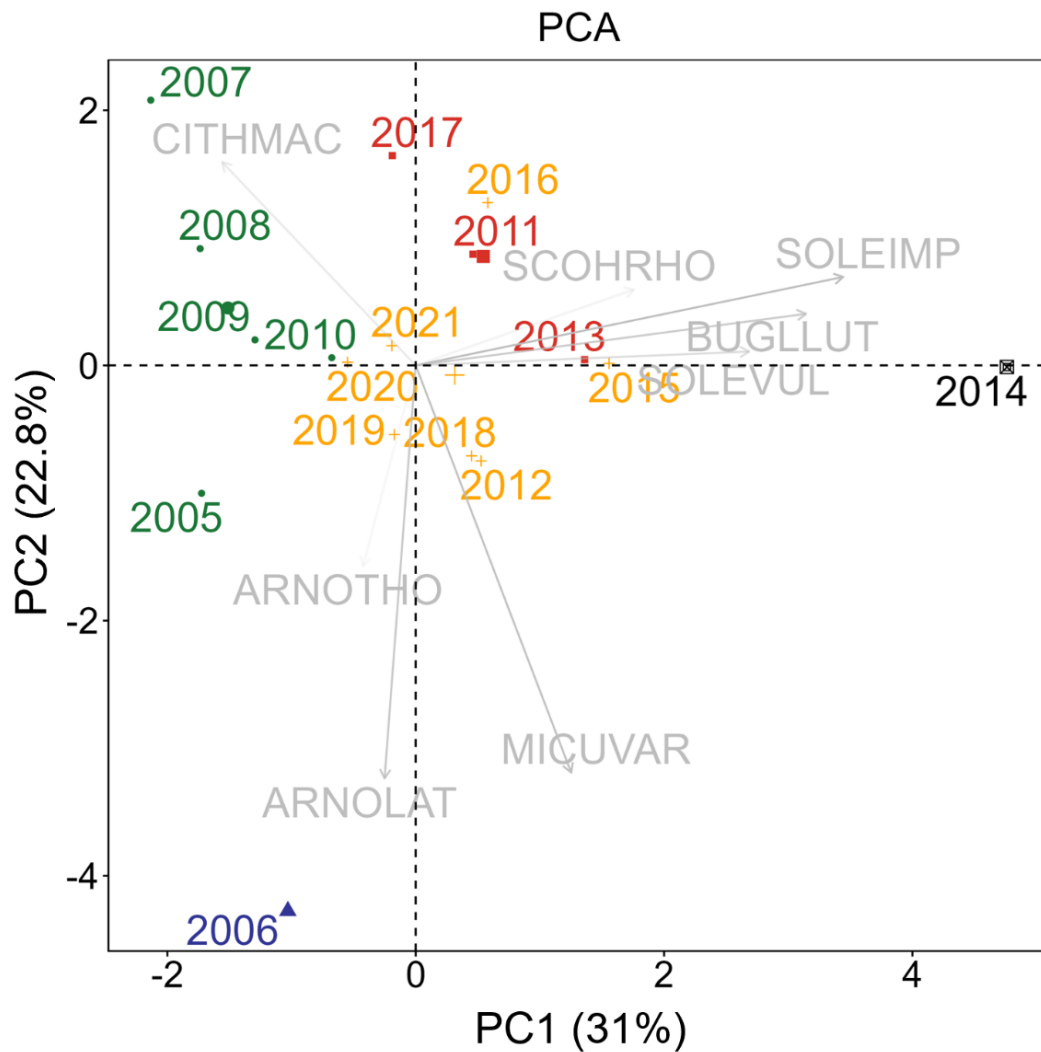


Figura 3.4 – Visualizzazione dell’Analisi delle Componenti Principali (PCA) applicata al dataset delle biomasse delle specie in analisi dal 2005 al 2021: *Arnoglossus laterna* (Arnolat), *Arnoglossus thori* (Arnotho), *Buglossidium luteum* (Bugllut), *Citharus linguatula* (Cithmac), *Microchirus variegatus* (Micuvar), *Pegusa impar* (Soleimp), *Scophthalmus rhombus* (Scohrho) e *S. solea* (Solevul). Le linee perpendicolari tratteggiate rappresentano le due componenti principali: la linea orizzontale la prima componente principale (PC1), mentre quella verticale la seconda componente principale (PC2). La percentuale della varianza data da ciascuna componente principale è spiegata tra parentesi. I colori degli anni dal 2005 al 2021 corrispondono alle 5 fasi rilevate nell’analisi dei clusters (verde: 2005 e dal 2007 al 2010; blu: 2006; rosso: 2011, 2013 e 2017; giallo: 2012, 2015, 2016 e dal 2018 al 2021; nero: 2014). Le frecce rappresentano le 8 specie di pesci piatti oggetto di analisi e sono raffigurate in scala di grigio con lunghezza dipendente dal contributo di ciascuna specie alle componenti principali (ad esempio, freccia più scura e lunga denota un contributo maggiore). In particolare, più una freccia si avvicina ad un determinato anno, maggiore è l’influenza di quella specie in quell’anno.

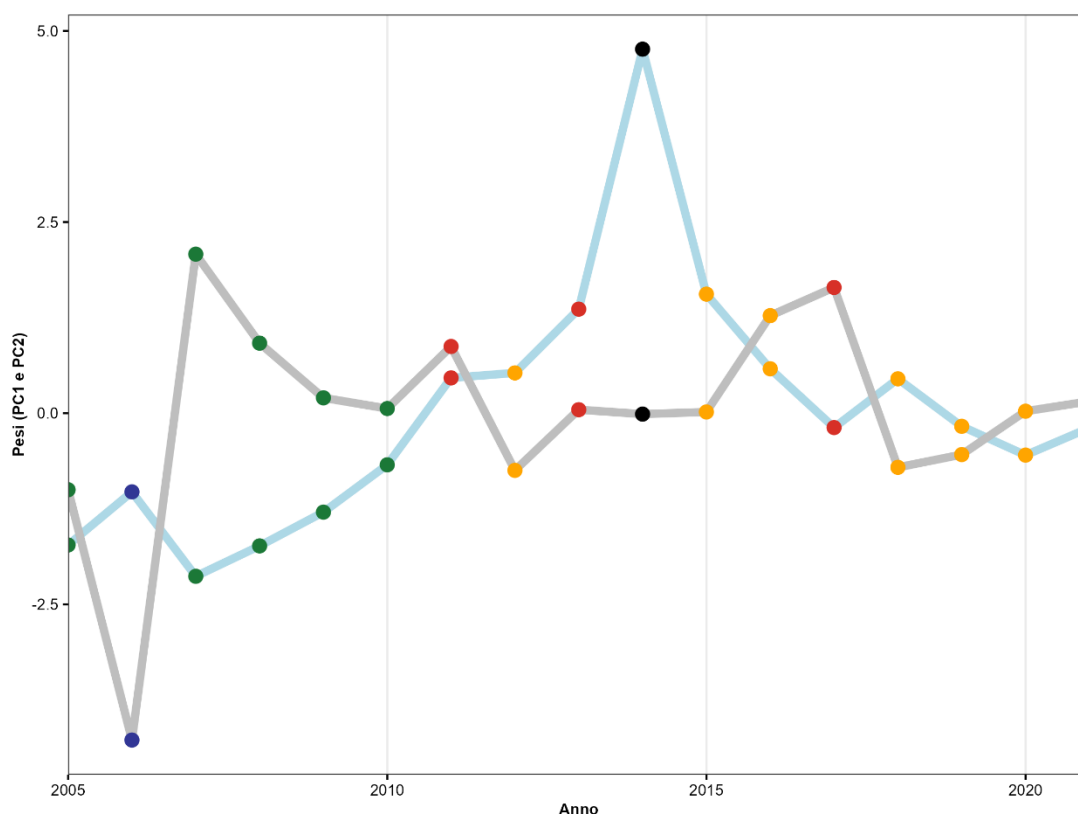


Figura 3.5 – Dinamiche temporali delle specie della comunità aggregate. Sull'asse delle ascisse sono riportati gli anni dal 2005 al 2021, mentre sull'asse delle ordinate i pesi che indicano la relazione tra le variabili originali e le componenti principali. I colori dei punti rappresentano le cinque diverse fasi identificate dall'analisi dei cluster (verde: 2005 e dal 2007 al 2010; blu: 2006; rosso: 2011, 2013 e 2017; giallo: 2012, 2015, 2016 e dal 2018 al 2021; nero: 2014). La linea celeste rappresenta la dinamica temporale della prima componente principale (PC1): comunità delle specie che contribuiscono alla PC1. La linea grigia raffigura l'andamento temporale della seconda componente principale (PC2): comunità di specie che contribuiscono alla PC2.

3.4 Analisi per l'identificazione dei cambiamenti di regime

I risultati ottenuti a livello di comunità mostrano che la maggior parte delle specie di pesci piatti non sono caratterizzati da cambiamenti evidenti negli anni e che anche a livello di comunità il trend non è chiaro. L'unica specie che presenta un incremento drastico della biomassa è *S. solea*, per cui le analisi dei cambiamenti di regime sono state fatte unicamente su questa specie.

3.4.1 Bayesian Change Point e Change Point Analysis

Il modello BCP ha rilevato la presenza di un punto di cambiamento nella serie temporale di *S. solea* nel 2013, mentre il modello *Change Point* nel 2012 (Figura 3.6 e 3.7). Tuttavia, dato che entrambe le analisi hanno rilevato un punto di cambio e la differenza tra i due è minima, per semplicità, nel prosieguo delle analisi è stato scelto l'anno 2013.

