



“Tendenze evolutive dello stato trofico e biologico con particolare riferimento all’abbondanza degli stock ittici”

Azione 4C Reti e Governance - Obiettivo n. 4.C Promuovere reti di relazioni tra il mondo della ricerca, gli operatori del settore e il pubblico - PIANO DI AZIONE DEL FLAG COSTA DELL’EMILIA-ROMAGNA - P.O. FEAMP 2014/2020 Priorità 4

CUP E75B18000120009 – CIG Z6C23D4056

Report tecnico-scientifico dei contributi scaturiti dai Workshop tenuti a Cesenatico nel Novembre 2018, nel Marzo 2019 e nel Novembre 2019.

Promotore e coordinatore delle attività: Attilio Rinaldi

Rapporteur: Franco Giovanardi

Febbraio 2020

Premessa

Nei dibattiti a carattere scientifico sul mare Adriatico e sulle sue risorse spesso l'accento cade sulla diminuzione degli stock ittici, sugli impatti generati dalle attività antropiche e come questi si sono nel tempo riverberati su tali tendenze.

Nella convinzione di dover produrre un quadro d'insieme con una visione ecosistemica, superando in tal modo la settorialità delle conoscenze, si è costituito un Gruppo di lavoro interdisciplinare che ha visto la partecipazione di esperti appartenenti a Istituti di ricerca da sempre impegnati nei settori sopra richiamati. Oltre alle competenze riguardanti l'Adriatico centro-settentrionale, sono stati coinvolti altri esperti impegnati nello studio del Bacino padano e delle acque di transizione più rappresentative, tra queste la laguna di Venezia e la sacca di Goro.

Eludere questa condizione porta ad analisi parziali. Il Po e la rosa dei fiumi minori drenanti la pianura padana rappresentano il "motore" dell'Adriatico. Le acque dolci immerse si riflettono sull'idrodinamica (correnti di gradiente), sull'idrologia (stratificazioni, fronti di densità) e sullo stato trofico (fertilizzazione, biomassa fitoplanctonica, produzione). Un insieme di condizioni che rafforzano la necessità di considerare l'ecosistema padano-adriatico nel suo insieme.

Agli incontri tecnico-scientifici hanno partecipato in maniera attiva Rappresentanti delle Categorie dedite alla pesca e all'acquacoltura, Responsabili apicali delle Cooperative, pescatori e amministratori. Gli esiti di detti incontri hanno costituito le basi per la programmazione degli incontri nelle Marinerie della nostra Regione. In tali momenti di confronto e discussione sono state presentate sintesi del presente documento e altri contributi riguardanti la "Gestione della piccola pesca artigianale" e le "Soluzioni per consolidare l'approvvigionamento di novellame dei molluschi bivalvi". In tal modo sono stati perseguiti gli obiettivi del progetto che, in estrema sintesi, hanno avuto il fine di promuovere reti relazionali tra mondo della ricerca e operatori.

Attilio Rinaldi
Fondazione
Centro Ricerche Marine

INDICE

SEZIONE A. IL BACINO PADANO	6
Cap. 1. Origini, fonti e tendenze degli apporti trofici generati nel bacino idrografico del Fiume Po.	6
1.1 Introduzione	6
1.2 Evoluzione del sistema	7
1.3 Quadro aggiornato della distribuzione spaziale dei carichi generati di Azoto e Fosforo: confronto con la realtà europea	11
1.4 Carichi transitati a Pontelagoscuro: evoluzione dal 1968 ad oggi e relazioni con i carichi generati (NANI, NAPI e SURPLUS) e con le politiche ambientali	13
1.5 Trasporto dei nutrienti e formazione dei carichi: studi recenti sull'effetto del regime idrologico e ruolo degli affluenti del Po	15
1.6 Eredità del passato, problemi inediti e possibili soluzioni	16
1.7 Raccomandazioni finali	21
Bibliografia	23
SEZIONE B. EVOLUZIONE DEI LIVELLI TROFICI IN ADRIATICO	26
Cap. 2. Tendenze evolutive dello stato trofico nelle acque antistanti la Regione Emilia-Romagna	26
2.1 Introduzione	26
2.2 Il Sistema Po-Adriatico	26
2.3 Le fioriture algali	28
2.4 Le anossie	29
2.5 Gli indicatori trofici fondamentali	30
2.6 Considerazioni conclusive.	37
Bibliografia	39
Cap. 3. Tendenze evolutive dello stato trofico e delle ipossie nel golfo di Trieste	40
3.1 Introduzione	40
3.2 Inquadramento della problematica e stato delle conoscenze	40
3.3 Golfo di Trieste: obiettivi dello studio e disponibilità dei dati	42
3.4 Afflusso di acque dolci fluviali	43
3.5 Le ipossie nel golfo di Trieste	48
3.6 Analisi delle serie storiche e tendenze dello stato trofico	54
3.7 Conclusioni	58
Bibliografia	59
SEZIONE C. LE ACQUE DI TRANSIZIONE	60
Cap. 4. Miglioramenti idraulici della Sacca di Goro e ripercussioni sull'ambiente e le produzioni	60
4.1 Introduzione	60
4.2 Inquadramento geografico e caratteristiche dell'area	61
4.3 La valenza naturalistica e ambientale	62
4.4 La "vocazione" economico-produttiva	63
4.5 Molluschicoltura: punti di forza e fattori limitanti	66
4.6 La specie invasiva <i>Arquātula senhousia</i>	67

4.7	Gli eventi distrofici nella Sacca di Goro	68
4.8	Gli interventi di miglioramento idraulico e il Progetto LIFE AGREE	70
	Bibliografia	72
Cap. 5.	Variazioni dello stato trofico ed ecologico della laguna di Venezia	73
5.1	Introduzione	73
5.2	Le vicende “storiche”	73
5.3	Il quadro normativo ambientale e le leggi “speciali” per Venezia	80
5.4	Lo stato trofico	82
5.5	Lo stato ecologico	88
	Bibliografia	97
SEZIONE D. LA MOLLUSCHICOLTURA E LA PESCA IN ADRIATICO		99
Cap. 6.	La Molluschicoltura nell’Alto Adriatico. Sviluppo e tendenze	99
6.1	Introduzione	99
6.2	Il settore della Mitilicoltura in Italia ed in Emilia-Romagna	99
6.3	Le tecnologie d’allevamento	103
6.4	Tendenze e prospettive della mitilicoltura	107
	Bibliografia	108
Cap. 7.	Stato e tendenze nel lungo periodo dei piccoli pelagici in Adriatico	109
7.1	Introduzione	109
7.2	Lo <i>stock assessment</i> delle alici e delle sardine in Adriatico	109
7.3	Interpretazione dei fenomeni in atto	121
7.4	Conclusioni	122
	Bibliografia	123
Cap. 8.	Nutrienti, produzione primaria e sbarcato: possibili legami	125
8.1	Introduzione	125
8.2	Il mondo della pesca	125
8.3	Evoluzione dei livelli trofici	126
8.4	Conseguenze sull’entità del pesce sbarcato	134
8.5	Conclusioni	137
	Bibliografia	138
Cap. 9.	Possibili relazioni tra input a mare del fiume Po e dei nutrienti sui piccoli pelagici nel Mare Adriatico nord-occidentale	139
9.1	Introduzione	139
9.2	Finalità dello studio - tipologia e disponibilità dei dati utilizzati	139
9.3	Risultati preliminari	140
9.4	Discussione sui risultati e confronto con i dati della letteratura	142
	Bibliografia	144
APPENDICI		145
Nota esplicativa		145
App. 1	Eutrofizzazione: considerazioni relative alle relazioni di causa-effetto tra condizioni idrologiche, carichi e stechiometria ecologica (N, P, Si) e risposte in ecosistemi di acque interne, di transizione e marine-costiere nel bacino del Po - Alto Adriatico.	146
	La letteratura scientifica e la revisione critica dei paradigmi	146
	Il sistema Po-Adriatico: problemi aperti	150

La stechiometria ecologica	156
Bibliografia	158
Progetti di Riferimento	159
App. 2 Fattori che influenzano lo stato trofico dell'Adriatico - Integrazioni al Cap.3	160
Introduzione	160
Nord Adriatico: impatto degli apporti fluviali sulle concentrazioni di nutrienti e sulla clorofilla	160
L'acidificazione	164
Il riscaldamento delle acque e l'ossigenazione	169
Bibliografia	174
App. 3 Stato delle risorse demersali dell'Adriatico e recenti tendenze - Sintesi sulla base delle indicazioni tratte da: 1) Scarcella <i>et al.</i>, 2019. 2) STECF, 2019a - 2019b.	176
Nota introduttiva	176
Nasello	178
Sogliola	180
Triglia di fango	180
Seppia	182
Scampi	183
Mazzancolla	186
Pannocchia	188
Gambero rosa	189
Bibliografia	192
Allegato 1 Statistiche del pescato in Emilia-Romagna	193
Allegato 2 Statistiche della pesca a Cesenatico (FC).	194
Variazioni del numero di pescherecci nel porto di Cesenatico e di Bellaria nel periodo 1995-2018	195
Pescato sbarcato presso il Mercato Ittico di Cesenatico	198
Analisi del pescato sbarcato presso il Mercato Ittico di Cesenatico e del pescato massivo gestito dalla Associazione Produttori Pesca (APP/OP) nel periodo 2013-2018.	209
Osservazioni puntuali e considerazioni conclusiva	216

Sezione A. Il Bacino padano

Cap. 1. Origini, fonti e tendenze degli apporti trofici generati nel bacino idrografico del Fiume Po.

Relatori: Pierluigi Viaroli e Daniele Nizzoli - Università di Parma

1.1 Introduzione

Viene di seguito riportata una sintesi congiunta delle relazioni presentate in occasione degli incontri tenuti al Centro di Ricerche Marine di Cesenatico, da Pierluigi Viaroli (Università di Parma), in data 21 novembre 2018, e da Daniele Nizzoli (Università di Parma), in data 19 marzo 2019. La maggior parte del materiale è tratto da due pubblicazioni recenti di Viaroli *et al.*, 2018a, b, e da dati inediti di un report di progetto (Viaroli *et al.*, 2016).

I lavori citati eventualmente non riportati nella bibliografia, sono reperibili in Viaroli *et al.*, 2018a, b.

Nel loro intervento i relatori hanno presentato e discusso dati e informazioni relative alla qualità delle acque, alle pressioni antropiche e all'uso del suolo nel bacino del Po. Viene dibattuta una problematica di per sé già nota, ma con l'attenzione rivolta ai nuovi scenari che si sono aperti.

Il territorio del bacino è anzitutto inquadrato nelle sue caratteristiche essenziali (Tab. 1.1).

Tab. 1.1 Il bacino del Po in cifre

Superficie totale	≅ 71.000 km ² (IT) + ~ 3.000 km ² (CH, FR)	
Superficie agricola utile	≅ 30.000 km ²	
Popolazione umana	≅ 17.000.000	
Popolazione animale		
Suini	≅ 6.000.000	≅ 12.000.000 Abitanti Equivalenti
Bovini	≅ 3.000.000	≅ 25.000.000 Abitanti Equivalenti
Avicoli	≅ 48.500.000	≅ 10.000.000 Abitanti Equivalenti
totale		≅ 64.000.000 Abitanti Equivalenti
35 % della produzione agricola nazionale;		
55 % della produzione zootecnica nazionale;		
44 % della produzione industriale nazionale.		

Fonte: Autorità di Bacino del fiume Po (AIPO, 2006).

1.2 Evoluzione del sistema

1.2.1 Modificazioni di tipo idro-morfologico

Il Bacino Padano (Figg. 1.1 - 1.4), in mezzo secolo ha subito profonde modificazioni idro-morfologiche, dovute essenzialmente a pressioni antropiche che sono aumentate in modo esponenziale in conseguenza della ricostruzione e dello sviluppo economico avviati negli anni '50 del secolo scorso:

- sbarramento di Isola Serafini, dighe nell'arco alpino;
- regolazione dei grandi laghi;
- bonifiche, prelievo di inerti, cementificazione dei suoli;
- crescita delle aree urbane e delle grandi infrastrutture viarie periurbane, autostradali (A1, A4, A7, A15, A21) e ferroviarie;
- spopolamento delle aree rurali e montane.

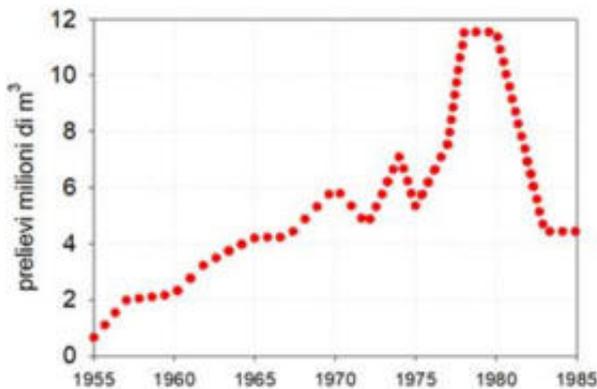


Fig. 1.1 Prelievo di inerti dal Po (milioni di m³) autorizzato dal Magistrato per il Po nel tratto tra Paesana (CN) e Pontelagoscuro (FE) dal 1955 al 1985 (Lamberti, 1993)

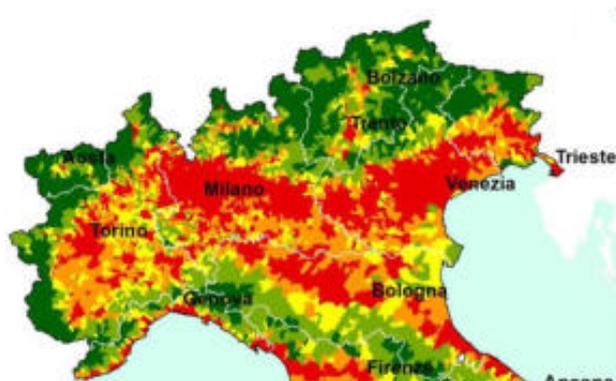


Fig. 1.3. Consumo di suolo come % del territorio comunale nel 2012. (ISPRA, 2015). Rosso: costruito >10% territorio comunale.