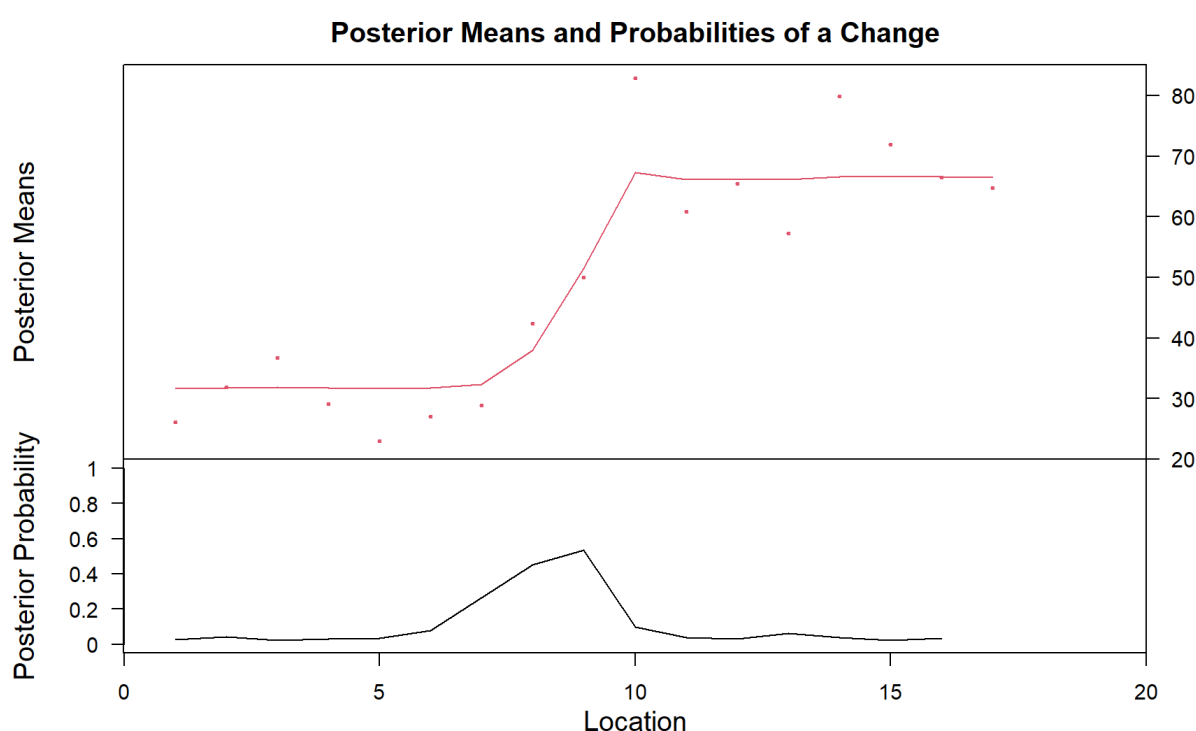


Figura 3.6 – Bayesian Change Point. Nel grafico superiore, sull'asse delle ascisse è riportata la posizione all'interno del dataset, mentre sull'asse delle ordinate la media a posteriori, che rappresenta la stima media di un parametro (indice di biomassa di *S. solea*) basata sulla distribuzione di probabilità a posteriori. Nel grafico inferiore, l'asse delle ascisse resta invariato, mentre su quello delle ordinate si trova la probabilità a posteriori che, in statistica bayesiana, rappresenta la probabilità di un evento o di un'ipotesi dopo aver considerato l'osservazione dei dati.

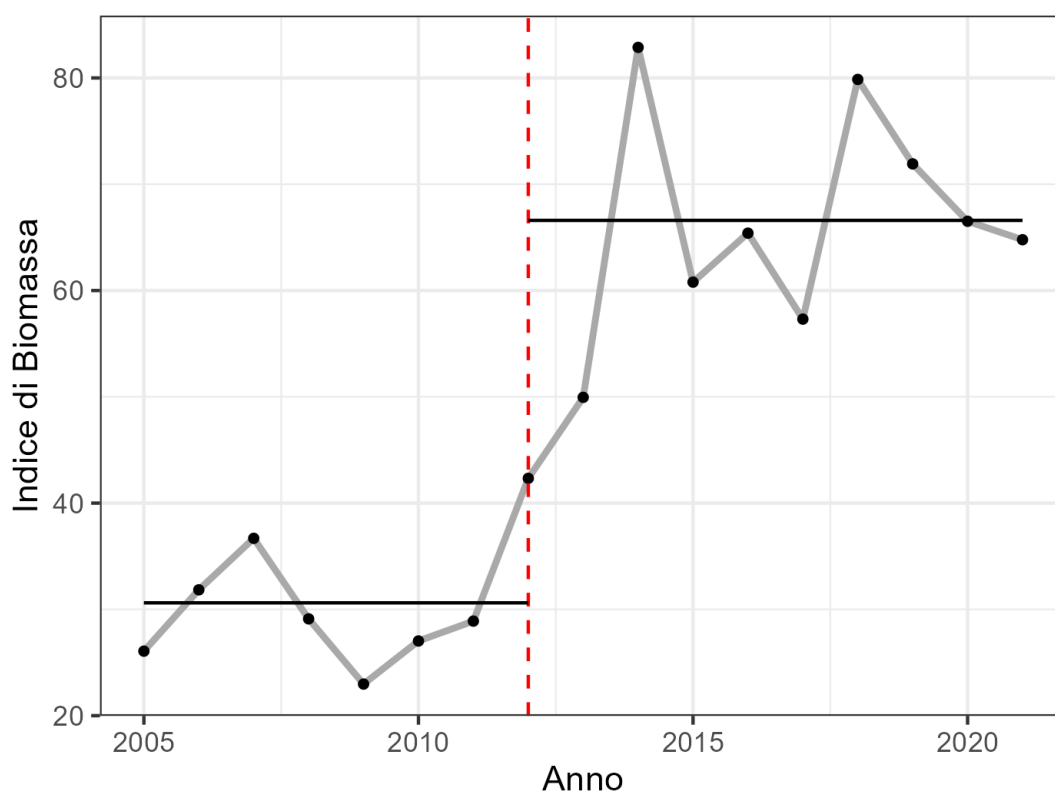


Figura 3.7 – Change point analysis. Il grafico rappresenta la serie temporale di *S. solea* (linea grigia) con l'asse delle ascisse caratterizzato dagli anni dal 2005 al 2021 e l'asse delle ordinate dagli indici di biomassa (kg/km^2). La linea rossa tratteggiata evidenzia il punto di cambio, dividendo la serie temporale in due parti e mettendo in evidenza la differenza tra le medie calcolate dal modello prima e dopo il cambiamento (linee nere continue).

3.4.2 Analisi della distribuzione della variabile di stato

Per confermare il cambiamento di regime è stata poi verificata la presenza di bimodalità. La distribuzione della biomassa di *S. solea* (Figura 3.8) presenta due distinti picchi, uno corrispondente a livelli bassi di biomassa e l'altro a livelli elevati. Vi è quindi un segnale di bimodalità anche se non fortemente marcato. Questo potrebbe essere causato dal fatto che la serie temporale considerata è molto breve.

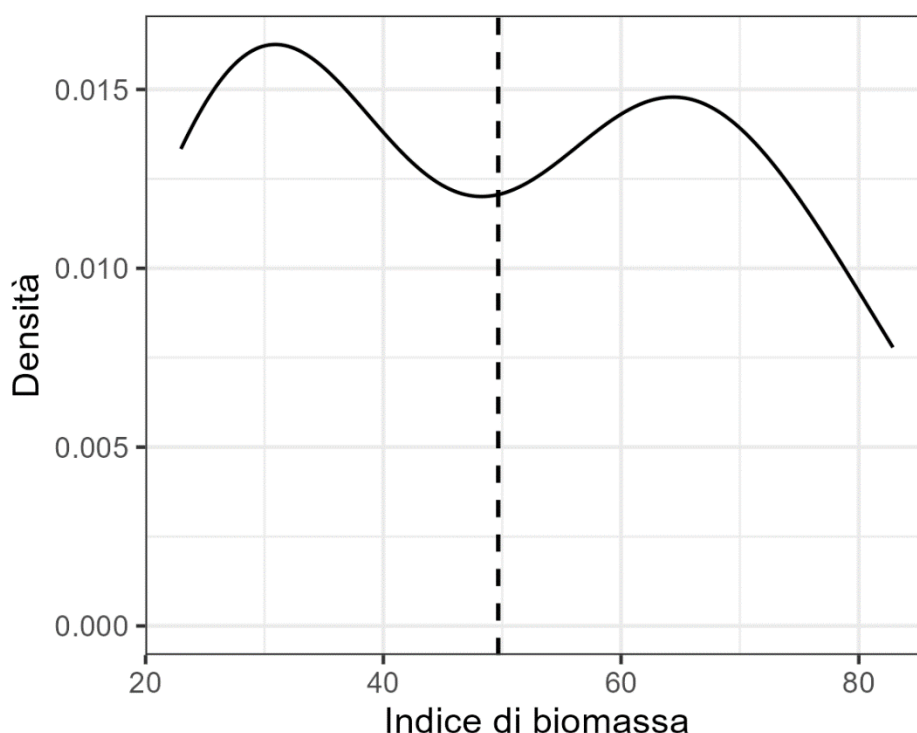


Figura 3.8 – Bimodalità. Il grafico mostra la densità dell'indice di biomassa di *S. solea*. In particolare, sull'asse delle ascisse sono presenti i valori di biomassa di *S. solea* (kg/km^2), mentre sull'asse delle ordinate si trova la densità o frequenza ($\text{kg} \cdot \text{km}^2$). La linea nera tratteggiata denota la media dei valori di biomassa. Si noti che l'andamento è caratterizzato da due picchi.

3.4.3 Isteresi

Al fine di verificare la presenza di isteresi come conferma dell'avvenuto cambiamento di regime, sono stati visualizzati vari *driver-state plots*, in cui è stata rappresentata la biomassa di *S. solea* in relazione alla i) temperatura del fondale (Figura 3.9), ii) alla portata del Po (Figura 3.10a) e iii) alla capacità di pesca (Figura 3.10b). La presenza di isteresi è verificata quando per un livello della pressione sono presenti due livelli della variabile di stato. Il *driver-state plot* tra la temperatura del fondale e la biomassa di *S. solea* non mostra la presenza di isteresi, visto che all'aumentare della temperatura del fondale aumenta la biomassa di *S. solea* e, per ogni valore di temperatura, è presente un valore di

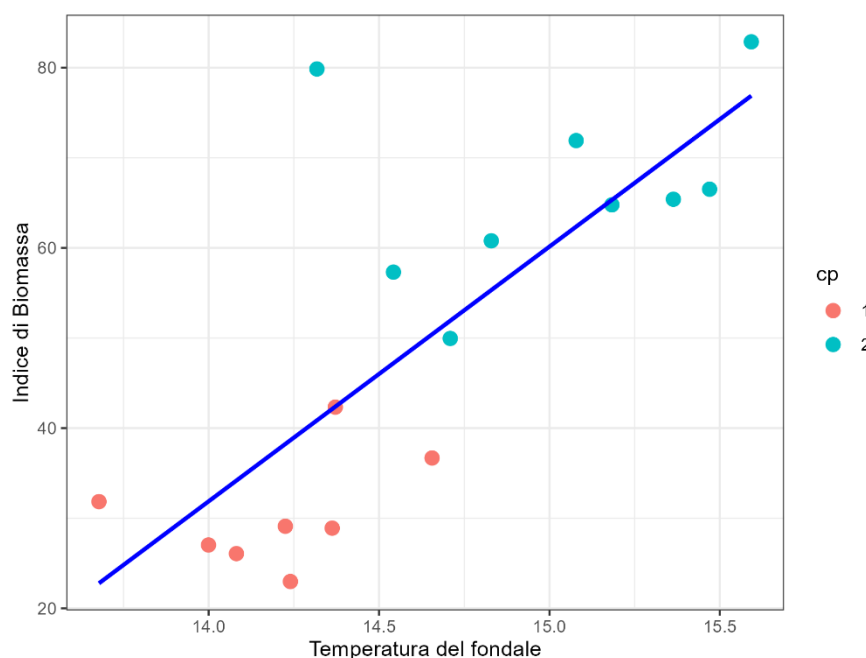


Figura 3.9 – Driver-state plot tra la temperatura del fondale e i valori di biomassa di *S. solea*. Sull'asse delle ascisse sono riportati i valori di temperatura del fondale (°C), mentre su quell'asse delle ordinate i valori di biomassa di *S. solea* (kg/km²). I punti della variabile di stato sono stati rappresentati con due colorazioni diverse: prima (arancione) e dopo (celeste) il punto di rottura identificato nel 2013 (cp). Si noti che non c'è evidenza di isteresi e che c'è una relazione approssimativamente lineare tra la temperatura del fondale e la biomassa di *S. solea* (linea blu continua).

abbondanza. Pertanto, è possibile rappresentare idealmente questa interazione con un'unica linea retta. Invece, i *driver-state plots* con capacità di pesca (Figura 3.10a) e con la portata del Po (Figura 3.10b) mostrano chiaramente la presenza di due stati diversi della biomassa di *S. solea* per un solo valore della pressione. Al fine di risaltare questa doppia relazione tra la variabile di stato e le pressioni, è stata fatta una distinzione dei punti prima e dopo il cambiamento (anno 2013) e sono stati tracciati due modelli lineari differenti per meglio visualizzare l'andamento generale prima e dopo il 2013 (Figura 3.10a, 3.10b). In particolare, per la pressione di pesca, si vede come nella prima parte della serie temporale (prima del 2013), ad una riduzione della capacità di pesca non sia corrisposto alcun

cambiamento della biomassa, mentre dopo il 2013, la biomassa presenti uno stato molto più alto ed una diversa relazione con la capacità di pesca (Figura 3.10a). Allo stesso modo, dalla Figura 3.10b è chiaro che esistono due diverse relazioni tra la portata del Po e la biomassa di *S. solea* prima e dopo il 2013, e come la portata del Po non abbia molta influenza sulla biomassa di *S. solea* prima del 2013, mentre presenti una relazione positiva dopo il 2013.

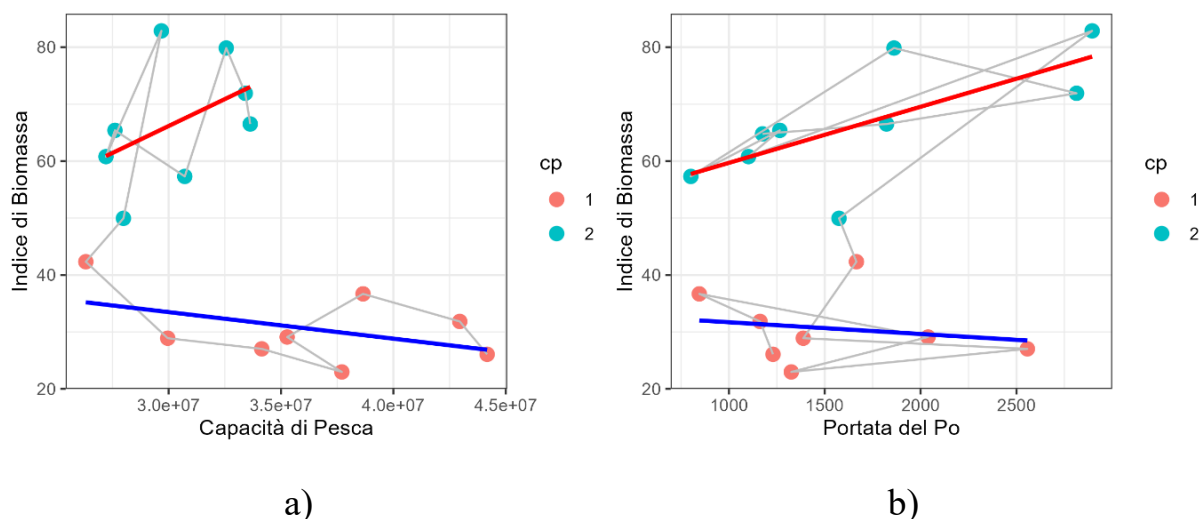


Figura 3.10 – Driver-state plot per la capacità di pesca e la portata del Po. I punti della variabile di stato sono stati rappresentati con due colorazioni diverse: prima (arancione) e dopo (celeste) il punto di rottura identificato nel 2013 (cp). La linea blu rappresenta il trend generale prima del 2013, mentre quella rossa dopo il 2013. a) Il grafico rappresenta il driver-state plot tra la capacità di pesca (asse delle ascisse) e la biomassa di *S. solea* (asse delle ordinate, kg/km²). Si noti che, nella prima parte della serie temporale (punti arancioni) ad una riduzione della capacità di pesca non è corrisposto alcun cambiamento della biomassa. b) Grafico del driver-state plot tra la portata del Po (asse delle ascisse, m/s) e la biomassa di *S. solea* (asse delle ordinate). Si noti come la portata del Po non aveva grande influenza sulla biomassa di *S. solea* prima del 2013, e invece presenta una relazione positiva dopo il 2013.

3.4.4 Modello lineare

Per indagare la potenziale correlazione lineare tra le pressioni ambientali e *S. solea*, sono stati sviluppati vari modelli lineari. È stato condotto il test di Shapiro-Wilk, il cui esito ha prodotto un *p-value* di 0.1073, superiore al livello di significatività di 0.05, confermando che i dati seguono una distribuzione normale. Tra i modelli effettuati, vengono riportati solo quelli con risultati significativi, mentre i modelli accessori sono inclusi in appendice. Il modello tra la biomassa di *S. solea* e la temperatura del fondale (Figura 3.11), mostra una relazione lineare, positiva e significativa (*p-value* 0.0007), i cui parametri statistici ottenuti (stima, σ , *t-value*, *p-value*, *R-quadro*) sono riportati in Tabella 2. Il modello spiega il 57% della varianza dei dati (*R-quadro* = 0.5738) e quindi la temperatura riesce a spiegare abbastanza bene la variazione dei valori di biomassa di *S. solea*. Sono stati sviluppati poi modelli lineari aventi come variabile indipendente la capacità di pesca (Figura 3.12a) o la portata del Po (Figura 3.12b) e il cambiamento di regime (come fattore) per spiegare la variazione dei valori della biomassa di *S. solea*. L'aggiunta del fattore punto di cambio (cioè, della presenza di un fattore che divide la serie temporale in due parti, prima e dopo il 2013) è stata fatta basandosi sui risultati dell'isteresi. I risultati dei due modelli sono riportati nelle Tabelle 3 e 4 (stima, σ , *t-value*, *p-value*, *R-quadro*). In entrambi i modelli le due pressioni esterne non sono risultate significative nello spiegare la biomassa di *S. solea* (*p-value* > 0.05). Invece il fattore cambiamento di regime è risultato significativo (vedi Tabelle 3 e 4) evidenziando come la biomassa di *S. solea* sia

significativamente più alta dopo il 2013. La varianza spiegata da entrambi i modelli è elevata; infatti, l'*R-quadro* del modello con la capacità di pesca ha un valore di 0.8404, mentre quello del modello con la portata del Po è pari a 0.8512.

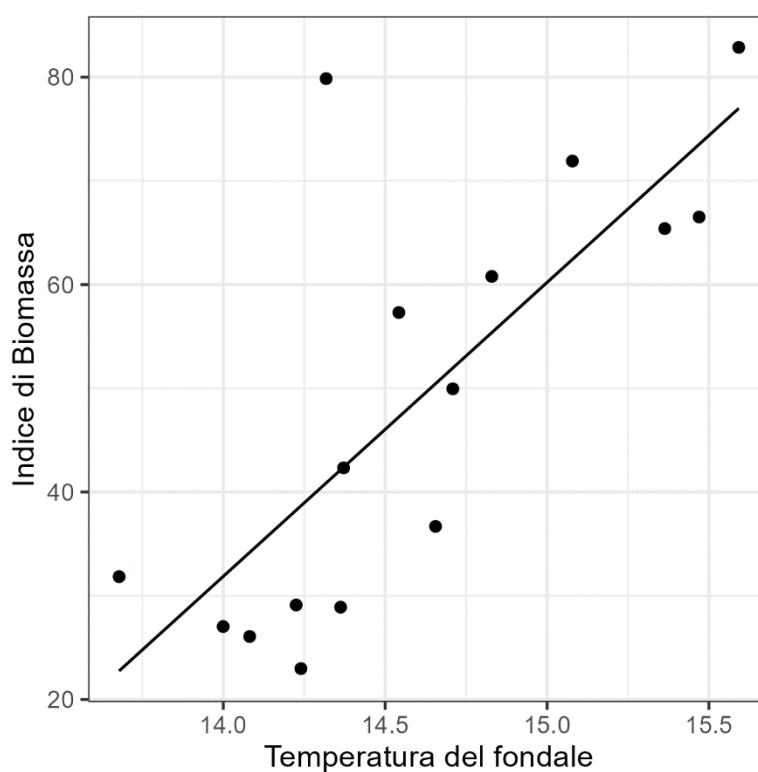


Figura 3.11 – Modello lineare tra temperatura del fondale e indice di biomassa di *S. solea*. Il grafico a dispersione è caratterizzato da un asse delle ascisse in cui sono riportati i valori di temperatura del fondale (°C) e da un asse delle ordinate con i valori di abbondanza di *S. solea* (kg/km²). La linea nera continua serve a rappresentare la tendenza generale della distribuzione, la quale risulta in una correlazione positiva tra la temperatura del fondale e la biomassa di *S. solea*.

Tabella 1 – Parametri statistici del modello lineare tra temperatura del fondale e biomassa di *S. solea*.