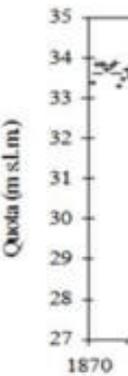


Fig.1.2 Variazioni temporali della quota del fondo del Fiume Po a Cremona dal 1870 al 1995 (Lamberti e Schippa, 1994)

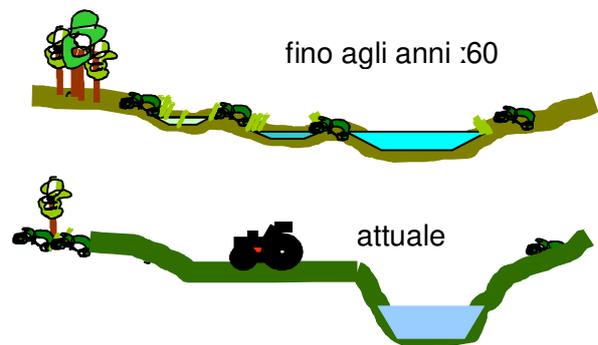


Fig. 1.4. Sezione trasversale di un tratto fluviale di pianura con evidenziali l'abbassamento della quota di fondo, la banalizzazione e la pensilizzazione della golenia (da Viaroli e Bartoli, 2009).

1.2.2 Trasformazioni recenti del sistema agro-zootecnico

Negli ultimi 50 anni si è assistito ad una perdita progressiva di circa il 30% del suolo agricolo (prevalentemente quello adibito ad erbai). Si è avuta una drastica diminuzione dei cereali vernini non irrigati e un aumento equivalente della SAU destinata a colture idro-esigenti, principalmente mais e riso, che richiedono molta acqua (Figg. 1.5, 1.6).

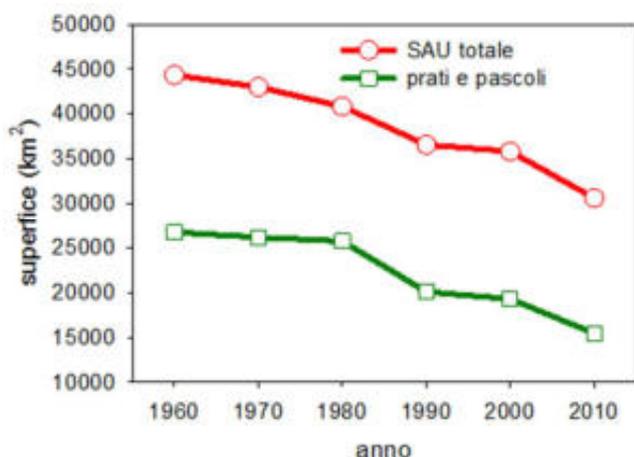


Fig. 1.5 Variazioni temporali della Superficie Agricola Utile (SAU) totale (km²) e della SAU destinata a prati e pascoli nel bacino del Po dal 1960 al 2010. (da Viaroli *et al.*, 2018b)

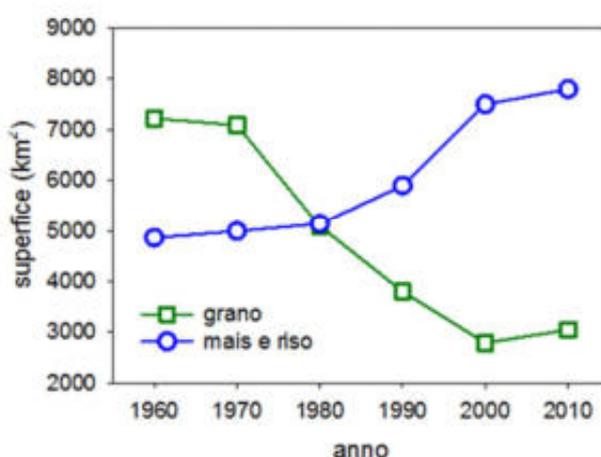


Fig. 1.6 Variazioni temporali della SAU (km²) destinata a grano e a mais e riso nel bacino del Po dal 1960 al 2010. (da Viaroli *et al.*, 2018b)

Cambiano radicalmente le tipologie di allevamento, con la crescita esponenziale del numero di capi suini e il progressivo declino di quelli bovini (Fig. 1.7). Si interrompe il ciclo virtuoso che legava la zootecnia all'agricoltura: le deiezioni animali da risorsa diventano rifiuto.

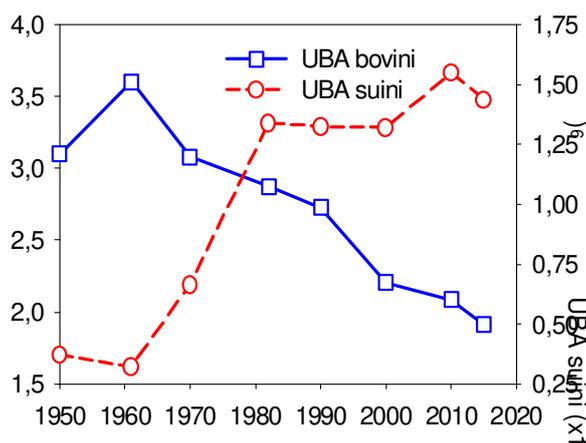


Fig. 1.7 Variazioni temporali delle Unità di Biomassa Adulta di Bovini e suini nel Bacino del Po, dal 1950 al 2015 (da Viaroli *et al.*, 2018b). Dal 1960 ad oggi le unità di biomassa adulta (UBA) dei bovini è diminuita del 42 % e quella dei suini è aumentata dell'80%.

1.2.3 Evoluzione dal 1960 ad oggi delle principali pressioni che hanno effetti sui nutrienti

Le conseguenze nel tempo di queste profonde trasformazioni sono rappresentate nelle mappe in figura 1.8. A livello di bacino diminuiscono prati e pascoli, che si concentrano soprattutto nelle aree con produzioni caratterizzate da disciplinari restrittivi per l'alimentazione dei bovini, come nel distretto del parmigiano-reggiano. In parallelo diminuisce in modo marcato anche la superficie coltivata a grano, coltura avvicendata con le foraggere e integrata nel ciclo agro-zootecnico, mentre aumenta in modo rilevante la coltivazione del mais.

Le trasformazioni dell'assetto colturale sono sovrapponibili a quelle della distribuzione di bovini e suini, che tendono a concentrarsi nella bassa pianura lombarda. Come conseguenza, nel bacino padano le pressioni maggiori risultano oggi concentrate soprattutto nelle aree metropolitane (Milano) e nella bassa pianura lombarda.

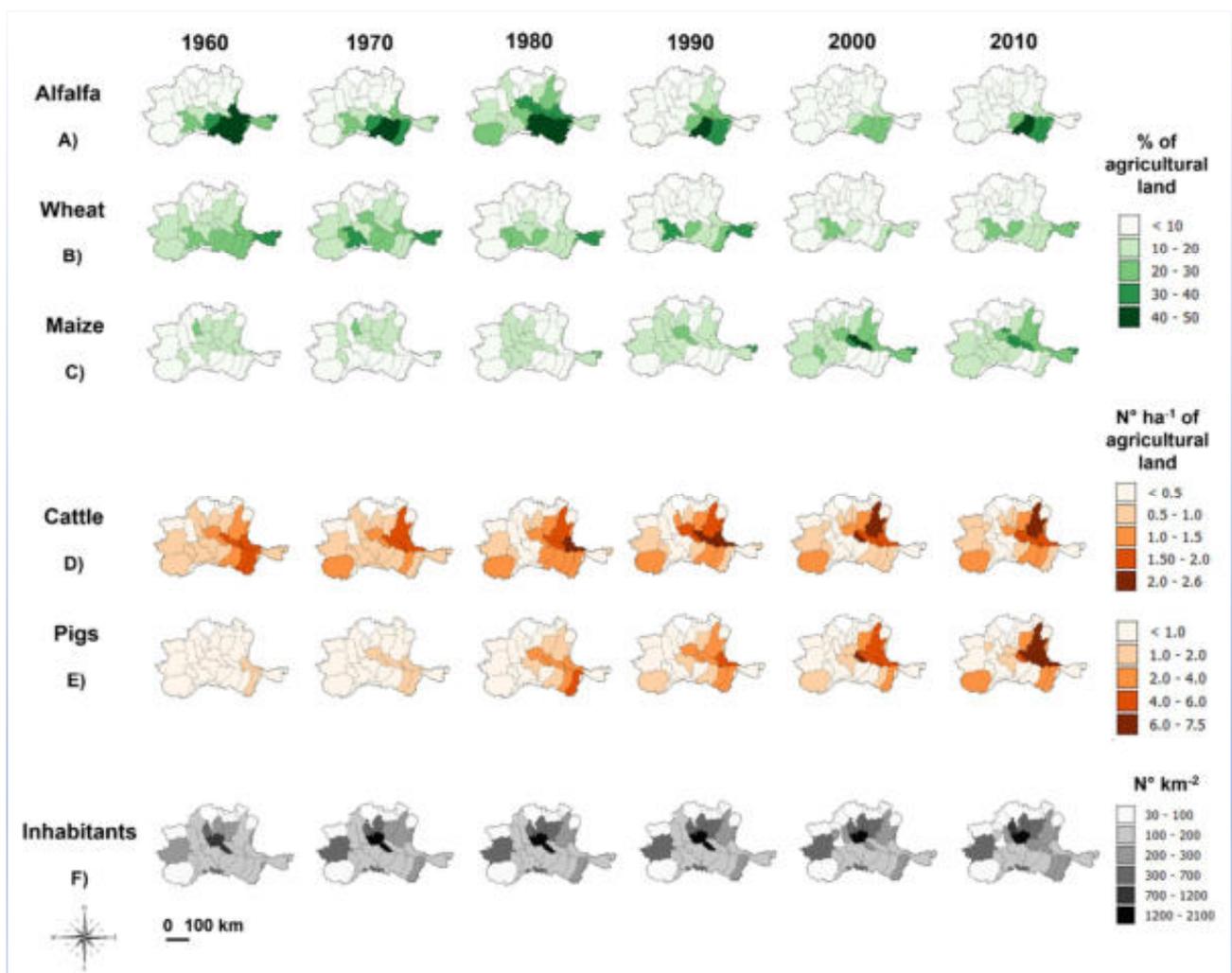


Fig. 1.8 Bacino padano: mappa delle diverse pressioni ed evoluzione nel tempo. (da Viaroli *et al.*, 2018a)

1.2.4 Evoluzione dal 1960 ad oggi dei carichi di nutrienti generati nel bacino del fiume Po

Allo scopo di stimare l'origine dei carichi di nutrienti nei diversi sottobacini con metodi standardizzati e confrontabili con quello della letteratura internazionale e con l'obiettivo di verificarne le variazioni dovute alla radicale modificazione del quadro socio-economico che ha interessato tutto il bacino padano, sono stati utilizzati nuovi indicatori di pressione, in particolare:

- NANI (*Net Anthropogenic Nitrogen Input*);
- NAPI (*Net Anthropogenic Phosphorus Input*);
- N e P surplus nei terreni agricoli.

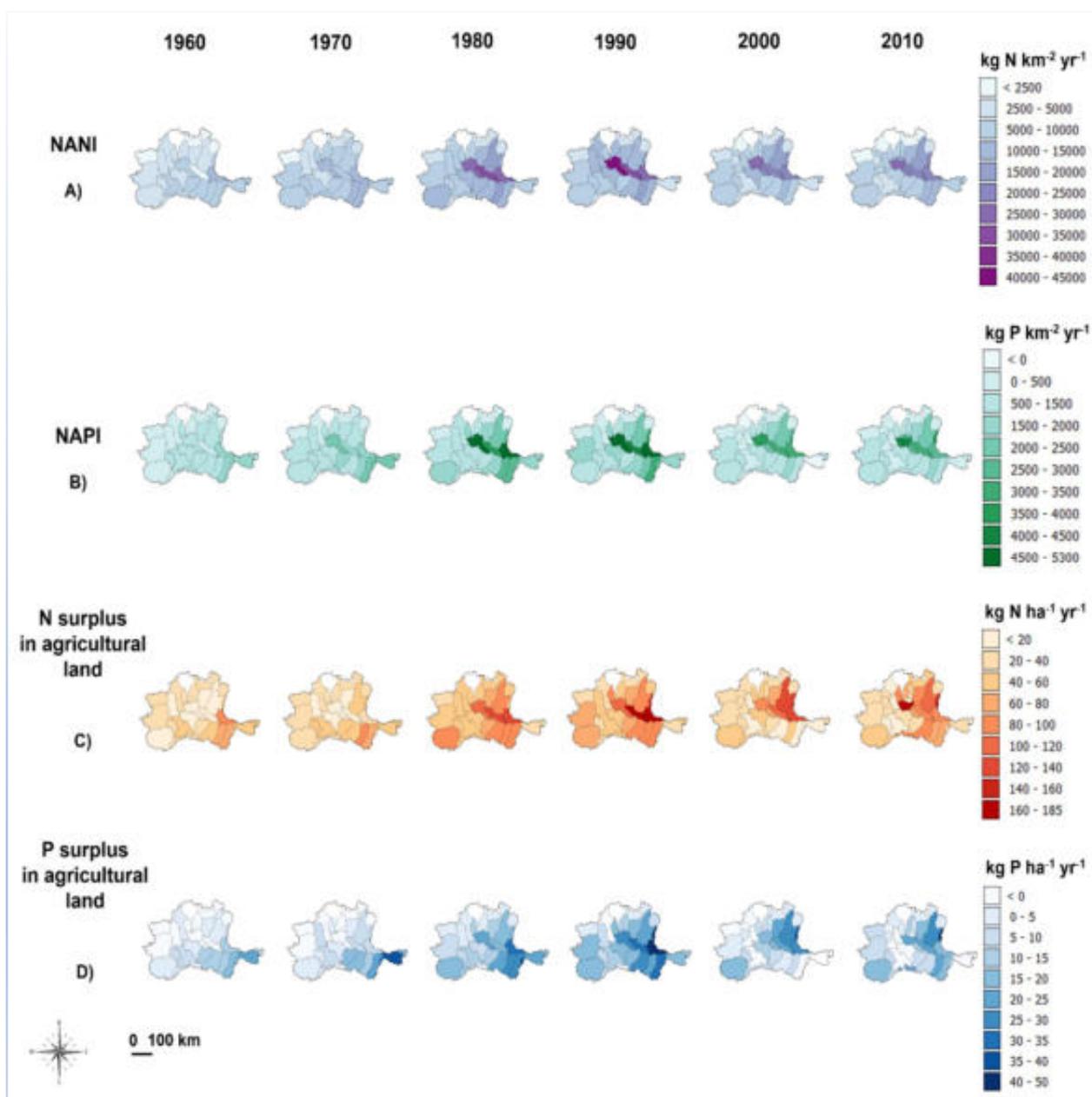


Fig. 1.9 Bacino padano: evoluzione nel tempo dei carichi di Azoto e Fosforo liberati e nutrienti in eccesso nei terreni agricoli. (da Viaroli *et al.*, 2018a).