	<i>stima</i>	σ	<i>t-value</i>	<i>P-value</i>	<i>R-quadro</i>
<i>Intercetta</i>	-364.880	95.329	-3.828	0.0018	0.5738
<i>Temperatura del fondale</i>	28.339	6.527	4.342	0.0007	

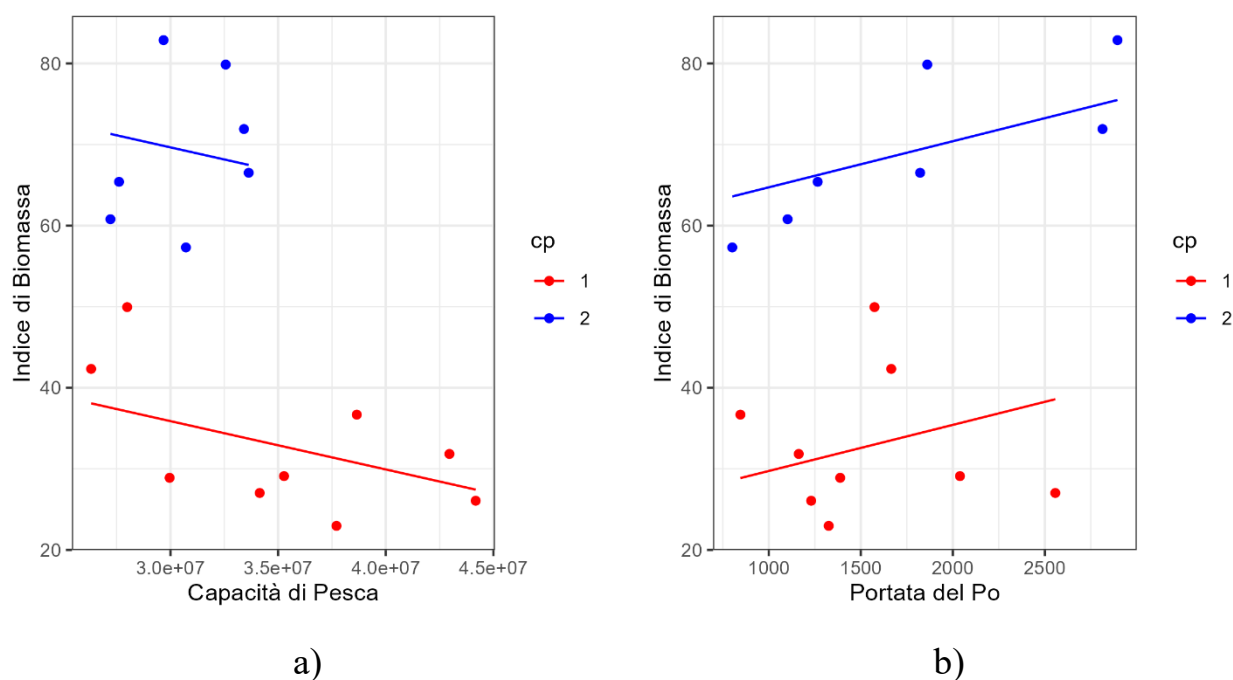


Figura 3.12 – Modello lineare per la capacità di pesca e la portata del Po. In entrambi i grafici a dispersione, i punti della variabile di stato sono stati rappresentati con due colorazioni diverse: prima (rosso) e dopo (blu) il punto di cambio identificato nel 2013 (cp). Le linee continue servono a rappresentare la tendenza generale della distribuzione prima e dopo il punto di cambio, e pertanto sono anch'esse colorate rispettivamente di rosso e blu. a) Grafico del modello lineare tra la capacità di pesca e la biomassa di *S. solea*. Infatti, sull'asse delle ascisse è presente la capacità di pesca, mentre su quello delle ordinate sono riportati i valori di abbondanza di *S. solea* (kg/km²). b) Grafico del modello lineare tra la portata del Po (asse delle ascisse) e la biomassa di *S. solea* (asse delle ordinate, kg/km²).

Tabella 2 – Parametri statistici del modello lineare per la capacità di pesca con la biomassa di *S. solea*.

	<i>stima</i>	σ	<i>t-value</i>	<i>P-value</i>	<i>R-quadro</i>
Intercetta	5.377e+01	1.669e+01	3.221	0.00669	0.8404
Capacità di pesca	-5.959e-07	4.662e-07	-1.278	0.22350	
Cp2	3.376e+01	4.940e+00	6.834	1.2e-05	

Tabella 3 – Parametri statistici del modello lineare per la portata del Po con la biomassa di *S. solea*.

	<i>stima</i>	σ	<i>t-value</i>	<i>P-value</i>	<i>R-quadro</i>
<i>Intercetta</i>	24.059722	6.022742	3.995	0.00153	0.8512
<i>Portata del Po</i>	0.005683	0.003464	1.641	0.12483	
<i>Cp2</i>	34.980222	4.403001	7.945	2.41e-06	

3.4.5 Modello Additivo Generalizzato con Soglia (tGAM)

Considerando che le analisi precedenti suggerivano la presenza di un cambiamento di regime nella biomassa di *S. solea* è stato sviluppato un modello tGAM che consente di individuare una soglia nell'interazione tra due variabili predittive. Dal momento che la temperatura presenta una relazione lineare con la biomassa di *S. solea* sono state utilizzate come variabili la capacità di pesca e la portata del Po, che invece presentavano due tipi di relazione con la biomassa. Abbiamo quindi sviluppato due modelli, uno con la pesca come variabile soglia e uno con la portata del Po come variabile soglia. Abbiamo poi confrontato questi modelli con il semplice modello GAM, senza soglia, tramite LOOCV. I risultati di quest'ultimo modello sono dettagliatamente esposti nella Tabella 5, da cui si evince anche che il valore di soglia individuato per la capacità di pesca è pari a $3.4 \cdot 10^7$. Oltre ai valori di *p-value*, sono riportati anche l'*R-quadro* (63%) e la devianza spiegata (70.7%), indicando che il modello spiega bene la varianza dei dati.

Al fine di comprendere la validità del modello, come descritto nel paragrafo 2.6.5, devono essere rispettati 3 criteri:

1. Una delle pendenze delle curve del modello mostra un *p-value* significativo ($2.51e^{-05}$) ed è quella relativa ad una capacità di pesca minore o uguale alla soglia.
2. Il grafico che mostra i valori di GCV per il modello tGAM in questione presenta una “valle” in corrispondenza del valore di soglia (Figura 3.13).
3. I gradi di libertà effettivi (edf) prima e dopo la soglia dovrebbero differire, ma in questo caso entrambi i valori risultano pari a 1.667. Nonostante ciò, questo criterio è stato considerato accettabile, poiché l’assenza di disparità nei gradi edf potrebbe derivare dalla limitata estensione temporale della serie relativa a *S. solea*.

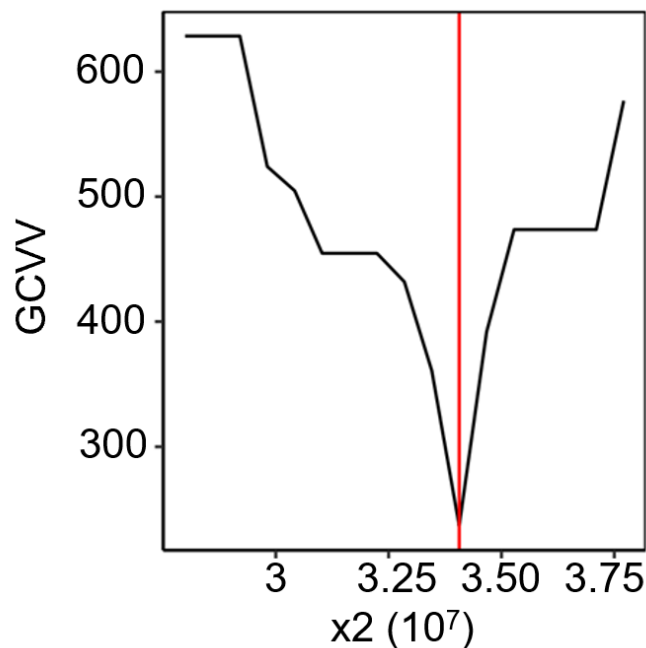


Figura 3.13 – Grafico dei valori di convalida incrociata generalizzata (GCV).

Pertanto, tali criteri dimostrano che il modello tGAM è valido.

Nella Figura 3.14 la divisione tra valori di capacità di pesca sotto e sopra la soglia ($3.4 \cdot 10^7$) è marcata dall'uso di due colori differenti. Inoltre, dalla Figura 3.14 (colore rosso) si evince che per valori di capacità di pesca maggiori della soglia individuata, la relazione tra la portata del Po e l'abbondanza di *S. solea* risulta leggermente negativa. D'altra parte, il colore blu in Figura 3.14 viene utilizzato per mettere in risalto la situazione nel caso in cui la capacità di pesca sia minore o uguale alla soglia: all'aumentare della portata del Po, si registra un incremento dell'abbondanza di *S. solea*. Il valore soglia della capacità di pesca si registra nel 2011. Di conseguenza, ad una riduzione della capacità di pesca corrisponde un aumento anche dell'effetto positivo della portata del Po sulla biomassa di *S. solea* che aumenta drasticamente.

Tabella 5 – Parametri statistici del modello tGAM tra le pressioni ambientali (capacità di pesca e portata del Po) e la biomassa di *S. solea*. Il valore $3.4 \cdot 10^7$ di capacità di pesca è quello individuato dal modello come soglia.