La figura 1.9 riporta le variazioni temporali degli apporti di Azoto e Fosforo, come NANI e NAPI, e come SURPLUS nelle sole aree agricole, suddivise per sottobacino. Anche in questo caso si può notare che i carichi maggiori di NANI e NAPI sono generati nei sottobacini appartenenti alla bassa pianura lombarda. In particolare, a partire dagli anni '80 acquista sempre più importanza il surplus di nutrienti dai terreni agricoli, a testimoniare le progressive modificazioni che hanno interessato l'agricoltura in molte aree del bacino padano.

1.3 Quadro aggiornato della distribuzione spaziale dei carichi generati di Azoto e Fosforo: confronto con la realtà europea

In termini di NANI e NAPI, (che rappresentano il carico di N e P veicolato all'interno di un bacino idrografico dalle attività antropiche e quindi rappresentano come già ricordato sopra, indicatori quantitativi e sintetici delle pressioni esercitate dalle attività antropiche sulle dinamiche di N e P), il contributo mediato a tutto il bacino, risulta notevolmente superiore alla media dei contributi europei (Fig. 1.10).

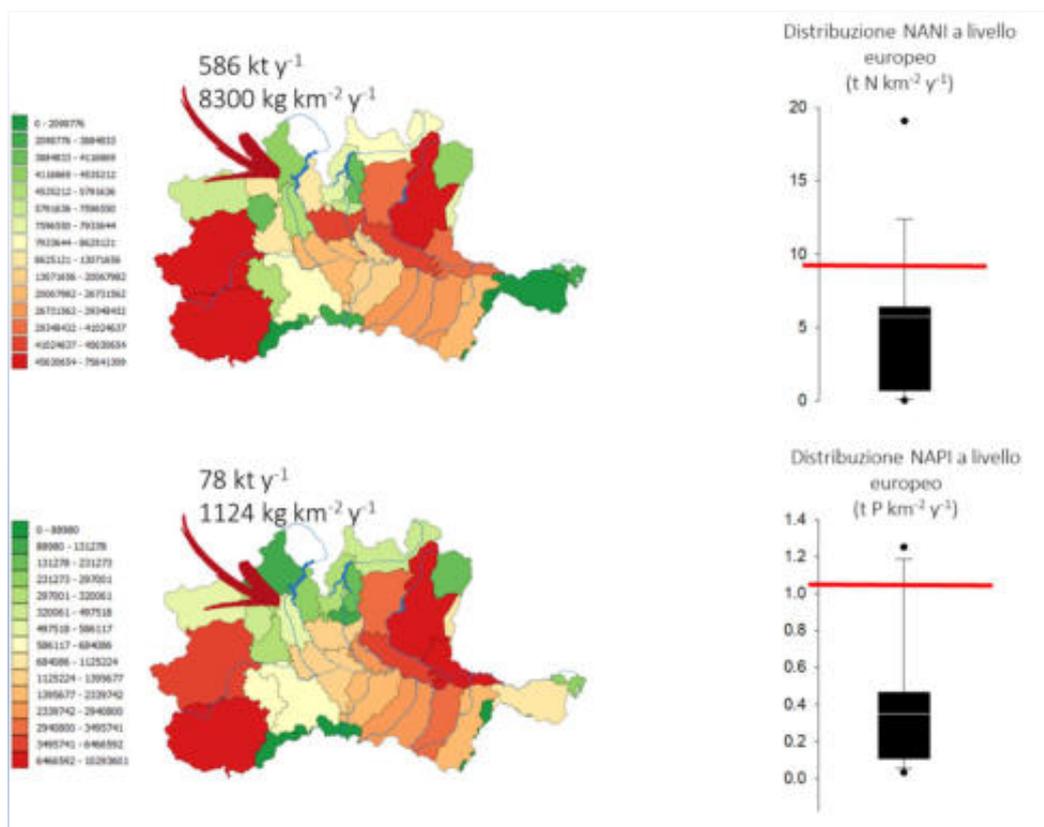


Fig. 1.10 Bacino del fiume Po. Suddivisione per sottobacino dei contributi di Azoto e Fosforo, espressi come NANI e NAPI, e confronto con le corrispondenti medie dei bacini europei. Anno di riferimento 2010 (da Viaroli *et al.*, 2018a, b).

Per quanto riguarda il comparto agro-zootecnico, il bacino padano risulta nettamente eterotrofo. La produzione interna non è cioè sufficiente a sostenere il fabbisogno della zootecnia.

La figura 1.11 riporta i valori delle componenti che concorrono alla definizione di NANI e NAPI nell'anno 2010. Si può osservare come, per entrambi i nutrienti, il peso maggiore sia sostenuto da fertilizzanti e mangimi (*fert e feed*), mentre nel caso dell'Azoto, anche l'azoto-fissazione (*N-fix*) ha

un peso non trascurabile. I reflui che risultano dalle escrezioni del comparto zootecnico contribuiscono alla formazione di un carico potenziale diffuso di circa 300 kt N y^{-1} e 58 kt P y^{-1} .

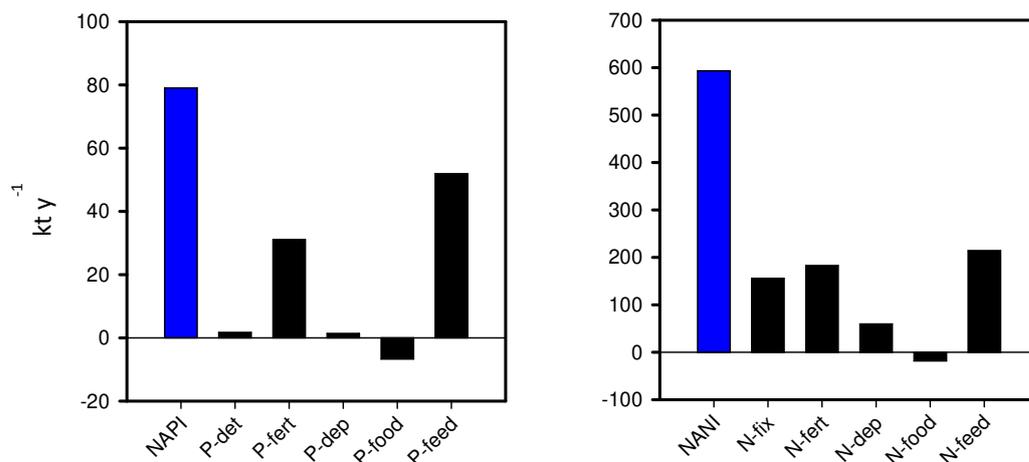


Fig. 1.11 Input netto di N e P di origine antropica, suddiviso per fonte di generazione, nel bacino del Po nel 2010 (da Viaroli *et al.*, 2018)

La figura 1.12 riporta per l'anno 2010 il risultato del calcolo, effettuato utilizzando lo strumento del bilancio di massa, dei carichi espressi come NANI e NAPI (input netto) per sottobacino. Sono indicati anche i valori del carico generato dall'intero bacino (espresso sia come carico areale in kg per km² per anno: $kg\ km^{-2}\ y^{-1}$, sia come carico complessivo espresso in migliaia di tonnellate per anno: $kt\ y^{-1}$) e, per entrambi i nutrienti, l'ammontare del carico liberato ($kt\ y^{-1}$) e immesso annualmente in Adriatico, sia come forma totale (TN e TP), sia come forma inorganica disciolta (DIN e SRP).

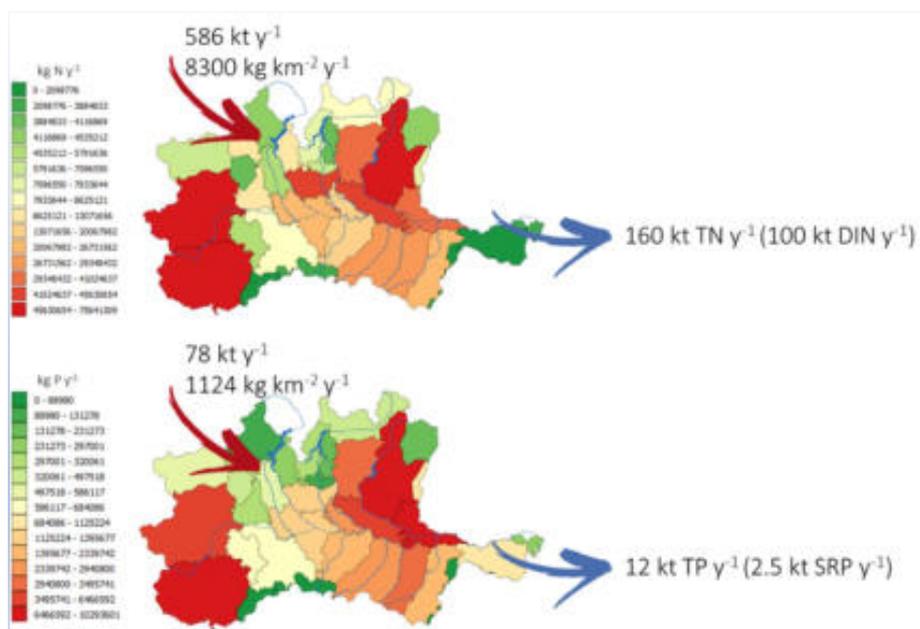


Fig. 1.12 Carichi di Azoto e Fosforo esportati dal bacino del Po nel 2010 (Viaroli *et al.*, 2018a, b)

Una parte del carico di Azoto e Fosforo di origine antropica che non è stato esportato, si deve essere pertanto accumulato nel bacino. Queste quantità ammontano a 426 kt TN y^{-1} e 66 kt TP y^{-1} , ottenute

per differenza tra i valori di input antropico espresso come NANI e NAPI e i corrispondenti valori di TN e TP immessi in Adriatico.

1.4 Carichi transitati a Pontelagoscuro: evoluzione dal 1968 ad oggi e relazioni con i carichi generati (NANI, NAPI e SURPLUS) e con le politiche ambientali

Nella figura 1.13. sono riportati i dati dei carichi di Azoto e Fosforo nelle loro forme inorganiche disciolte (*azoto inorganico disciolto* – DIN e *fosforo reattivo solubile* – SRP). Tali valori sono stati rilevati sperimentalmente nella sezione di chiusura del bacino del Po, a Pontelagoscuro (FE). Gli andamenti dei carichi transitati sono messi in relazione con quelli di NANI, NAPI e SURPLUS di N e P)

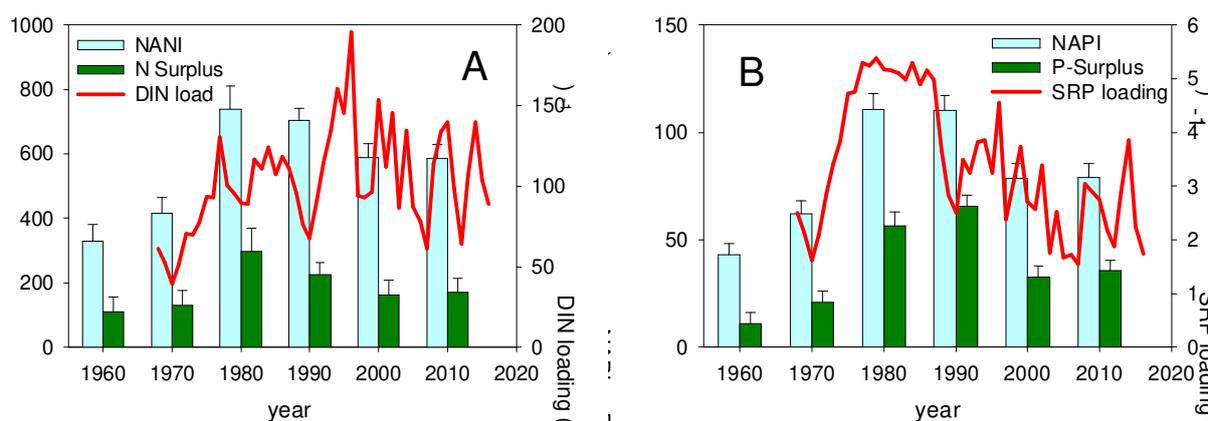


Fig. 1.13 Variazioni dei carichi di DIN e SRP transitati alla sezione di Pontelagoscuro (linea rossa), confrontati con i carichi di NANI e NAPI e con il SURPLUS di N e P nei suoli agricoli (da Viaroli *et al.*, 2018a, b)

Dall’esame di questi diagrammi, osserviamo il diverso comportamento dei carichi transitati di SRP che rispondono in maniera immediata alle variazioni di NAPI e SURPLUS di P. Il carico di DIN mostra invece un ritardo evidente rispetto alla crescita del NANI e tende a rimanere elevato nonostante la progressiva diminuzione del NANI. Questa differenza di fase potrebbe essere attribuita, al netto delle quantità che escono dal sistema per denitrificazione, ad un accumulo di Azoto nelle acque sotterranee e quindi al suo successivo rilascio nel tempo, nel sistema idrico superficiale (van Meter & Basu, 2017; van Meter *et al.*, 2016; Bartoli *et al.*, 2012).

L’analisi delle serie temporali dei carichi di DIN e SRP immessi in Adriatico con *Change Point Analysis*, applicata alle serie storiche dei dati dalla fine degli anni ’60 ad oggi, permette di identificare la tendenza generale del sistema che emerge in maniera netta, nonostante la forte variabilità interannuale di breve periodo. I diagrammi riportati nella Fig. 1.14 sono in accordo con i risultati ottenuti, con tecniche statistiche simili, dall’analisi delle corrispondenti serie storiche delle concentrazioni di N e P a mare in un intervallo temporale equivalente (Rinaldi *et al.*, 2019). Questi risultati rendono conto degli effetti delle politiche di controllo messe in atto per contrastare l’eutrofizzazione. Il salto che si osserva per il P, verso la fine degli anni 90, rappresenta la logica conseguenza dei provvedimenti adottati negli anni precedenti. Gli interventi sia di tipo strutturale (progressiva applicazione della Legge 319/1976 “Merli”), sia di tipo normativo (Decreti legislativi del 1982 e 1988 per la riduzione del Fosforo nei detersivi), hanno determinato un dimezzamento dei quantitativi di Fosforo (come SRP) complessivamente scaricati in Adriatico. A questo andamento ha sicuramente contribuito la progressiva diminuzione dei quantitativi di fertilizzanti fosfatici

impiegati in agricoltura (Giani *et al.*, 2018), anche se l'effetto di breve termine è probabilmente dovuto all'efficacia delle politiche ambientali citate.

Gli interventi strutturali hanno riguardato soprattutto gli scarichi puntiformi. Gli effetti della Legge Merli riguardano infatti il collettamento e la depurazione delle acque di scarico urbane e delle attività produttive localizzate spazialmente. Hanno pertanto influito principalmente sul Fosforo.

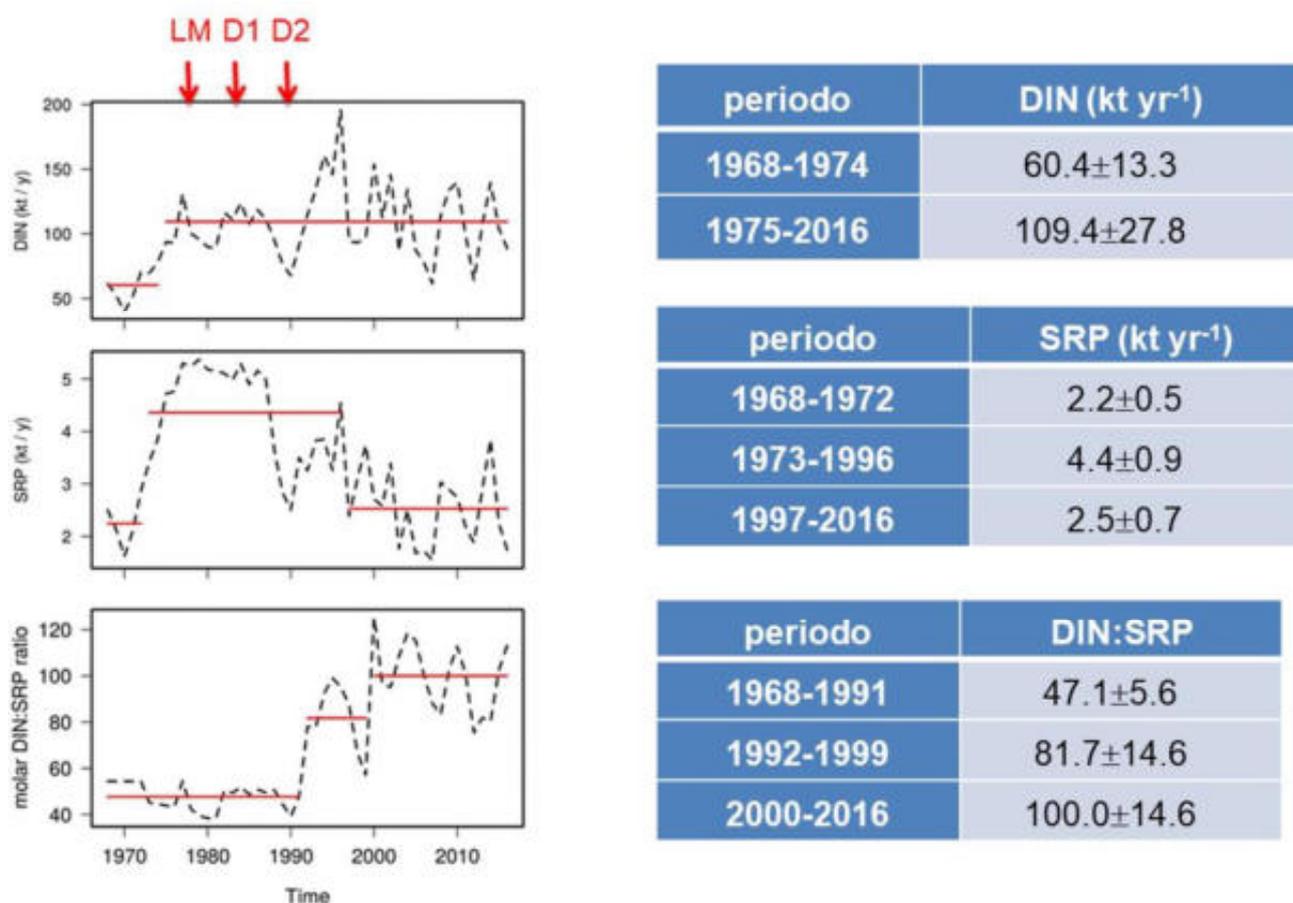


Fig. 1.14 Evoluzione temporale dei carichi di DIN e SRP transitati a Pontelagoscuro: recupero vs persistenza. (da Viaroli *et al.*, 2018b). Legenda - LM: Legge 319/76 “Merli”; D1 e D2: Dlgs del 1982 e 1988 per la limitazione del Fosforo nei detersivi.

Nel caso dell’Azoto, generato per lo più dalle fonti diffuse, nonostante il recepimento da parte dell’Italia della “Direttiva Nitrati” (Dir. 91/676/CEE), non è stato raggiunto un risultato analogo. Nel lungo periodo, dagli anni ’70 ad oggi, la quantità di DIN generata e liberata dal bacino padano sembra essere rimasta immutata, pur con forti oscillazioni nel breve periodo dei carichi di DIN transitati a Pontelagoscuro. Questa variabilità peraltro manifesta un incremento apprezzabile a partire dalla fine degli anni ’90.

Un’efficace rappresentazione grafica che riassume in maniera eloquente i termini della questione e fornisce la prova del diverso comportamento tra i due nutrienti è offerta nella figura 1.15.

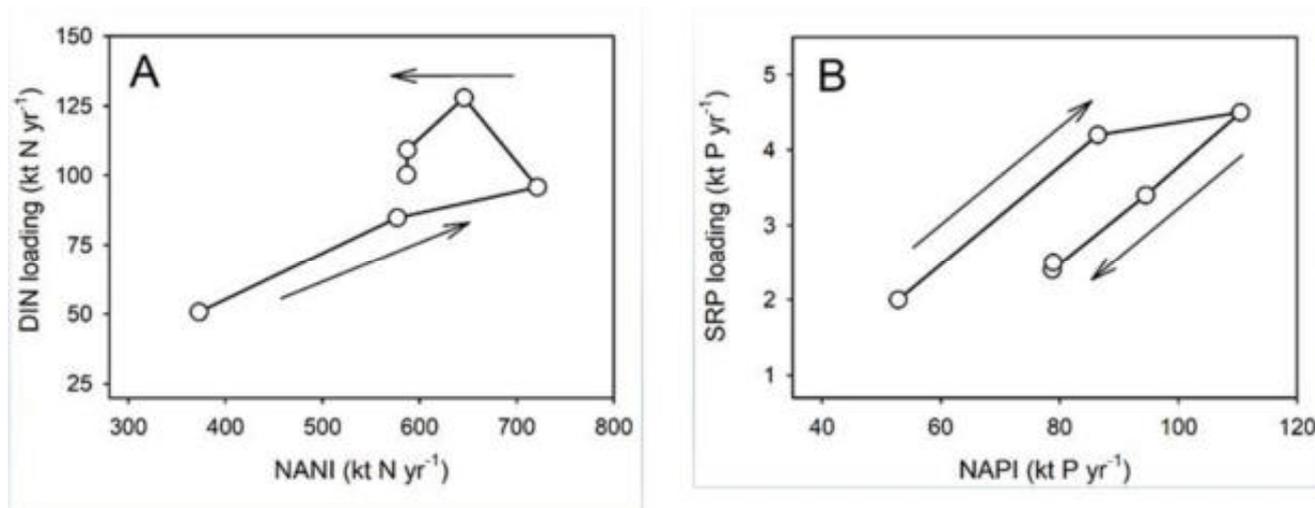


Fig. 1.15 Relazione tra i valori di carico di DIN e SRP misurati a Pontelagoscuro e i valori medi di NANI e NAPI riferiti al bacino padano (da Viaroli *et al.*, 2018a). (A) La riduzione del NANI non è stata seguita dalla diminuzione corrispondente del carico di DIN. (B) la riduzione del NAPI è invece seguita da una diminuzione del carico di SRP ai valori degli anni '60.

1.5 Trasporto dei nutrienti e formazione dei carichi: studi recenti sull'effetto del regime idrologico e ruolo degli affluenti del Po

Lo studio delle relazioni tra carichi in transito alle sezioni di misura e i valori delle corrispondenti portate fa emergere l'importante ruolo della variabilità idrologica nel modulare l'entità e la qualità dei carichi che annualmente confluiscono in Adriatico. Il contributo delle piene alla formazione del carico Azoto, Fosforo e Silice è riportato nella tabella 1.2.

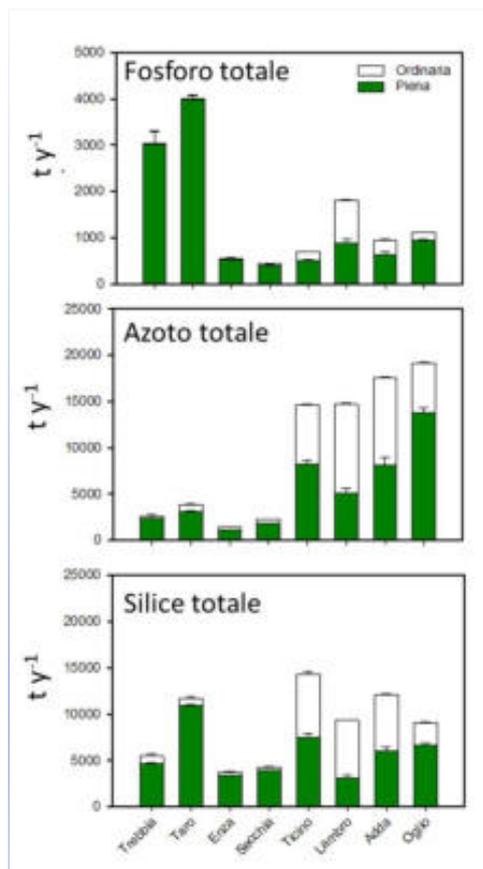
P	68
N	62
Si	66
n. giorni di piena (% su base annua)	147 (40%)

Tab. 1.2 Fiume Po: percentuali del carico annuo transitati con portate alte o di piena. (da Viaroli *et al.*, 2016)

In anni umidi, come l'anno idrologico 2014-15, più della metà (> 60%) dell'intero carico annuale di nutrienti in particolare del Fosforo, transita a Pontelagoscuro in 140 giorni, ovvero in poco più di un terzo dell'anno idrologico (Viaroli *et al.*, 2016). In anni secchi, quando le piene rendono conto di non più del 20% del carico idraulico annuale e di una durata non superiore ai 50 giorni, il carico del Fosforo veicolato dalle piene stesse arriva a più del 40% del carico annuo.

Con un'analisi più dettagliata (figura 1.16), si è potuto evidenziare il contributo dei principali affluenti, in particolare emerge una netta differenza di comportamento dei bacini appenninici rispetto a quelli alpini. Si può a ragione sostenere che l'intero carico annuale trasportato dai corsi d'acqua appenninici è concentrato nel breve periodo delle portate di piena (13-30% dell'anno

idrologico), mentre nei bacini dell'altro versante la quota di carico che fluisce nei periodi di portata ordinaria, non è affatto trascurabile (~50%), con l'eccezione del Fosforo totale (<35%). Come noto infatti, il trasporto di questo nutriente è soprattutto legato a processi di erosione e alla risospensione dei sedimenti fluviali, e quindi la sua concentrazione nelle acque tenderà a crescere con la formazione delle torbide provocate dalle portate di morbida e, soprattutto, di piena.



Carico esportato ($t y^{-1}$)

	Appenninico	Alpino
P	8000	4500
N	12100	66000
Si	25100	44800

Contributo piene alla formazione del carico (%)

	Appenninico	Alpino
P	99	65
N	85	53
Si	91	52
Piena (n° gg)	50-108 (13-30%)	90-160 (25-43%)

Fig. 1.16 Bacino del fiume Po: carichi in transito in sottobacini del versante appenninico ed alpino (da Viaroli *et al.*, 2016).

1.6 Eredità del passato, problemi inediti e possibili soluzioni

1.6.1 Il Fosforo: problema risolto?

I dati presentati nella figura 1.14 sembrano indicare che i carichi del Fosforo siano sotto controllo. Si tratta però di informazioni parziali, relative alla sola componente solubile e reattiva, che è comunque molto importante perché immediatamente disponibile per i produttori primari. Andamenti analoghi si riscontrano anche in altri sistemi acquatici, ad esempio nel Lago Maggiore.

Ciò sta a significare che buone politiche ambientali possono avere esiti positivi di risanamento. Mancano però informazioni sul Fosforo totale, che comprende un'importante frazione particellata; le serie temporali dei dati di Fosforo totale sono infatti incomplete. Sulla base delle informazioni disponibili si desume una tendenza alla diminuzione anche dei carichi annuali di TP, ma con una variabilità che è direttamente legata alla portata (Fig. 1.17). In particolare i picchi di TP si verificano in coincidenza con le piene, durante le quali, però, una quota significativa del TP è nelle

forme meno solubili, soprattutto quelle legate al Calcio che non sembrano essere biodisponibili a breve termine (Giordani *et al.*, 2010; Naldi *et al.*, 2010; Viaroli *et al.*, 2013a).