	<i>edf</i>	<i>F-value</i>	<i>p-value</i>	<i>Devianza spiegata</i>	<i>R-quadro</i>
Capacità di pesca $\leq 3.4 \cdot 10^7$	1.667	53.355	2.51e-05	70.7%	0.634
Capacità di pesca $> 3.4 \cdot 10^7$	1.667	0.054	0.917		

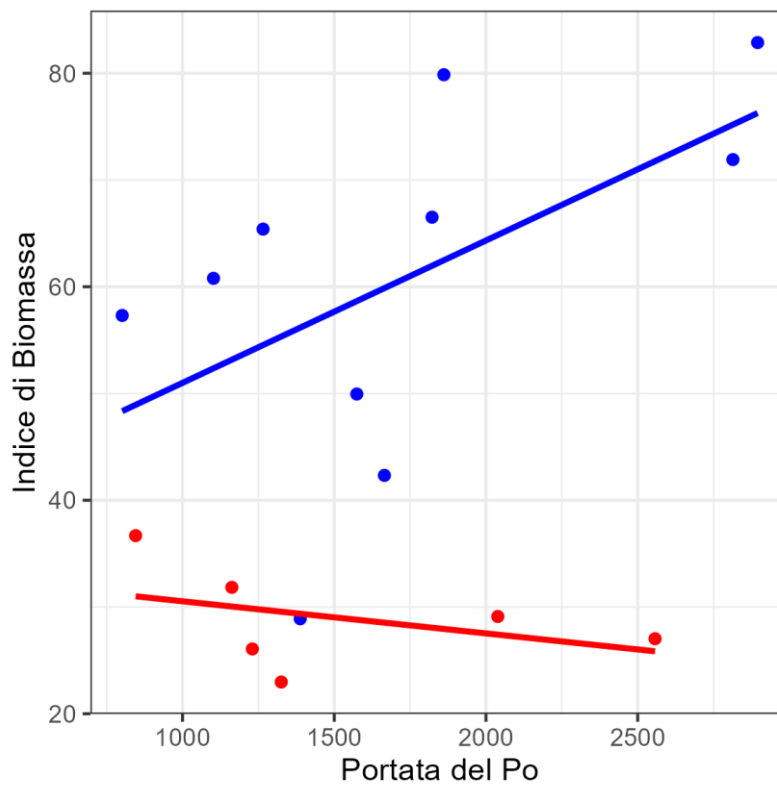


Figura 3.14 – Modello Additivo Generalizzato con Soglia (tGAM). Il grafico a dispersione è caratterizzato dalla portata del Po sull'asse delle ascisse e da valori di abbondanza di *S. solea* (kg/km²) sull'asse delle ordinate. I punti e la tendenza generale della variabile di stato sono stati rappresentati con due colorazioni diverse: sopra (rosso) e sotto (blu) il valore di soglia della capacità di pesca. Per valori della capacità di pesca maggiore del valore di soglia, la relazione tra la portata del Po e l'abbondanza di *S. solea* risulta praticamente nulla; per valori della capacità di pesca minori o uguali al valore di soglia, all'aumentare della portata del Po aumenta anche l'abbondanza di *S. solea*.

4. Discussione

Questa ricerca si è proposta di fornire una panoramica dettagliata sulle dinamiche temporali della comunità dei pesci piatti nell'alto Adriatico. In questo contesto, l'analisi è stata focalizzata sui cambiamenti di regime all'interno della comunità, un fenomeno cruciale per comprendere la stabilità ecologica e la resilienza degli ecosistemi marini. Attraverso un'indagine approfondita, sono stati esplorati gli andamenti degli indici di biomassa di specie quali *Arnoglossus laterna*, *Arnoglossus thori*, *Buglossidium luteum*, *Citharus linguatula*, *Microchirus variegatus*, *Pegusa impar*, *Scophthalmus rhombus* e *S. solea*, al fine di identificare eventuali cambiamenti significativi nel tempo. La visualizzazione preliminare delle serie temporali dei dati di biomassa ha rilevato che, nonostante alcune fluttuazioni annuali, la maggior parte delle specie analizzate ovvero *Arnoglossus laterna*, *Arnoglossus thori*, *Buglossidium luteum*, *Citharus linguatula*, *Microchirus variegatus*, *Pegusa impar* e *Scophthalmus rhombus* presenta un andamento relativamente costante nel tempo (Figura 3.1). Questa tendenza si evince anche dalla *heatmap* (Figura 3.2) e dall'analisi dei componenti della PC2 (Figura 3.5), che evidenziano una stabilità complessiva delle specie. Questo andamento può essere interpretato alla luce di diversi fattori che potrebbero aver contribuito a tale equilibrio. In primo luogo, molte di queste specie presentano un basso valore commerciale e non sono soggette a un'elevata pressione di pesca (65). Il loro scarso valore commerciale potrebbe aver limitato l'intensità della

pesca diretta, contribuendo così a mantenere le loro popolazioni relativamente costanti nel tempo. Inoltre, alcune delle specie studiate, in particolare quelle di dimensioni ridotte come *Buglossidium luteum* e *Microchirus variegatus*, potrebbero essere meno suscettibili alla cattura a causa della loro piccola taglia e morfologia, che potrebbe consentire loro di passare attraverso le maglie delle reti da pesca.

Il rombo (*Scophthalmus rhombus*), nonostante il suo valore commerciale, presenta un aumento di biomassa attorno al 2010, seguito da una riduzione. Una possibile spiegazione dello stato del rombo potrebbe essere legata al fatto che, come altre specie ittiche commerciali, potrebbe aver subito un forte sfruttamento nel passato e, nonostante la capacità di pesca sia diminuita nel tempo, la specie ha un tasso di mortalità da pesca ancora elevato (94). Informazioni disponibili riguardo queste specie nel Mar Adriatico sono limitate e quindi sono necessari ulteriori studi per comprendere appieno le loro dinamiche.

Solo *S. solea* ha mostrato una variazione nella sua abbondanza. Tale variazione emerge chiaramente dall'osservazione delle serie temporali dei dati di biomassa (Figura 3.1), che evidenziano un aumento degli indici di biomassa per *S. solea*; questo stesso pattern è riscontrabile anche nell'andamento della specie nella *heatmap* (Figura 3.2). Le analisi condotte su *S. solea* hanno messo in risalto cambiamenti significativi nel corso del tempo, sottolineando la possibile presenza

di un cambiamento di regime; in particolare, questo cambiamento è stato evidenziato sia dalla bimodalità della variabile di stato che dalle relazioni tra la biomassa e le variabili di portata del Po e la capacità di pesca nei *driver-state plot*.

Queste relazioni rivelano un comportamento isteretico, che il modello lineare con la variabile di cambio ed il modello tGAM sono riusciti a descrivere adeguatamente. In particolare, il modello tGAM ci ha permesso di capire le interazioni tra le due variabili nel determinare la biomassa di *S. solea*. Come mostrato in Figura 3.14 (colore rosso), all'inizio della serie temporale, *S. solea* era stata fortemente sfruttata a causa dell'intensa attività di pesca, che aveva portato a bassi valori di biomassa (95). Con il passare degli anni, nonostante la capacità di pesca fosse progressivamente diminuita, la biomassa di *S. solea* non ha mostrato segni di recupero immediato e sembrava non reagire neanche a cambiamenti nelle variabili ambientali, come la portata del Po. Tuttavia, una volta che la capacità di pesca è scesa al di sotto del valore soglia di $3.4 \cdot 10^7$, si è osservato un aumento improvviso della biomassa (Figura 3.14, colore blu). Inoltre, quando la biomassa di *S. solea* ha iniziato a crescere, questo incremento è stato ulteriormente supportato dalla rinnovata relazione con la portata del Po, in cui l'aumento della portata del fiume ha favorito un ulteriore incremento dell'abbondanza di *S. solea* (Figura 3.14, colore blu). La portata del fiume Po può essere considerata come un indicatore della concentrazione di nutrienti nell'alto Adriatico e, di conseguenza, della disponibilità di cibo (80).

L'aumento di *S. solea* è avvenuto a causa della riduzione della capacità di pesca che è anche il riflesso di diverse misure di gestione adottate negli ultimi decenni. Infatti, la pesca a strascico è soggetta a una serie di regolamentazioni volte a salvaguardare lo stato delle risorse e a garantire uno sfruttamento in linea con il principio della pesca sostenibile. In particolare, la normativa attuale prevede un divieto temporaneo durante il periodo estivo, con una chiusura totale per un mese, e restrizioni spaziali che vietano la pesca entro una distanza di 4 o 6 miglia dalla costa in un periodo di circa 40 giorni che fa seguito al fermo biologico (57). Le misure di restrizione spaziale sono state implementate a partire dal 2012 per proteggere le aree di *nursery* delle specie e, nel caso di *S. solea*, probabilmente hanno facilitato il reclutamento, permettendo di aumentare la sua abbondanza. Le strategie di gestione e il monitoraggio della capacità di pesca sono fondamentali per la tutela delle risorse ittiche, come evidenziato da questa analisi. Pertanto, è imperativo perseguire costantemente il miglioramento delle pratiche al fine di preservare gli stock ittici, in particolare quello di *S. solea* e, in generale, l'ecosistema marino dell'alto Adriatico.

S. solea è riuscita a tornare a livelli di biomassa più elevati beneficiando della riduzione della pesca e anche da periodi in cui è presente un alto apporto di nutrienti del fiume. Anche la correlazione tra la biomassa di *S. solea* e la temperatura del fondale ha rivelato interessanti dinamiche. L'analisi ha chiaramente mostrato una relazione positiva tra l'indice di biomassa e la

temperatura del fondale (Figura 3.11). Questo fenomeno può essere attribuito al carattere termofilo di *S. solea* (96). L'interazione tra tutti questi fattori ha permesso di migliorare l'abbondanza di *S. solea*.

È interessante notare che il Mare Adriatico sta attraversando un lungo e lento processo di oligotrofizzazione a causa della diminuzione della portata del Po nel corso degli anni (53). Questa inversione della tendenza all'eutrofizzazione, con la conseguente riduzione della disponibilità di cibo, potrebbe alterare l'equilibrio dell'ecosistema marino in futuro. Tale cambiamento aumenta la probabilità di significative trasformazioni nella struttura e nel funzionamento dell'ecosistema del Mar Adriatico Settentrionale, il che potrebbe influenzare la popolazione di *S. solea* e dell'intera comunità dei pesci piatti, con potenziali conseguenze a cascata sull'equilibrio ecologico e sulla sostenibilità della pesca nella regione. Tuttavia, questa tendenza potrebbe invertirsi, poiché il continuo aumento delle temperature potrebbe aumentare la stratificazione delle acque (52). Questo, insieme alla riduzione del ricambio idrico, potrebbe prolungare i tempi di rinnovo delle acque dell'Adriatico Settentrionale. Queste condizioni potrebbero accentuare la suscettibilità dell'ecosistema alle influenze dell'eutrofizzazione e dell'acidificazione, nonostante il processo di oligotrofizzazione attualmente in corso (52). Anche in questo caso, tale variazione potrebbe condurre l'ecosistema dell'Adriatico Settentrionale verso una nuova configurazione manifestando

cambiamenti nella comunità ittica, in particolare per quanto riguarda la comunità dei pesci piatti.