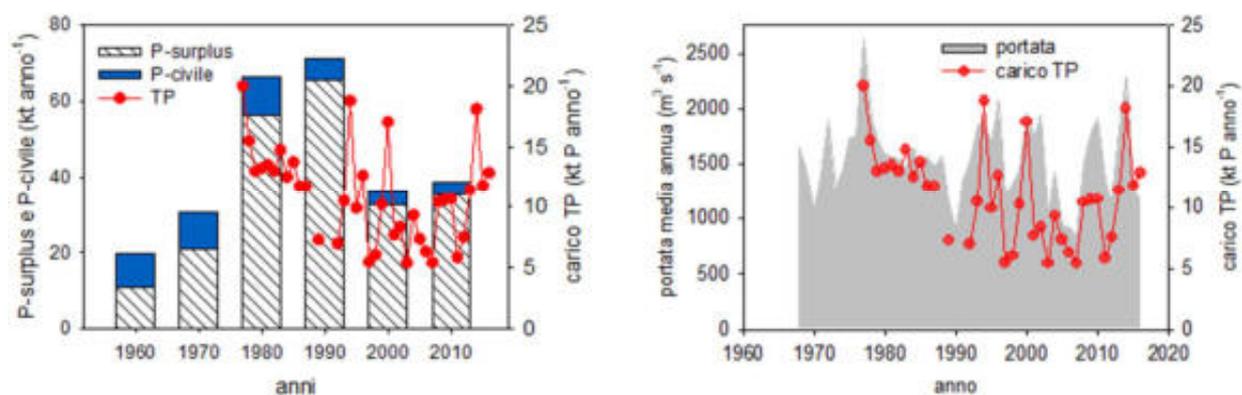


Fig. 1.17 Variazioni dei carichi di Fosforo totale (TP) rilasciati dal Po al mare Adriatico dal 1977 al 2016. Dati tratti da Viaroli *et al.*, 2018b.

Disponiamo di scarse informazioni relative al reale destino del Fosforo che si è accumulato nei suoli e sedimenti negli ultimi 50 anni. La figura 1.18 illustra le complesse vie metaboliche che possono essere percorse dal Fosforo contenuto nei fertilizzanti impiegati in agricoltura che, quando sono in eccesso rispetto al reale fabbisogno delle colture, determinano un accumulo di questo nutriente nei suoli.

Una parte considerevole del carico immagazzinato nei suoli e nei sedimenti potrebbe rientrare in circolo in seguito alla saturazione dei processi di ritenzione nel terreno, o a causa di eventi meteorici estremi. Le piene fluviali che si originano sempre più frequentemente e ad elevata intensità, determinano infatti sia erosione dei suoli che risospensione dei sedimenti, trasferendo così a valle il Fosforo che si era prima accumulato (Goyette *et al.*, 2018).

Ci si chiede oggi quanto potranno incidere su questi processi i cambiamenti climatici in atto e i loro effetti sempre più evidenti sull'idrologia. Sono temi di grande attualità perché portano ad ipotizzare una possibile eredità del Fosforo (*Legacy Phosphorus*), ovvero un ritorno in circolo di parte del Fosforo che al momento è "inerte", apparentemente uscito dal sistema, ma che potrebbe rendersi nuovamente biodisponibile (Jarvie *et al.*, 2013). D'altra parte le condizioni meteo-climatiche che favoriscono questo ritorno in circolo del Fosforo, sembrano ormai caratterizzare stabilmente il regime idrologico dei fiumi padani, specialmente quelli del versante appenninico, dove manca l'effetto regolatore dei grandi laghi sub-alpini. In aggiunta, il regime idrologico dei fiumi e torrenti appenninici del Piemonte e dell'Emilia-Romagna sta sempre più assumendo un carattere intermittente. L'elevata frequenza di eventi meteorici estremi determina piene improvvise di breve durata (piene lampo), alternate a periodi di secca prolungati, con portate bassissime o addirittura nulle. La grande variabilità idrologica ha sicuramente effetti marcati sull'erosione e sul trasporto di Fosforo in forma particellata.

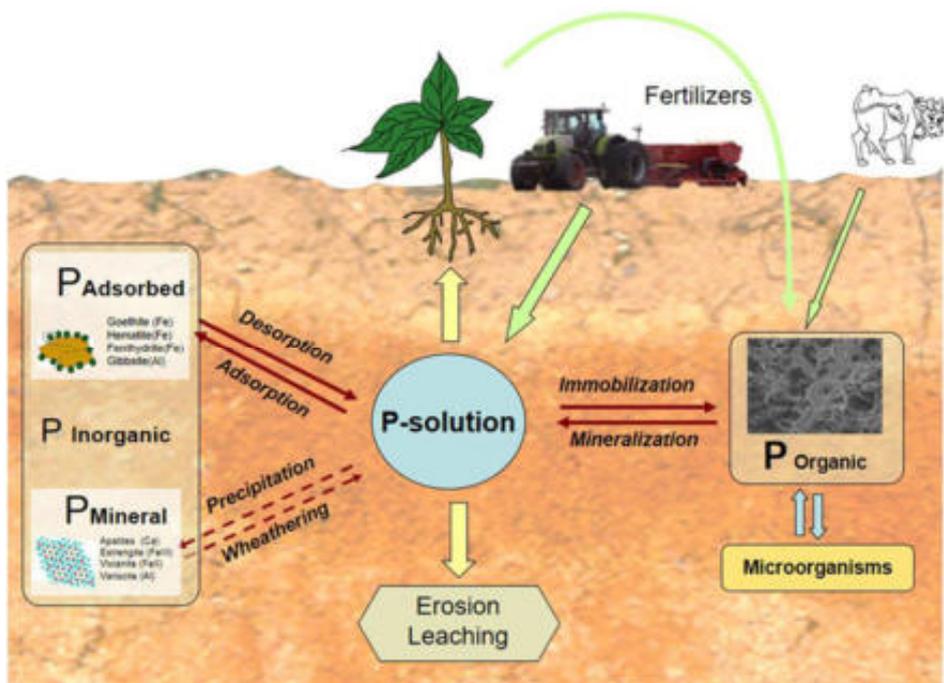


Fig. 1.18 Schema delle possibili vie metaboliche del Fosforo nei suoli (da Goyette *et al.*, 2018).

Le marcate variazioni del regime delle deposizioni umide combinate con l'impermeabilizzazione dei suoli possono avere inoltre un impatto rilevante sul ciclo idrologico, ad esempio su deflussi e su formazione e frequenza delle piene fluviali. Molto importate è anche il loro effetto sul funzionamento degli scolmatori delle reti fognarie e dei depuratori che, a loro volta, possono influire sulla formazione dei carichi dei nutrienti, in particolare di quelli di P (Salerno *et al.*, 2018). Deve infine essere riconsiderato il problema della gestione dei fanghi di depurazione e del loro smaltimento, per evitare l'immissione nell'ambiente dei notevoli quantitativi di Fosforo in essi accumulato.

Il Fosforo può essere rimosso con trattamenti terziari, prevalentemente di tipo chimico-fisico, che hanno un'elevata efficacia, assicurando un abbattimento fino all'85% del carico in ingresso. Va qui considerato che nel bacino del Po sono allacciati a fognatura e serviti da depurazione circa l'80% degli scarichi civili. Nel 75% di questi è presente anche un trattamento terziario (AdBPo, 2016, "Ipotesi di modifica dal criterio di abbattimento dei nutrienti in percentuale – art. 5, c. 4 Direttiva 91/271/CE – al criterio dei limiti tabellari – art. 5, c. 2 e 3, Direttiva 91/271/CE).

Soluzioni in questo senso sono state proposte dalla piattaforma europea per il Fosforo (si rimanda al sito: <http://www.phosphorusplatform.eu/>). Con la creazione di questa piattaforma, l'UE riconosce che, citiamo testualmente: *sustainable management of phosphorus and other nutrients is crucial for agriculture, food, industry, water and the environment. The European Sustainable Phosphorus Platform (ESPP) brings together companies and stakeholders to address the Phosphorus Challenge and its opportunities.*

Da alcuni mesi è operativa anche la piattaforma italiana per il Fosforo. (<https://www.minambiente.it/pagina/piattaforma-italiana-del-Fosforo>).

1.6.2 L'eredità dell'Azoto

Nell'ultimo secolo, in seguito dello sviluppo industriale del processo Haber Bosch¹, sono stati immessi nella biosfera ingenti quantitativi delle forme più reattive dell'Azoto (ammoniaca e nitrati), misurabili in alcune decine di milioni di tonnellate ogni anno. Una parte consistente di questo carico è costituita da Azoto nitrico, particolarmente solubile, che si accumula nei suoli superficiali e nella zona radicale, e negli acquiferi sotterranei. Questi ultimi agiscono come serbatoi che accumulano nitrato in concentrazioni crescenti rilasciandolo poi in superficie attraverso il flusso di subalveo, le sorgenti di pianura e i pozzi (Van Meter *et al.*, 2018). Questo fenomeno è stato descritto anche nelle aree della bassa pianura lombarda dove sono massimi i carichi generati di Azoto (Bartoli *et al.*, 2012; Delconte *et al.*, 2014). Ne consegue che gli effetti delle attuali azioni di contenimento e riduzione dei carichi azotati potranno avere esiti ed essere apprezzati tra decine di anni e, conseguentemente, potrebbero essere messe in discussione le attuali politiche ambientali in questo settore (Van Meter *et al.*, 2018).

Queste evidenze suggeriscono come le attuali tecnologie, pur essendo necessarie, non siano sufficienti a risolvere il problema dell'inquinamento da Azoto (Palmeri *et al.*, 2005; Pirrone *et al.*, 2005). La situazione è ulteriormente complicata dall'impatto degli scolmatori di piena e dallo spandimento agronomico dei fanghi di depurazione e dei digestati da impianti per la produzione di biogas.

Una parte consistente del carico azotato proviene da fonti diffuse che non possono essere captate e trattate con la depurazione convenzionale. Studi recenti dimostrano però che una parte del carico potrebbe essere rimossa sfruttando in chiave ecologica-funzionale una parte dei canali naturali e di bonifica. Ci si riferisce ai circa 50.000 km di canali che costituiscono il reticolo naturale e artificiale dei sistemi irrigui e/o di bonifica, che interessano tutta l'area pedemontana e di bassa pianura del bacino. Di sicuro interesse sono anche gli oltre 300 laghi di cava (per una superficie complessiva di oltre 30 km²), censiti nella zona compresa tra le direttrici Lodi-Piacenza e Mantova-Reggio e le autostrade A1 e A4. Presumibilmente, nell'intero bacino idrografico numero di bacini e superficie occupata sono da due a tre volte più grandi.

Un semplice esercizio effettuato sulla base dei dati forniti da Castaldelli *et al.*, (2015), per dimostrare la possibile utilità della gestione ambientale del reticolo idrografico di pianura, porta a questi risultati: 50.000 km di canali senza vegetazione rimuovono 2.100 ($\pm 50\%$) t N, ma 50.000 km di canali con vegetazione rimuovono 19.800 ($\pm 20\%$) t N. Con una corretta gestione dei canali, si potrebbe garantire una rimozione potenziale compresa tra il 15 e il 30% del carico di Azoto inorganico del fiume Po.

Studi più recenti (Soana *et al.*, 2019), riferiti alla sola zona di bassa pianura (< 50 m slm, ~10% bacino – Fig. 5.3), dimostrano che, nell'intervallo di concentrazione di DIN da 0.5 a 8 mg L⁻¹, è possibile ottenere una rimozione che va da 3300 a 4900 t N y⁻¹. La rimozione potenziale potrebbe aumentare fino a valori compresi tra 4000 e 33600 t N y⁻¹, nel caso di una gestione mirata di questi ecosistemi-filtro.

¹ Il processo Haber-Bosch è un metodo che permette la sintesi industriale dell'ammoniaca su larga scala utilizzando come reagenti azoto e idrogeno in presenza di un catalizzatore eterogeneo a base di ferro. (N.d.R)



Fig. 1.20 Area del bacino del fiume Po giacente ad una quota inferiore ai 50 m slm e reticolo idrografico della zona di studio. (da Soana *et al.*, 2019)

È chiaro che, quando si parla di “corretta gestione” del reticolo, ci si riferisce principalmente alle azioni di conservazione e ripristino funzionale, proprie della *restoration ecology*, di tutto il territorio fluviale con diversi obiettivi:

- recuperare la naturalità dei suoli e delle componenti del paesaggio rurale che forniscono servizi ecosistemici di regolazione della qualità delle acque;
- riparare, conservare e gestire le componenti naturali degli ecosistemi acquatici da cui dipende la qualità delle acque;
- valorizzare le componenti naturali dell’ecosistema nel contenimento dei fenomeni di dissesto idro-geologico e di erosione dei suoli, anche con una semplice riqualificazione idraulica-ambientale.

1.6.3 Il terzo incomodo: il Silicio

Il Silicio, nella forma reattiva solubile (DSi), è un fattore essenziale per la crescita delle Diatomee, e una componente fondamentale che sta alla base delle reti trofiche marine.

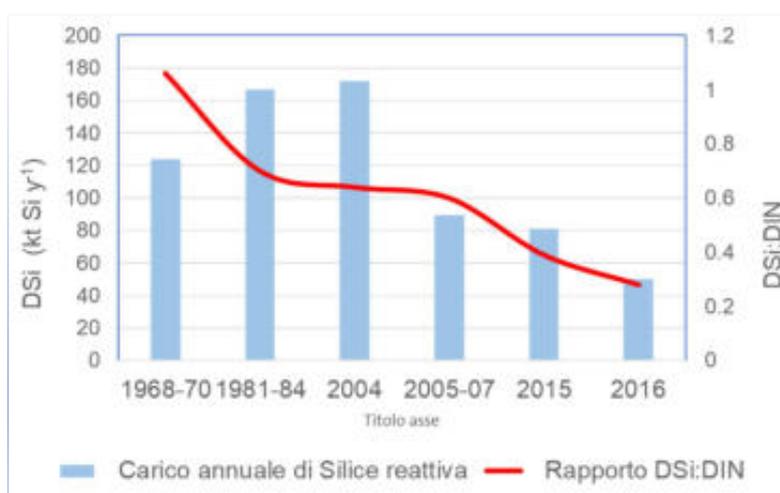


Fig.1.21 Evoluzione dei carichi di Silice reattiva (espressa come DSi) annualmente scaricati in Adriatico e andamento corrispondente del rapporto DSi:DIN. (Elaborazione grafica su dati di Viaroli *et al.*, 2013b, 2016; 2018b)

Rispetto a Fosforo e Azoto, per il Silicio si presenta il problema opposto. A preoccupare è la diminuzione di questo elemento e non il suo eccesso. Nell'ultimo decennio, si è assistito ad un brusco calo dei carichi, che hanno determinato un altrettanto forte abbassamento del rapporto DSi:DIN (Fig. 1.21). D'altra parte l'analisi dei dati a mare conferma il continuo aumento del rapporto N:P, determinato a sua volta, dalla diminuita disponibilità di Fosforo solubile (SRP) scaricato in Adriatico (Viaroli *et al.*, 2018b). Lo studio della stechiometria di DIN, SRP e DSi può avere importanti implicazioni nella comprensione del determinismo di fenomeni degenerativi come i bloom di microalghe, anche tossiche, o la crescita delle mucillagini (Glibert, 2017).