5. Conclusioni

Lo studio condotto ha permesso di esplorare lo stato della comunità dei pesci piatti nell'alto Adriatico, identificando le relative dinamiche, con un focus particolare sullo stato della sogliola comune (*Solea solea*). Le analisi preliminari hanno evidenziato una stabilità nei valori di biomassa nel tempo per la maggior parte delle specie esaminate, in particolare *Arnoglossus laterna*, *Arnoglossus thori*, *Buglossidium luteum*, *Citharus linguatula*, *Microchirus variegatus* e *Scophthalmus rhombus*. D'altra parte, solo *S. solea* ha mostrato dei cambiamenti nella sua serie temporale e le successive analisi hanno evidenziato un potenziale cambiamento di regime, caratterizzato da un aumento della biomassa, attribuito alla ridotta capacità di pesca, al rinnovato rapporto con la portata del fiume Po e all'aumento delle temperature del fondale. In conclusione, lo studio condotto dimostra l'importanza di esaminare i cambiamenti di regime per comprendere le dinamiche all'interno delle comunità ittiche in risposta alle pressioni, sia antropiche che ambientali. Infatti, questa analisi è cruciale per potenziare le pratiche di gestione attuali, garantendo così la conservazione della biodiversità marina e la sostenibilità della pesca nell'alto Adriatico. Al fine di ampliare la comprensione delle dinamiche ecologiche nell'Adriatico Settentrionale, potrebbe essere interessante integrare questa ricerca con studi sullo stato di reclutamento delle specie analizzate, per identificare i loro cambiamenti nel tempo e l'impatto sulle popolazioni. In aggiunta, per comprendere le variazioni regionali e

identificare eventuali cambiamenti significativi a livello locale, si potrebbe effettuare anche un'analisi spaziale dettagliata.

Appendice

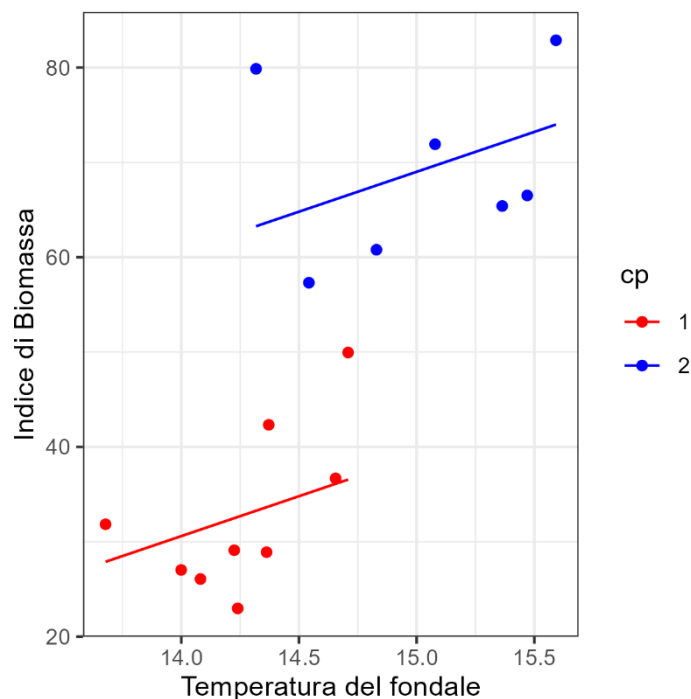
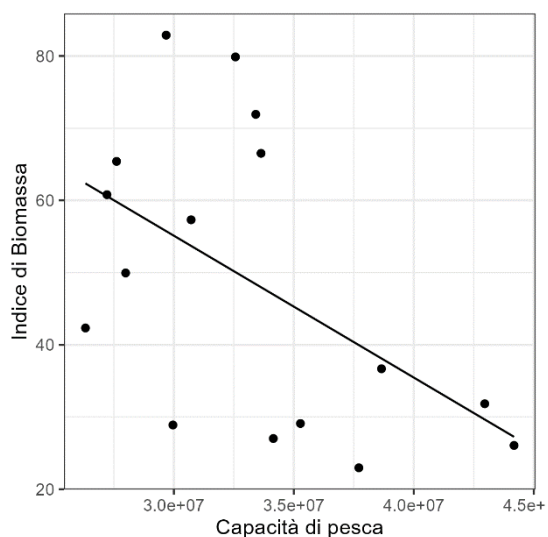
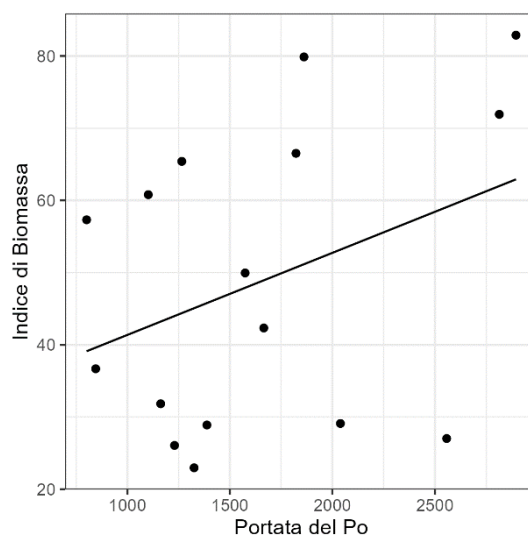


Figura 6.5.1 – Modello lineare per la temperatura del fondale. Nel grafico a dispersione sull'asse delle ascisse è presente la temperatura del fondale, mentre su quello delle ordinate sono riportati i valori di abbondanza di *S. solea* (kg/km^2). I punti della variabile di stato sono stati rappresentati con due colorazioni diverse: prima (rosso) e dopo (blu) il punto di cambio identificato nel 2013 (cp). Le linee continue servono a rappresentare la tendenza generale della distribuzione prima e dopo il punto di cambio, e pertanto sono anch'esse colorate rispettivamente di rosso e blu.



a)



b)

Figura 0.2 – Modello lineare tra la capacità di pesca (a), la portata del Po (b), e indice di biomassa di *S. solea*. Il grafico a dispersione è caratterizzato da un asse delle ascisse in cui sono riportati i valori di capacità di pesca (a), la portata del Po (b), e da un asse delle ordinate con i valori di abbondanza di *S. solea* (kg/km^2). La linea nera continua serve a rappresentare la tendenza generale della distribuzione tra la capacità di pesca (a), la portata del Po (b) e la biomassa di *S. solea*.

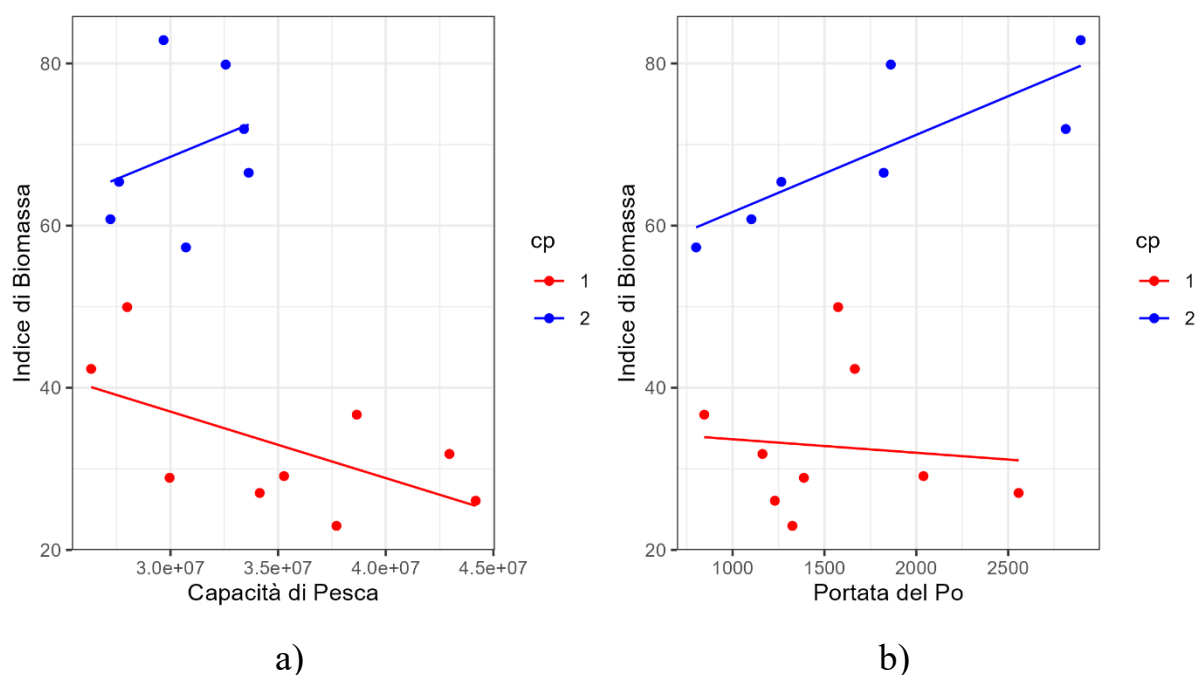


Figura 0.3 – Modello lineare per la capacità di pesca e la portata del Po. In entrambi i grafici a dispersione, i punti della variabile di stato sono stati rappresentati con due colorazioni diverse: prima (rosso) e dopo (blu) il punto di cambio identificato nel 2013 (cp). Le linee continue servono a rappresentare la tendenza della distribuzione prima e dopo il punto di cambio, e pertanto sono anch'esse colorate rispettivamente di rosso e blu. a) Grafico del modello lineare tra la capacità di pesca e la biomassa di *S. solea*. Infatti, sull'asse delle ascisse è presente la capacità di pesca, mentre su quello delle ordinate sono riportati i valori di abbondanza di *S. solea* (kg/km^2). b) Grafico del modello lineare tra la portata del Po (asse delle ascisse) e la biomassa di *S. solea* (asse delle ordinate, kg/km^2).

Referenze bibliografiche

1. Zalasiewicz J, Williams M. Climate change through Earth history. In: Climate Change. Elsevier; 2021. p. 49–65.
2. Ceballos G, Ehrlich PR, Raven PH. Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. Proceedings of the National Academy of Sciences. 2020 Jun 16;117(24):13596–602.
3. United Nations Atlas of the Ocean,2002.Uses – Human Settlement on the Coast. <http://www.oceansatlas.org/subtopic/en/c/114>.
4. Amoroso RO, Parma AM, Pitcher CR, McConnaughey RA, Jennings S. Comment on “Tracking the global footprint of fisheries.” Science (1979). 2018 Aug 24;361(6404).
5. IPCC, 2023: Sections. In: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 35-115, doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.
6. Costello MJ, Coll M, Danovaro R, Halpin P, Ojaveer H, Miloslavich P. A Census of Marine Biodiversity Knowledge, Resources, and Future Challenges. PLoS One. 2010 Aug 2;5(8):e12110.

7. IPBES. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Zenodo; 2019.
8. The State of World Fisheries and Aquaculture 2022. FAO; 2022.
9. Link JS. Ecosystem-based fisheries management: Confronting tradeoffs. Cambridge: Cambridge University Press; 2010.
10. Bellido JM, Santos MB, Pennino MG, Valeiras X, Pierce GJ. Fishery discards and bycatch: solutions for an ecosystem approach to fisheries management? *Hydrobiologia*. 2011 Jul 2;670(1):317–33.
11. Tsagarakis K, Palialexis A, Vassilopoulou V. Mediterranean fishery discards: review of the existing knowledge. *ICES Journal of Marine Science*. 2014 Aug 1;71(5):1219–34.
12. de Groot SJ. The impact of bottom trawling on benthic fauna of the North Sea. *Ocean Management*. 1984 Sep;9(3–4):177–90.
13. Shakouri B, Soheila khoshnevis Yazdi, Fashandi A. Overfishing. In: 2010 2nd International Conference on Chemical, Biological and Environmental Engineering. IEEE; 2010. p. 229–34.
14. Link JS, Huse G, Gaichas S, Marshak AR. Changing how we approach fisheries: A first attempt at an operational framework for ecosystem approaches to fisheries management. *Fish and Fisheries*. 2020 Mar 22;21(2):393–434.

15. Liermann, Hilborn. Depensation: evidence, models and implications. *Fish and Fisheries*. 2001 Mar 21;2(1):33–58.
16. Hilborn R, Walters CJ. Stock and Recruitment. In: *Quantitative Fisheries Stock Assessment*. Boston, MA: Springer US; 1992. p. 241–96.
17. Parmesan C, Yohe G. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*. 2003 Jan;421(6918):37–42.
18. Bindoff, N.L., J. Willebrand, V. Artale, A. Cazenave, J. Gregory, S. Gulev, K. Hanawa, C. Le Quéré, S. Levitus, Y. Nojiri, C.K. Shum, L.D. Talley and A. Unnikrishnan, 2007: Observations: Oceanic Climate Change and Sea Level. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
19. Doney SC, Ruckelshaus M, Emmett Duffy J, Barry JP, Chan F, English CA, et al. Climate change impacts on marine ecosystems. *Ann Rev Mar Sci*. 2012;4:11–37.
20. Sunday JM, Bates AE, Dulvy NK. Thermal tolerance and the global redistribution of animals. *Nat Clim Chang*. 2012 Sep 27;2(9):686–90.
21. Brander K. Impacts of climate change on fisheries. *Journal of Marine Systems*. 2010 Feb;79(3–4):389–402.

22. Estes JA, Terborgh J, Brashares JS, Power ME, Berger J, Bond WJ, et al. Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science* (1979). 2011 Jul 15;333(6040):301–6.
23. Doney SC, Fabry VJ, Feely RA, Kleypas JA. Ocean Acidification: The Other CO₂ Problem. *Ann Rev Mar Sci*. 2009 Jan 1;1(1):169–92.
24. Kroeker KJ, Kordas RL, Crim R, Hendriks IE, Ramajo L, Singh GS, et al. Impacts of ocean acidification on marine organisms: quantifying sensitivities and interaction with warming. *Glob Chang Biol*. 2013 Jun 3;19(6):1884–96.
25. Scheffer M, Carpenter S, Foley JA, Folke C, Walker B. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*. 2001 Oct;413(6856):591–6.
26. T. M. Lenton, D.I. Armstrong McKay, S. Loriani, J.F. Abrams, S.J. Lade, J.F. Donges, M. Milkoreit, T. Powell, S.R. Smith, C. Zimm, J.E. Buxton, E. Bailey, L. Laybourn, A. Ghadiali, J.G. Dyke (eds), 2023, *The Global Tipping Points Report 2023*. University of Exeter, Exeter, UK.
27. Biggs R, Carpenter SR, Brock WA. Turning back from the brink: Detecting an impending regime shift in time to avert it. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2009 Jan 20;106(3):826–31.
28. Collie JS, Richardson K, Steele JH. Regime shifts: Can ecological theory illuminate the mechanisms? *Prog Oceanogr*. 2004 Feb;60(2–4):281–302.

29. Sguotti C, Färber L, Romagnoni G. Regime Shifts in Coastal Marine Ecosystems: Theory, Methods and Management Perspectives. In: Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Elsevier; 2022.
30. Dakos V, Carpenter SR, van Nes EH, Scheffer M. Resilience indicators: prospects and limitations for early warnings of regime shifts. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 2015 Jan 5;370(1659):20130263.
31. Bestelmeyer BT, Ellison AM, Fraser WR, Gorman KB, Holbrook SJ, Laney CM, et al. Analysis of abrupt transitions in ecological systems. *Ecosphere*. 2011 Dec;2(12):art129.
32. Roff G, Doropoulos C, Zupan M, Rogers A, Steneck RS, Golbuu Y, et al. Phase shift facilitation following cyclone disturbance on coral reefs. *Oecologia*. 2015 Aug 13;178(4):1193–203.
33. Ling SD, Scheibling RE, Rassweiler A, Johnson CR, Shears N, Connell SD, et al. Global regime shift dynamics of catastrophic sea urchin overgrazing. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 2015 Jan 5;370(1659):20130269.
34. Sguotti C, Bischoff A, Conversi A, Mazzoldi C, Möllmann C, Barausse A. Stable landings mask irreversible community reorganizations in an overexploited Mediterranean ecosystem. *Journal of Animal Ecology*. 2022 Dec 22;91(12):2465–79.

35. Möllmann C, Diekmann R, Müller-Karulis B, Kornilovs G, Plikshs M, Axe P. Reorganization of a large marine ecosystem due to atmospheric and anthropogenic pressure: a discontinuous regime shift in the Central Baltic Sea. *Glob Chang Biol* [Internet]. 2009 Jun 4;15(6):1377–93. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2486.2008.01814.x>.
36. Cushman-Roisin B, Gačić M, Poulain PM, Artegiani A, editors. *Physical Oceanography of the Adriatic Sea*. Dordrecht: Springer Netherlands; 2001.
37. Kraus R, Grilli F, Supić N, Janeković I, Brailo M, Cara M, et al. Oceanographic characteristics of the Adriatic Sea – Support to secondary HAOP spread through natural dispersal. *Mar Pollut Bull*. 2019 Oct 1;147:59–85.
38. Ravioli M, Bortoluzzi G, Del Bianco F, Giglio F, Riminucci F, Coluccelli A, Falcieri F, Bastari A, Giordano G, Pacitti D, Giordano A, Keller N. *Crociera VELTUR09: Rapporto sulle operazioni di manutenzione boe ed esecuzione di transetti oceanografici in Mare Adriatico (Progetto FISR-VECTOR)*. 2009. Available from: www.bo.ismar.cnr.it.
39. Vrgoč, N., Arneri, E., Jukić-Peladić, S., Krstulović Šifner, S., Mannini, P., Marpetić, B., Osmani, K., Piccinetti, C., and Ungaro, N. 2004. Review of current knowledge on shared demersal stocks of the Adriatic Sea. *FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea*. GCP/RER/010/ITA/TD-12. *AdriaMed Technical Documents*, 12: 91 pp.

40. Zavatarelli M, Raicich F, Bregant D, Russo A, Artegiani A. Climatological biogeochemical characteristics of the Adriatic Sea. *Journal of Marine Systems*. 1998 Dec;18(1–3):227–63.
41. Marini M, Jones BH, Campanelli A, Grilli F, Lee CM. Seasonal variability and Po River plume influence on biochemical properties along western Adriatic coast. *J Geophys Res Oceans*. 2008 May 21;113(C5).
42. Poulain PM, Kourafalou VH, Cushman-Roisin B. Northern Adriatic Sea. In: *Physical Oceanography of the Adriatic Sea*. Dordrecht: Springer Netherlands; 2001. p. 143–65.
43. Artegiani A, Bregant D, Paschini E, Pinardi N, Raicich # F, Russo A. The Adriatic Sea General Circulation. Part I: Air-Sea Interactions and Water Mass Structure. 1997.
44. Fortibuoni T, Giovanardi O, Pranovi F, Raicevich S, Solidoro C, Libralato S. Analysis of Long-Term Changes in a Mediterranean Marine Ecosystem Based on Fishery Landings. *Front Mar Sci*. 2017 Feb 13;4.
45. Barausse A, Michieli A, Riginella E, Palmeri L, Mazzoldi C. Long-term changes in community composition and life-history traits in a highly exploited basin (northern Adriatic Sea): the role of environment and anthropogenic pressures. *J Fish Biol*. 2011 Dec 2;79(6):1453–86.
46. The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries 2023. FAO; 2023.
47. Palomares MLD, Pauly D. On the creeping increase of vessels' fishing power. *Ecology and Society*. 2019;24(3).

48. Gordo O, Barriocanal C, Robson D. Ecological Impacts of the North Atlantic Oscillation (NAO) in Mediterranean Ecosystems. In 2011. p. 153–70.
49. Alcamo, J., J.M. Moreno, B. Nováky, M. Bindi, R. Corobov, R.J.N. Devoy, C. Giannakopoulos, E. Martin, J.E. Olesen, A. Shvidenko, 2007: Europe. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 541-580.
50. Russo A, Rabitti S, Bastianini M. Decadal Climatic Anomalies in the Northern Adriatic Sea Inferred from a New Oceanographic Data Set. *Marine Ecology*. 2002 Dec 25;23(s1):340–51.
51. Decreto Legge 25 novembre 1985, n. 667 – Misure urgenti per limitare l'eutrofizzazione delle acque.
52. Giani M, Djakovac T, Degobbis D, Cozzi S, Solidoro C, Umani SF. Recent changes in the marine ecosystems of the northern Adriatic Sea. *Estuar Coast Shelf Sci*. 2012 Dec;115:1–13.
53. Mentaschi L, Lovato T, Butenschön M, Alessandri J, Aragão L, Verri G, et al. Projected climate oligotrophication of the Adriatic marine ecosystems. *Frontiers in Climate*. 2024 Feb 2;6.