La disponibilità dei diversi elementi risulta da una serie di processi che avvengono nel cosiddetto filtro fluviale (Meybeck e Vörösmarty, 2005). Nel filtro fluviale svolgono un ruolo chiave i grandi laghi subalpini, come regolatori biogeochimici, che operano una non indifferente funzione di controllo dei carichi di Azoto e Fosforo e Silicio.

Questa circostanza non può non avere avuto conseguenze a livello di intero sistema Po- Adriatico, in termini di risposta del sistema costiero rispetto alle mutate condizioni nutrizionali (ad es. a livello della composizione specifica del fitoplancton, delle strategie di utilizzo dei nutrienti, della alternanza dei popolamenti algali e delle loro successioni stagionali, ecc.). Su questi argomenti è cominciata ad essere disponibile una notevole bibliografia (per quadro aggiornato si veda ad esempio Giani *et al.*, 2012) che dimostra l'interesse crescente verso questi temi che meritano di essere approfonditi con ulteriori ricerche ed indagini mirate e, soprattutto, con una durata di lungo termine, tale da poter cogliere eventuali tendenze evolutive.

1.7 Raccomandazioni finali

In relazione a quanto esposto, le azioni e gli argomenti di ricerca ritenuti strategici per colmare le carenze conoscitive che ancora sussistono possono essere così riassunti:

1. Adottare piani di monitoraggio di lungo termine dei carichi di N, P e Si in stazioni situate alla chiusura di bacino dei principali corsi d'acqua, e/o in corsi d'acqua ritenuti critici, che siano rappresentative delle pressioni che si svolgono nei bacini drenati con specifica attenzione a:
 - eventi di piena e/o di variazione significativa delle portate;
 - eventi di piena o di variazione significativa delle portate che seguono lunghi periodi di magra e/o secca;
 - speciazione e stechiometria dei principali nutrienti (almeno N, P e Si);
 - determinazione della clorofilla-a fitoplanctonica, misura grezza ma rappresentativa di fioriture microalgali e di eventuali fenomeni di eutrofizzazione fluviale.
2. Avviare studi e progettare piani di monitoraggio per i piccoli fiumi della costa che possono esercitare forti pressioni localmente, entro la fascia di transizione e la zona marina-costiera; in questi corsi d'acqua si dovranno in particolare considerare le piene lampo che seguono periodi di bassa portata se non di secca, durante i quali le portate fluviali sono in larga misura rappresentate da acque reflue e/o da acque trattate, laddove siano presenti depuratori.
3. Analizzare in che misura la modificazione degli alvei fluviali, l'intermittenza idrologica, il consumo e l'impermeabilizzazione dei suoli e lo sviluppo urbano possano concorrere alla formazione dei carichi complessivi di N, P, Si, con particolare attenzione a:
 - rapporti stechiometrici tra gli elementi;
 - incidenza degli scolmatori fognari;
 - incidenza della velocità di deflusso.

4. Valutare l'effettiva biodisponibilità delle forme di Fosforo particellato insolubili (forme legate al Calcio e, in misura minore ai metalli, e forme organiche refrattarie).
5. Valutare la capacità residua di suolo e sedimenti di trattenere il Fosforo e quantificare l'effetto degli eventi meteorici estremi che ne regolano erosione/risospensione e trasporto (es. ruolo di regime delle deposizioni umide e crescente variabilità idrologica).
6. Individuare strategie di gestione del reticolo idrografico minore e delle sue componenti più reattive (canali, laghi di cava, zone umide residuali), per ridurre il carico diffuso di Azoto.
7. Avviare ricerche ad hoc negli ecosistemi acquatici di transizione e marini-costieri per:
 - valutare le risposte ai carichi di N, P e Si alle variazioni della loro stechiometria;
 - verificare le loro capacità metaboliche e le condizioni che favoriscono l'abbattimento del carico in transito;
 - vista la grande diffusione degli allevamenti intensivi di molluschi bivalvi filtratori, attenzione dovrebbe essere rivolta anche al ruolo che i molluschi svolgono nei cicli di N, P e Si, per verificare se possono effettivamente essere impiegati per mitigare gli effetti delle fioriture fitoplanctoniche nel processo di eutrofizzazione (Smaal *et al.*, 2019).

Bibliografia

- Autorità di Bacino del fiume Po, AIPO, 2006. Caratteristiche del bacino del fiume Po e primo esame dell'impatto ambientale delle attività umane sulle risorse idriche. Autorità di Bacino del fiume Po, Parma.
- Bartoli, M., Racchetti, E., Delconte, C.A. and E. Sacchi, 2012. *Nitrogen balance and fate in a heavily impacted watershed (Oglio River, Northern Italy): in quest of the missing sources and sinks*. Biogeosciences 9(1):1-13.
- Billen, G., Silvestre, M., Grizzetti, B., Leip, A., and C. Lancelot, 2011. *Nitrogen flows from European watersheds to coastal marine waters*. In: Sutton, M. A. (ed.) *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 271-297. ISBN 9781107006126.
- Castaldelli G., Soana E., Racchetti E., Pierobon E., Mastrocicco M., Tesini E., Fano E.A., Bartoli M., 2013. *Nitrogen budget in a lowland coastal area within the Po River Basin (Northern Italy): Multiple evidences of equilibrium between sources and internal sinks*. Env. Management, 52 (3): 567-580.
- Castaldelli G., Soana E., Racchetti E., Vincenzi F., Fano E.A., Bartoli M., 2015. *Vegetated canals mitigate nitrogen surplus in agricultural watersheds*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 212: 253-262.
- Garnier, J., Anglade, J., Benoit, M., Billen, G., Puech, T., ... Tallec, G., 2016. *Reconnecting crop and cattle farming to reduce nitrogen losses to river water of an intensive agricultural catchment (Seine basin, France): past, present and future*. Environmental Science & Policy 63:76-90
- Giani M., Cozzi S., Tartari G., 2018. *Tendenze dei carichi di nutrienti riversati dal fiume Po nel Nord Adriatico*. Biologia Marina Mediterranea 25 (in stampa).
- Giani M., Degobbis D., Cabrini M, Fonda Umani S. (Eds), 2012 - *Fluctuations and trends in the northern Adriatic marine systems: from annual to decadal variability*. Estuarine Coastal and Shelf Science, 115: 1-414.
- Giordani G., Roma G., Azzoni R., Pierobon E., Tornatore F., Viaroli P., 2010. *Caratterizzazione del carico di Fosforo inorganico veicolato in Adriatico dalle acque del Po in relazione al regime idrologico*. Biologia Ambientale, 24: 77– 86.
- Glibert P.M., 2017. *Eutrophication, harmful algae and biodiversity-Challenging paradigms in a world of complex nutrient changes*. Marine Pollution Bulletin, 124: 591-606.
- ISPRA, 2015. Il consumo di suolo in Italia. Rapporti 218/2015.
- Jarvie H.P., Sharpley, A.N., Withers, P.J.A., Thad Scott, J., Haggard, B.E. and C. Neal, 2013. *Phosphorus mitigation to control river eutrophication: murky waters, inconvenient truths and postnormal science*. Journal of Environmental Quality 42, 295-304.
- Lamberti, A. e Schippa, L., 1994. *Studio dell'abbassamento dell'alveo del fiume Po: previsioni trentennali di abbassamento a Cremona*. Navigazione Interna, Suppl. n. 3-4, 23 pp

- Lamberti, A., 1993. *Le modificazioni recenti verificatesi nell'asta principale del Po e problemi connessi*. *Acqua & Aria*, 6-7: 589-592.
- Meybeck M., Vörösmarty C., 2005. *Fluvial filtering of land-to-ocean fluxes: from natural Holocene variations to Anthropocene*. *C. R. Geoscience* 337: 107–123.
- Naldi M., Pierobon E., Tornatore F., Viaroli P., 2010. *Il ruolo degli eventi di piena nella formazione e distribuzione temporale dei carichi di azoto e Fosforo nel fiume Po*. *Biologia Ambientale*, 24: 59– 69
- Palmeri L., Bendoricchio G., Artioli Y., 2005. *Modelling nutrient emissions from river systems and loads to the coastal zone: Po River case study, Italy*. *Ecol. Mod.*, 184: 37-53.
- Pirrone N., Trombino G., Cinnirella S., Algieri A., Bendoricchio G., Palmeri L., 2005. *The DPSIR approach for integrated catchment coastal zone management: preliminary application to the Po catchment-Adriatic Sea coastal zone system*. *Reg. Env. Ch.*, 5: 111- 137.
- Rinaldi, A., Giovanardi F., Ferrari, C.R. e C. Mazziotti, 2018. *Stato trofico dell'Alto Adriatico: tendenze evolutive e quadro di riferimento concettuale*. 49° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina Cesenatico (FC), 4-8 giugno 2018.
- Salerno F., Viviano G., Tartari G., 2018. *Urbanization and climate change impacts on surface water quality: enhancing the resilience by reducing impervious surfaces*. *Water Research*, 144: 491-502.
- Smaal A.C., Ferreira J.G., Grant J., Petersen J.K., Strand Ø. (Eds), 2019. *Goods and Services of Marine Bivalves*. Springer International Publishing, Switzerland, pp 591
- Soana E, Bartoli M, Milardi M, Fano EA, Castaldelli G, 2019. *An ounce of prevention is worth of pound of cure: managing macrophytes for nitrate mitigation in irrigated agricultural watersheds*. *Science of the Total Environment* 647: 301-312
- Van Meter, K. J., Basu, N. B., Veenstra, J.J. and C.L. Burras, 2016. *The nitrogen legacy: Emerging evidence of nitrogen accumulation in anthropogenic landscapes*. *Environ. Res. Lett.* 11.
- Van Meter, K. J., van Cappellen, P., and N. B. Basu, 2018. *Legacy nitrogen may prevent achievement of water quality goals in the Gulf of Mexico*. *Science* Apr. 2018. Vol. 360, Issue 6387, pp. 427-430.
- Van Meter, K.J. and N. B. Basu, 2017. *Time lags in watershed-scale nutrient transport: An exploration of dominant controls*. *Environ. Res. Lett.* 12.
- Viaroli P., Azzoni R., Bartoli M., Longhi D., Nizzoli D., Rossetti G., Soana E., Fano E.A., Castaldelli G., Aschonitis V., Vincenzi F., 2016. *Monitoraggio dei carichi dei nutrienti veicolati dal Po al mare Adriatico. Relazione finale*. Accordo di collaborazione tra Università di Parma, Università di Ferrara e Regione Lombardia (2014-15).
- Viaroli P., Nizzoli D., Pinardi M., Rossetti G., Bartoli M., 2013b. *Factors affecting dissolved silica concentrations, and DSI and DIN stoichiometry in a human impacted watershed (Po River, Italy)*. *Silicon*, 5: 101-114.

- Viaroli P., Soana E., Pecora S., Laini A., Naldi M., Fano E.A., Nizzoli D., 2018. *Space and time variations of watershed N and P budgets and their relationships with reactive N and P loadings in a heavily impacted river basin (Po river, Northern Italy)*. Science of the Total Environment 639: 1574–1587.
- Viaroli, P., Bartoli, M., 2009. *Ricerca Ecologica e riqualificazione fluviale*. Riqualificazione fluviale 2: 15-22.
- Viaroli, P., Bartoli, M., Castaldelli, G., Naldi, M., Nizzoli, D., Rossetti, G., 2013a. *Recent evolution and expected changes of nutrient loads in a heavily exploited watershed: the Po River, Italy*. In: Arheimer B., Collins A., Krysanova V., Lakshmanan E., Meybeck M., Stone M. (eds), Understanding Freshwater Quality Problems in a Changing World. IAHS Publ. 361: 176–182.

Sezione B. Evoluzione dei livelli trofici in Adriatico

Cap. 2. Tendenze evolutive dello stato trofico nelle acque antistanti la Regione Emilia-Romagna

Relatore: Carla Rita Ferrari – S.O.D. - ARPAE

2.1 Introduzione

Questo capitolo riguarda la presentazione della Dott.ssa Ferrari, tenutasi al CRM di Cesenatico il 21/11/2018. Le elaborazioni e i risultati illustrati nel suo intervento fanno riferimento al *data base* della Struttura Oceanografica Daphne – SOD di ARPA Emilia Romagna, che raccoglie tutti i dati e le informazioni prodotte nell'ambito delle periodiche campagne di monitoraggio condotte dalla Daphne nelle acque di competenza della Regione Emilia Romagna. L'intervallo temporale coperto è di circa 40 anni (AA.VV., 1981-2017). Attualmente la rete di monitoraggio comprende un totale di 35 stazioni distribuite nel tratto compreso tra Lido di Volano e Cattolica e posizionate lungo transetti perpendicolari alla linea di costa, a partire da 500 m fino a 20 km al largo.

2.2 Il Sistema Po-Adriatico

La peculiarità della fascia costiera emiliano-romagnola è rappresentata nella figura 2.1, che in maniera molto schematica, ma nondimeno realistica, ricostruisce la struttura delle masse d'acqua che interessano la zona costiera e il quadro correntometrico locale di questa parte dell'Adriatico nord-occidentale.

L'influenza del fiume Po, con contributo annuo di $\sim 47 \text{ km}^3$ è preponderante rispetto ai soli 7 km^3 d'acqua riversati dai fiumi minori romagnoli (pannello a sinistra nella figura). L'intero tratto costiero, da Goro a Cattolica, è influenzato, in maniera più o meno diretta, dagli apporti padani, che condizionano e regolano i livelli trofici di quest'area (direzione Nord-Sud). Tuttavia anche il contributo dei fiumi minori (direzione Est-Ovest), non può essere sottovalutato. Ai corsi d'acqua naturali infatti, deve essere aggiunta la complessa rete dei canali artificiali e dei sistemi drenanti che fanno capo ai porto-canali, per cui è presumibile che, per una fascia anche di poche centinaia di metri dalla riva, l'effetto complessivo a mare di questi contributi non sia trascurabile.

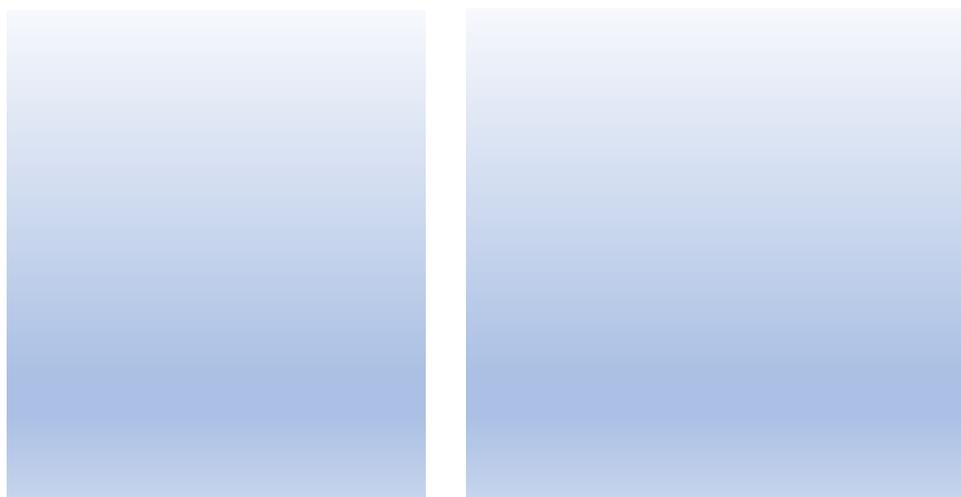


Fig. 2.1 Fascia costiera emiliano-romagnola: a) schema dei contributi d'acqua dolce di provenienza padana e costiera (pannello a sinistra) (Vollenweider *et al.*, 1992); b) quadro correntometrico prevalente nell'area (pannello a destra) (Fonte: SOD-ARPAE).

Lo schema generale delle correnti superficiali che interessano la zona costiera è delineato nel pannello a destra della figura 2.1. Vengono identificate tre aree, una a nord di Ravenna (area A), l'altra attorno a Ravenna fino a Lido Adriano (zona B) e la terza a sud di Lido Adriano (area C). Nella zona A esiste un vortice anticiclonico (chiamato A1 nella figura), più o meno pronunciato nei vari mesi dell'anno. Nei mesi di aprile, maggio, agosto, novembre e dicembre il vortice è ben sviluppato ed è addossato alla costa. Nella zona B invece la corrente è quasi sempre diretta verso costa (regime V1 nella figura), fatta eccezione per i mesi di maggio, giugno, luglio e agosto, dove la corrente è verso il largo. Quest'area è un'area di transizione tra il regime anticiclonico prevalente a nord e quello della corrente intensificata verso sud, che tende sempre più a stabilizzarsi parallelamente alla costa, nella zona C.

Questo quadro correntometrico di fatto impedisce lo scambio di masse d'acqua con il mare aperto e tende a "isolare" il corpo idrico costiero per gran parte dell'anno. La fuoriuscita del fiume Po si mantiene perciò inalterata per decine di chilometri lungo l'asse nord-sud, condizionando tutti i parametri idrologici, con forti gradienti di salinità non solo verso sud, ma anche da riva verso il largo.

La serie pregressa disponibile per le portate del fiume Po, copre ormai un periodo di cento anni. Da questa serie è stato ricostruito "l'anno idrologico medio" ed è quindi possibile confrontare il singolo dato annuale con il regime idrologico "storico", caratteristico del bacino padano.

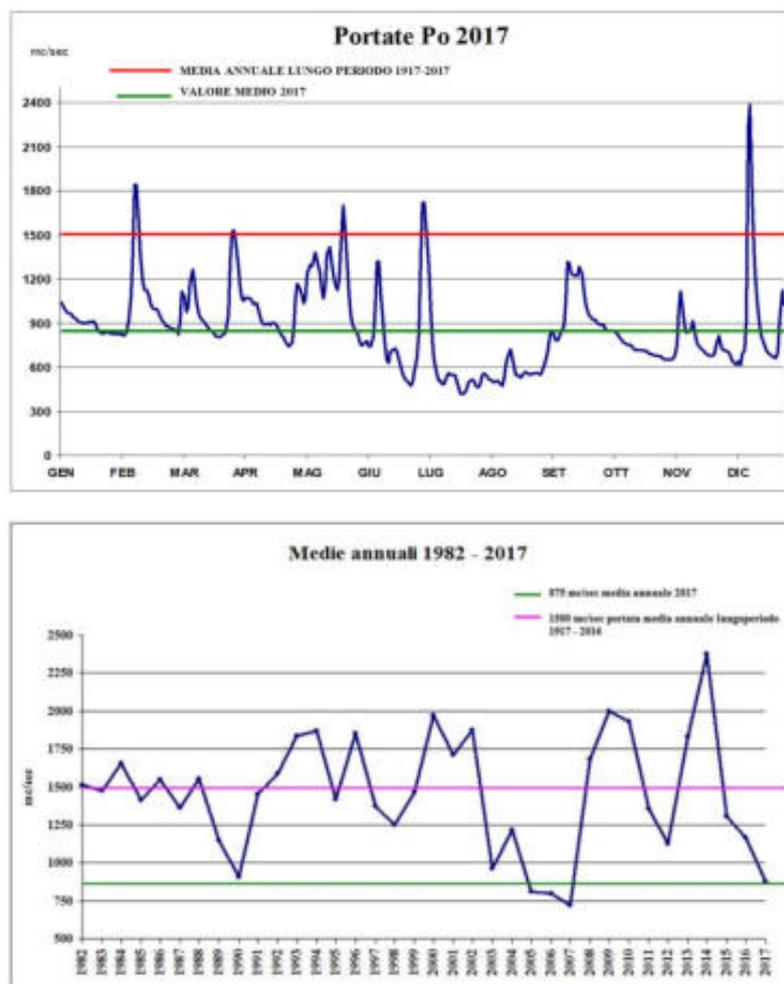


Fig. 2.2 Andamento delle portate del fiume Po nel 2017 (pannello superiore) e variazioni della portata media annuale dal 1982 al 2017 (pannello inferiore). (Fonte: A.d.B del f. Po.)

Quello che emerge dall'esame degli andamenti in figura 2.2, è la progressiva diminuzione delle portate scaricate in Adriatico. Il 2017 è stato un anno particolare per le eccezionali condizioni meteorologiche, caratterizzato da siccità prolungata e da elevate temperature. La portata media giornaliera è stata di soli $875 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. L'unica piena del Po si è verificata a dicembre, con un picco di portata esiguo, pari a $2400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. La stagione secca, da giugno a settembre, ha fatto registrare con continuità portate di magra inferiori a $500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. A partire dal 2003, il valore limite di $1500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, che è la portata media annuale calcolata sui cento anni pregressi, è stato superato verso il basso in ben 10 annate idrologiche.

2.3 Le fioriture algali

Il contributo dei carichi di nutrienti che raggiungono la fascia costiera e la variabilità interannuale di questi apporti determinano pertanto l'entità dei livelli trofici della fascia costiera.

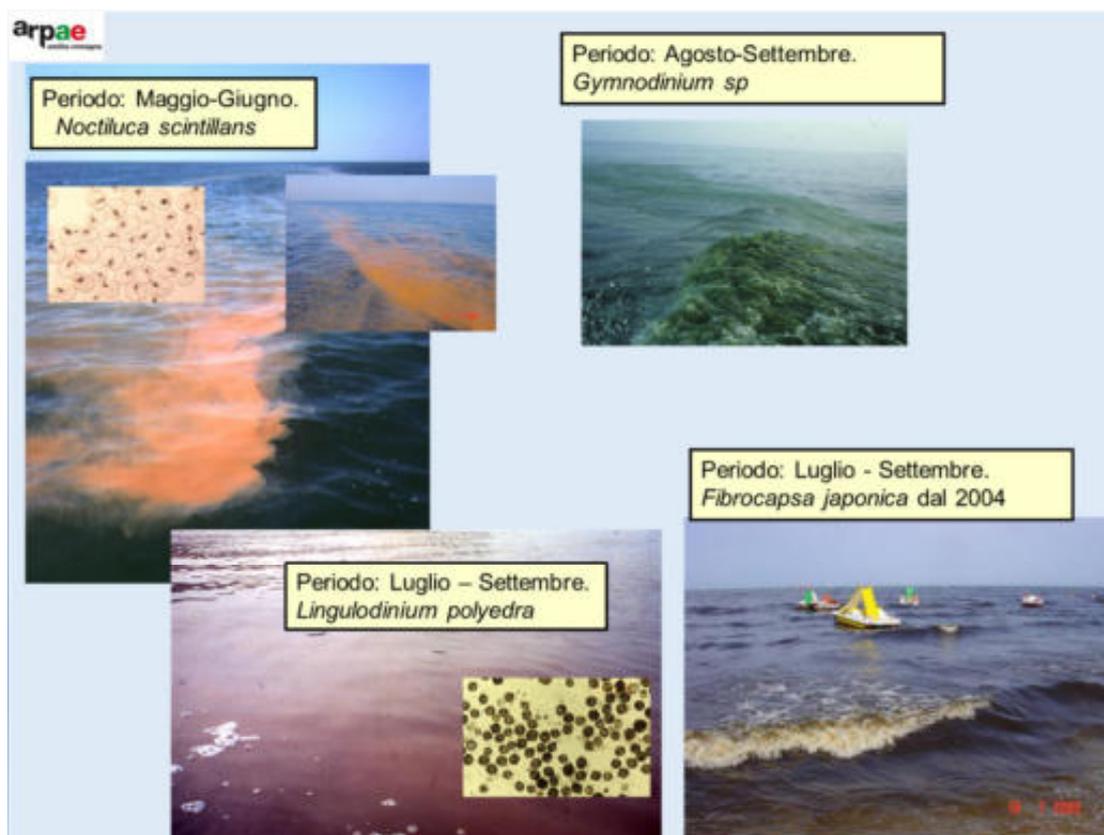


Fig. 2.3 Fascia costiera emiliano-romagnola: fioriture algali nel periodo estivo, con le specie tipiche che caratterizzano gli anni recenti. (Fonte: SOD-ARPAE).

La figura 2.3 descrive la reazione del sistema costiero alla mutate condizioni di trofia seguite ai cambiamenti del regime idrologico del fiume Po. Alla tradizionale alternanza dei gruppi fitoplanctonici: Diatomee nel periodo invernale-primaverile, Dinoficee nel periodo estivo, ha assunto sempre più importanza il cosiddetto Altro Fitoplancton, con cellule algali spesso troppo piccole per essere correttamente classificate con i metodi tradizionali di microscopia ottica.

Le immagini riportate illustrano fioriture estive a carico di talune specie fitoplanctoniche che compaiono ormai regolarmente nell'area costiera. Ognuna di esse conferisce un caratteristico colore alle acque, tanto più intenso quanto più intense sono le fioriture.

Fibrocapsa japonica è una microalga flagellata appartenente alla classe delle Raphidophyceae (Altro Fitoplancton); le sue fioriture, determinano una colorazione rosso-marrone delle acque nei primi 100-200 metri dalla battigia, che si intensifica nelle ore più calde della giornata. Degno di nota è il fatto che questa microalga, tipica di acque tropicali e sub-tropicali, è comparsa solo di recente in Adriatico, a partire dalla fine degli anni '90.

Lingulodinium polyedra è una dinoflagellata che può provocare le cosiddette “maree rosse” (*red tides*). La sua presenza è inoltre causa di bioluminescenza, ben visibile sulle spiagge nelle ore notturne. Anche il genere *Gymnodinium* fa parte tassonomicamente delle dinoflagellate. Massicce fioriture estive di queste specie, oltre che colorare le acque, possono causare ipossia/anossia nelle acque di fondo.

Alla superclasse delle dinoflagellate appartiene ugualmente la specie *Noctiluca scintillans*. È un organismo tuttora di difficile collocazione sistematica. Non possiede clorofilla, non assimila nutrienti, soddisfa le sue esigenze nutrizionali fagocitando particelle organiche o altre microalghe unicellulari. In primavera genera nelle acque aperte (non sotto costa) dell'Alto e Medio Adriatico fioriture estese di colore rosso vivo, che “illuminano le onde” nelle ore notturne. Permane come tale fino alla fine di giugno per poi decadere e scomparire.

2.4 Le anossie

A prescindere dal manifestarsi di processi indesiderati quali appunto le anomale colorazioni delle acque richiamate sopra, una delle conseguenze più deleterie dell'Eutrofizzazione è soprattutto da ricondurre ai guasti generati dall'insorgere di ipossie/anossie nelle acque bentiche.

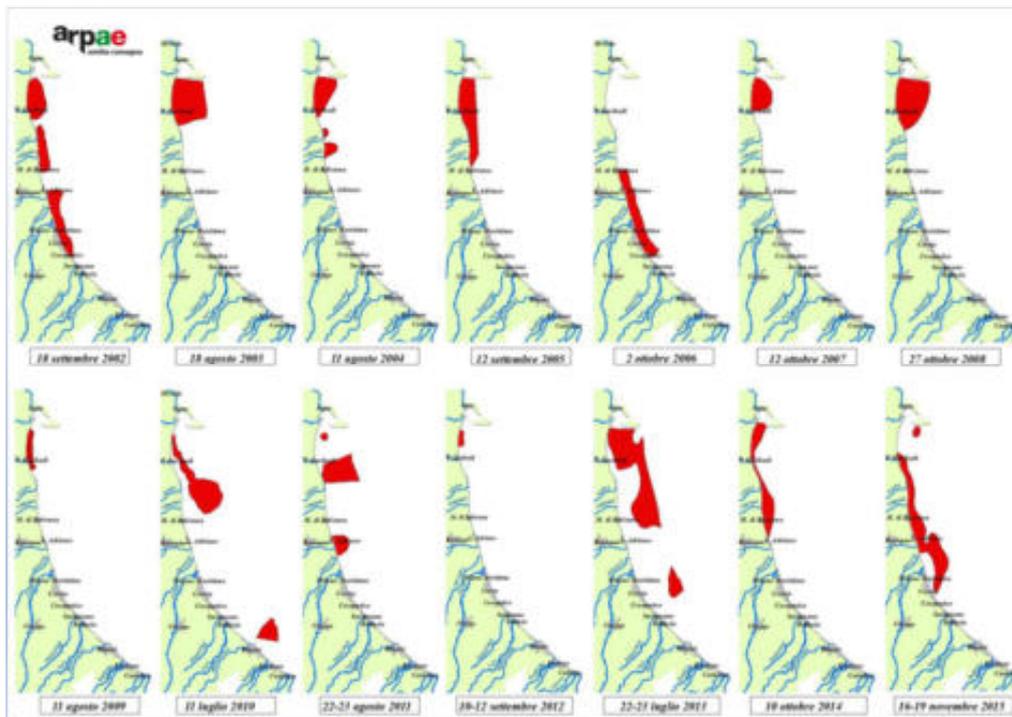


Fig. 2.4 Mappatura delle aree interessate da anossia nel periodo tardo-estivo e/o autunnale. (periodo: 2002-2015) (Fonte: SOD-ARPAE).