54. Ahlstrom, E. H., Amaoka, K., Hensley, D. A., Moser, H. G., and Sumida, B. Y. (1984). Pleuronectiformes: Development. In: Ontogeny and Systematics of Fishes. H. G. Moser, et al. Eds., Allen Press, Lawrence Kansas, Am. Soc. Ichthyol. Herpetol., Spec. Publ. 1: 640–670.
55. Helfman, G., Collette, B. and Facey, D. The diversity of fishes. 2a ed. Oxford, UK: Blackwell; 2009.
56. <https://chioggia.biologia.unipd.it/> [Internet]. Biologia marina in chioggia, university of padua; Disponibile all'indirizzo: <https://chioggia.biologia.unipd.it/en/the-database/fishing-database/1945-today/>.
57. EC (2006). Council Regulation (EC) No 1967/2006 of 21 December 2006 Concerning Management Measures for the Sustainable Exploitation of Fishery Resources in the Mediterranean Sea, amending Regulation (EEC) No 2847/93 and repealing Regulation (EC) No 1626/94.
58. Masnadi F, Armelloni EN, Guicciardi S, Pellini G, Raicevich S, Mazzoldi C, et al. Relative survival scenarios: an application to undersized common sole (*Solea solea* L.) in a beam trawl fishery in the Mediterranean Sea. ICES Journal of Marine Science. 2020 Dec 1;77(7–8):2646–55.
59. Grati F., Scarcella G., Polidori P., Domenichetti F., Bolognini L., Gramolini R., Vasapollo C., Giovanardi O., Raicevich S., Celić I., Vrgoč N., Isajlovic I., Jenič A., Marčeta B., Fabi G. (2013). Multi-annual investigation of the spatial distributions of juvenile and adult sole (*Solea solea*, L.) in the

- Adriatic Sea (Northern Mediterranean). *Journal of Sea Research*, 84: 122–132.
60. SoleMon-Rapido trawl surveys in the Northern Adriatic Sea SoleMon Handbook Version 4. 2019.
 61. Orio A, Florin AB, Bergström U, Šics I, Baranova T, Casini M. Modelling indices of abundance and size-based indicators of cod and flounder stocks in the Baltic Sea using newly standardized trawl survey data. *ICES Journal of Marine Science*. 2017 May 1;74(5):1322–33.
 62. Pranovi F. Rapido trawling in the northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area. *ICES Journal of Marine Science*. 2000 Jun;57(3):517–24.
 63. Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2023.FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, (10/2023).
 64. Aldebert, Y., M. Desoutter and J.-C. Quéro, 1990. Bothidae. p. 1027-1036. In J.C. Quero, J.C. Hureau, C. Karrer, A. Post and L. Saldanha (eds.) Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA). JNICT, Lisbon; SEI, Paris; and UNESCO, Paris. Vol. 2. (Ref. 5979).
 65. Tičina V, Matić-Skoko S. Age, growth and mortality of sculdfish (*Arnoglossus laterna* Walbaum, 1792) from the Adriatic Sea. *Journal of Applied Ichthyology*. 2012 Oct;28(5):836–41.
 66. Bauchot, M.-L., 1987. Poissons osseux. p. 891-1421. In W. Fischer, M.L. Bauchot and M. Schneider (eds.) Fiches FAO d'identification pour les

- besoins de la pêche. (rev. 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. Vol. II. Commission des Communautés Européennes and FAO, Rome. (Ref. 3397).
67. Nottage AS, Perkins EJ. The biology of solenette, *Buglossidium luteum* (Risso), in the Solway Firth. Vol. 22, J.Fish BioL. 1983.
 68. Nielsen, J.G., 1990. Citharidae. p. 1025. In J.C. Quéro, J.C. Hureau, C. Karrer, A. Post and L. Saldanha (eds.) Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA). JNICT, Lisbon; SEI, Paris; and UNESCO, Paris. Vol. 2. (Ref. 6500).
 69. Pappa M, Chychykalo A, Koutsidi M, Mavraki N, Lefkadiou E, Koutsikopoulos C, et al. Biology and fisheries of the spotted flounder (*Citharus linguatula*) caught by multiple gears with partial spatiotemporal overlaps. *Aquat Living Resour.* 2017;30(32).
 70. Robins, C.R., R.M. Bailey, C.E. Bond, J.R. Brooker, E.A. Lachner, R.N. Lea and W.B. Scott, 1991. World fishes important to North Americans. Exclusive of species from the continental waters of the United States and Canada. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.* (21):243 p. (Ref. 4537).
 71. Caputo V, Candi G, Colella S, Arneri E. Reproductive biology of turbot (*psetta maxima*) and brill (*scophthalmus rhombus*) (teleostei, pleuronectiformes) in the adriatic sea. *Italian Journal of Zoology.* 2001;68(2):107–13.

72. Cardinale, M., Chanut, B., Martínez Portela, P., Munroe, T.A., Nimmegeers, S., Vansteenbrugge, L. & Turan, C. 2021. *Scophthalmus rhombus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T198732A144938884.
73. Desoutter, M., 1992. Soleidae. p. 860-865. In C. Levêque, D. Paugy, and G.G. Teugels (eds.) Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres d'Afrique de l'Ouest Tome 2. Faune Tropicale n° 28. Musée Royal de l'Afrique Centrale, Tervuren, Belgique and O.R.S.T.O.M., Paris, France, 902. (Ref. 7395).
74. Fanelli E, Principato E, Monfardini E, Da Ros Z, Scarcella G, Santojanni A, et al. Seasonal Trophic Ecology and Diet Shift in the Common Sole *Solea solea* in the Central Adriatic Sea. *Animals*. 2022 Dec 1;12(23).
75. Souplet A. (1996) Calculation of abundance indices and length frequencies in the MEDITS survey. In: J.A. Bertrand et al. (eds), Campagne internationale de chalutage démersal en Méditerranée. Campagne 1995. EU Final Report, Vol. III.
76. Coro G, Bove P, Armelloni EN, Masnadi F, Scanu M, Scarcella G. Filling Gaps in Trawl Surveys at Sea through Spatiotemporal and Environmental Modelling. *Front Mar Sci*. 2022 Jul 12;9.
77. “Home | CMEMS”. Home | CMEMS. [Online]. Disponible: <https://marine.copernicus.eu/it>.
78. Escudier, R., Clementi, E., Omar, M., Cipollone, A., Pistoia, J., Aydogdu, A., Drudi, M., Grandi, A., Lyubartsev, V., Lecci, R., Cretí, S., Masina, S.,

- Coppini, G., & Pinardi, N. (2020). Mediterranean Sea Physical Reanalysis (CMEMS MED-Currents) (Version 1) [Data set]. Copernicus Monitoring Environment Marine Service (CMEMS).
https://doi.org/10.25423/CMCC/MEDSEA_MULTIYEAR_PHY_006_004_E3R1.
79. “Arpae Emilia-Romagna”. Arpae Emilia-Romagna. [Online]. Disponibile: <https://www.arpae.it/it>.
 80. Cozzi S, Giani M. River water and nutrient discharges in the Northern Adriatic Sea: Current importance and long term changes. *Cont Shelf Res.* 2011 Nov;31(18):1881–93.
 81. Armelloni, E. N. Looking at the big picture: defining a method to incorporate multiple pressure into fisheries management considerations. 2024. Tesi di dottorato. alma. <http://amsdottorato.unibo.it/11649/>.
 82. W. S. Cleveland, E. Grosse and W. M. Shyu (1992) Local regression models. Chapter 8 of *Statistical Models in S* eds J.M. Chambers and T.J. Hastie, Wadsworth & Brooks/Cole.
 83. Gehlenborg N, Wong B. Points of view: Heat maps. Vol. 9, *Nature Methods*. 2012. p. 213.
 84. Toddenroth D, Ganslandt T, Castellanos I, Prokosch HU, Bürkle T. Employing heat maps to mine associations in structured routine care data. *Artif Intell Med.* 2014 Feb;60(2):79–88.

85. Zhang N, Wei M, Bai B, Wang X, Hao J, Jia S. Pattern Recognition for Steam Flooding Field Applications Based on Hierarchical Clustering and Principal Component Analysis. *ACS Omega*. 2022 Jun 7;7(22):18804–15.
86. Ringnér M. What is principal component analysis? [Internet]. Vol. 26, *NATURE BIOTECHNOLOGY*. 2008. Available from: <http://www.nature.com/naturebiotechnology>
87. Ben Salem K, Ben Abdelaziz A. Principal Component Analysis (PCA). *Tunis Med*. 99(4):383–9.
88. Marchetti GM. Introduzione all'analisi statistica dei dati multivariati. Novembre 1997.
89. Barry D, Hartigan JA. A Bayesian Analysis for Change Point Problems. *J Am Stat Assoc*. 1993 Mar;88(421):309.
90. Western B, Kleykamp M. A Bayesian Change Point Model for Historical Time Series Analysis. 2004.
91. Killick R, Eckley IA. changepoint: An R Package for Changepoint Analysis [Internet]. Vol. 58, *JSS Journal of Statistical Software*. 2014. Available from: <http://www.jstatsoft.org/>
92. Shapiro SS, Wilk MB. An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika*. 1965 Dec;52(3/4):591.
93. Blöcker AM, Gutte HM, Bender RL, Otto SA, Sguotti C, Möllmann C. Regime shift dynamics, tipping points and the success of fisheries management. *Sci Rep*. 2023 Dec 1;13(1).

94. Armelloni EN, Scanu M, Masnadi F, Coro G, Angelini S, Scarcella G. Data Poor Approach for the Assessment of the Main Target Species of Rapido Trawl Fishery in Adriatic Sea. *Front Mar Sci.* 2021 Jun 22;8.
95. G. Scarcella, G. Fabi, F. Grati, P. Polidori, F. Domenichetti, L. Bolognini, E. Punzo, A. Santelli, P. Strafella, B. Brunetti, O. Giovanardi, S. Raicevich, I. Celic, M. Bullo, L. Sabatini, G. Franceschini, M. Mion, C. Piras, T. Fortibuoni, N. Vrgoc, M. Despalatovic, N. Cvitković, P. Pengal, B. Marceta Stock assessment form of common sole in GSA 17. General Fisheries Commission for the Mediterranean, SAC-SCSA Working Group on Stock Assessment on Demersal Species, Split (Croatia).
96. Teal LR, van Hal R, van Kooten T, Ruardij P, Rijnsdorp AD. Bio-energetics underpins the spatial response of North Sea plaice (*Pleuronectes platessa* L.) and sole (*Solea solea* L.) to climate change. *Glob Chang Biol.* 2012 Nov 27;18(11):3291–305.