La figura 2.4 registra la comparsa e l'estensione delle aree soggette ad anossia dei fondali nell'Alto Adriatico, a partire dal 2002. Il fenomeno si verifica solitamente a fine estate, ma può perdurare o comparire anche in autunno inoltrato. Osservando la mappatura delle zone interessate, si può notare

come detti eventi, nella maggior parte dei casi, abbiano luogo nella sola parte più settentrionale della costa emiliano-romagnola, con saltuarie estensioni nella parte centrale.

Le dimensioni degli eventi anossici nelle acque di fondo, in termini di distribuzione e persistenza, sono molto mutate negli ultimi due decenni. Le ipossie/anossie delle acque di fondo si presentano ancora con una certa regolarità, ma assumono in genere estensioni molto limitate e con tempi di permanenza molto brevi. Nulla dunque di paragonabile agli eventi che si verificarono ripetutamente negli anni '80 del secolo trascorso, quando nella stagione estiva, la zona anossica occupava l'intera area costiera, da Goro a Cattolica, con conseguenze inimmaginabili per la vita acquatica, la fauna bentonica e le attività economiche ad esse collegate.

2.5 Gli indicatori trofici fondamentali

2.5.1 *Clorofilla*

La clorofilla è il pigmento fotosintetico contenuto nelle cellule algali, cui è stato assegnato il significato di indicatore primario della biomassa fitoplanctonica. Essa rappresenta il parametro scelto come metrica da utilizzare nel criterio di classificazione dello stato ecologico delle acque costiere, per l'Elemento di Qualità Biologica (EQB) Fitoplancton, ai sensi del Decreto 152 del 2006, che recepisce la Direttiva 2000/60 "Water Framework Directive" (WFD) dell'Unione Europea.

Le lunghe serie storiche, raffigurate nella successiva figura 2.5 e relative alle sue medie annuali, dal 1984 al 2017, ci permettono di verificare l'evoluzione del sistema costiero adriatico in termini di quantità di biomassa algale prodotta. In particolare sono riportate tre serie di dati, a distanze crescenti dalla foce del fiume Po.

Un rapido esame della figura consente di verificare il progressivo abbassamento del livello trofico, dalla zona direttamente investita dagli apporti padani (Staz. 4, Porto Garibaldi), alla zona più a Sud nell'area antistante Cattolica (Staz. 19). Il rischio eutrofico, simboleggiato dal superamento del limite di 10 µg/L di Chl *a*, mentre è reale ed elevato nella zona Nord, diventa del tutto trascurabile nella zona Sud.

Ad un esame più attento, si può osservare come gli andamenti della clorofilla siano in concordanza di fase con quelli delle portate padane (Cfr. la precedente figura 2.2). I minimi della clorofilla registrati negli anni dal 2003 al 2007, corrispondono ad annate di scarso afflusso complessivo di nutrienti, con portate del fiume Po ben al di sotto della media centenaria dei 1500 m³ s⁻¹. Lo stesso vale sicuramente anche per l'ultimo intervallo temporale, a partire dal 2012.

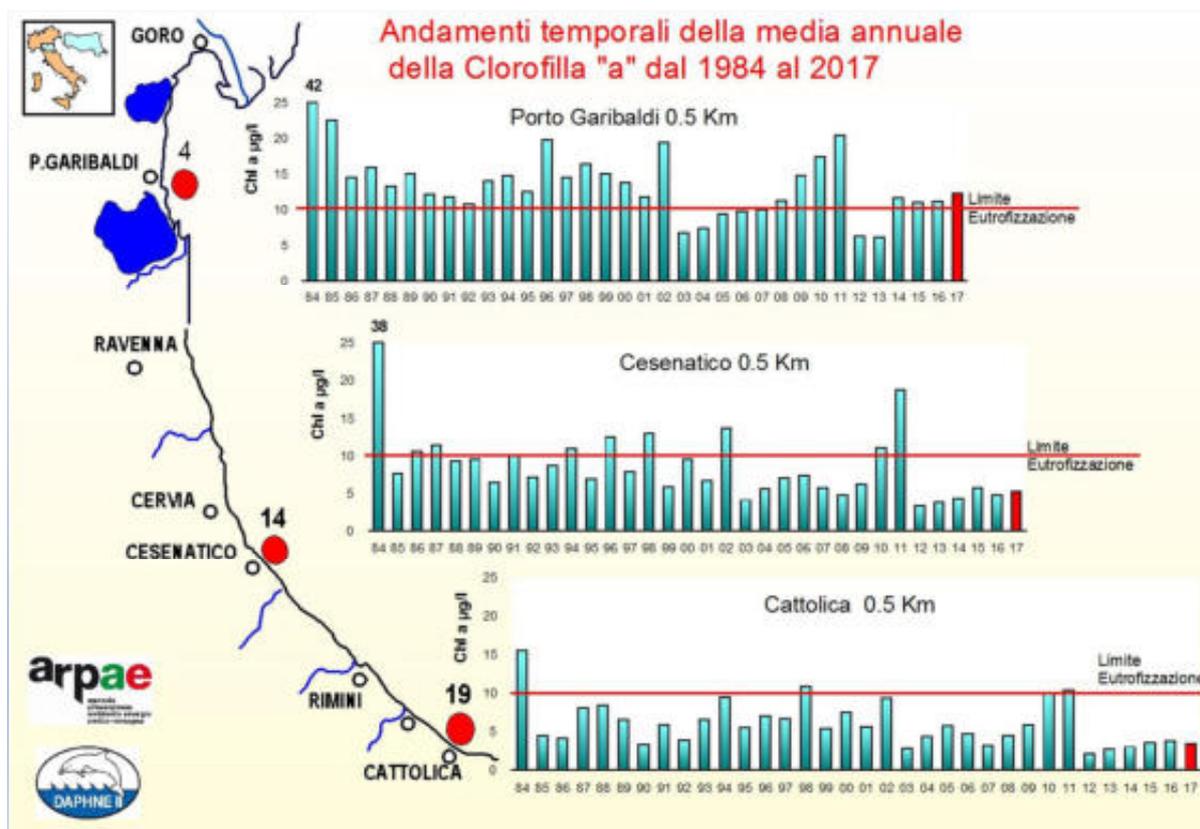


Fig. 2.5 Serie storica dei dati di Clorofilla *a*, in tre stazioni della fascia costiera emiliano-romagnola (medie annuali). (Fonte: SOD ARPAE)

La stretta relazione temporale di causa-effetto che si stabilisce tra l'idrologia del bacino del fiume Po e le variazioni dei livelli trofici nella zona costiera, ci fa intuire quale sia la difficoltà di verificare nel breve periodo gli esiti delle politiche di controllo e rimozione dei nutrienti, condotte alla scala dell'intero bacino padano.

2.5.2 Azoto Disciolto Inorganico (DIN)

La presenza di Azoto minerale disciolto nelle acque costiere è da mettere direttamente in relazione alla quantità di acque dolci di origine continentale. Avremo dunque concentrazioni massime nei mesi invernali e primaverili, minime nei mesi estivi (Fig. 2.6). L'anno 2017 è stato un anno particolare per la scarsità degli afflussi di provenienza padana. Nella stagione secca (luglio-settembre), sono state registrate bassissime concentrazioni di Azoto minerale disciolto (i.e. Azoto immediatamente utilizzabile dal fitoplancton), che verosimilmente possono aver determinato condizioni di Azoto-limitazione.

Dall'esame degli istogrammi si può ancora constatare che l'Azoto minerale disciolto è dominato dalla sua componente nitrica (N-NO₃). La componente nitrosa (N-NO₂), è sempre rilevabile in concentrazioni minime, essendo i nitriti facilmente e rapidamente ossidati a nitrati, mentre la forma ammoniacale (N-NH₃) è significativamente presente soltanto nel periodo estivo ed autunnale. Nelle misure effettuate nei mesi di giugno, agosto e settembre, l'Azoto ammoniacale tende a prevalere sulla componente nitrica, circostanza questa da mettere in relazione anche alla possibile formazione di zone anossiche nei fondali, in un'area costiera (stazione di Po di Volano, immediatamente a ridosso del delta Padano), che è solitamente colpita da questo fenomeno (Cfr. Fig.2.4).

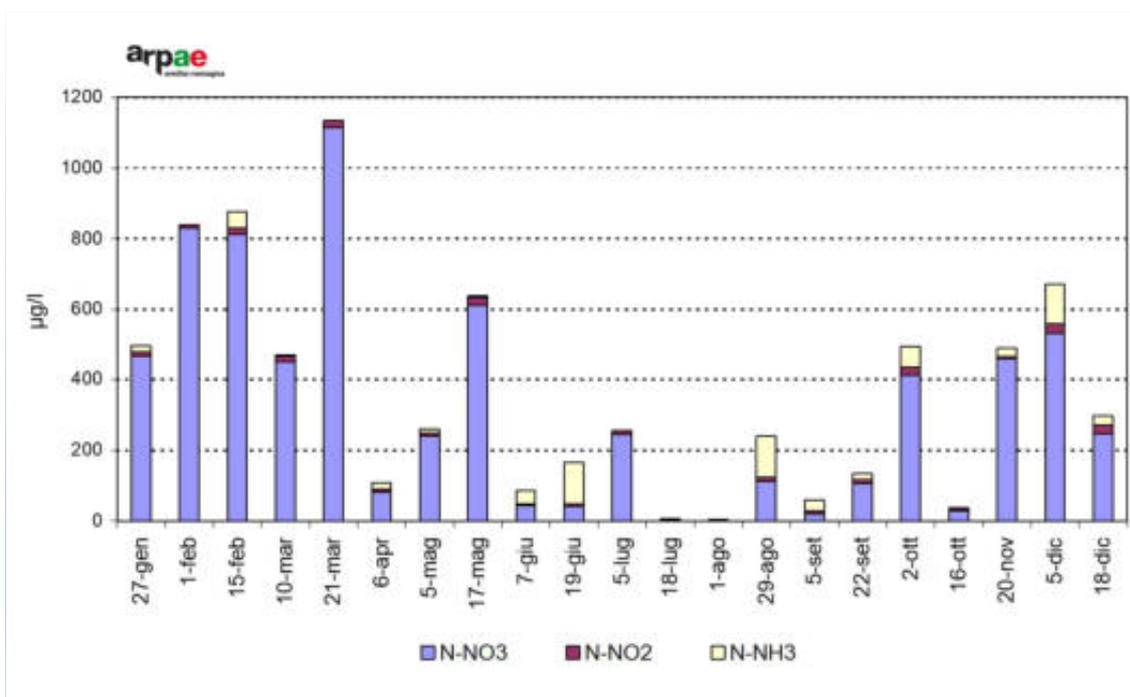


Fig. 2.6 Lido di Volano (Staz. 2). Anno 2017 - Azoto Disciolto Inorganico nelle sue forme: nitrico (N-NO₃), nitroso (N-NO₂) e ammoniacale (N-NH₃). (Fonte: SOD ARPAE)

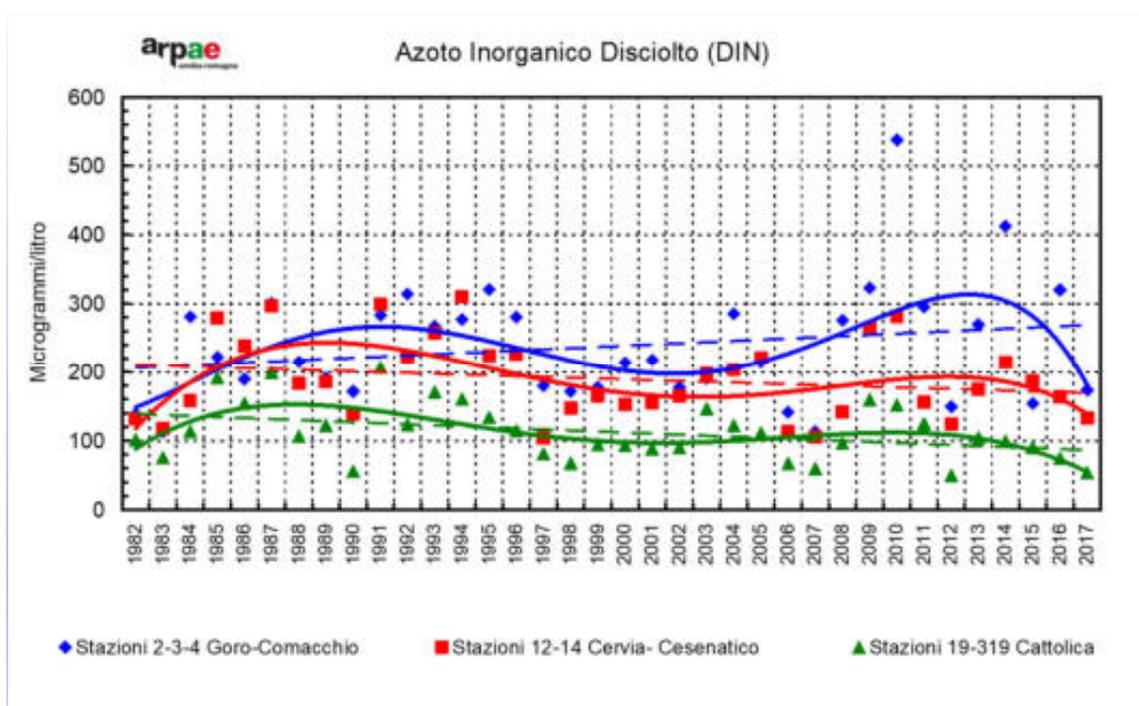


Fig. 2.7 Medie geometriche annuali del DIN in tre aree lungo la costa emiliano-romagnola: trend evolutivo nel periodo 1983-2017. (Fonte: SOD ARPAE)

L'analisi statistica delle serie storiche dei dati di Azoto, dal 1983 al 2017, ci permette di seguire l'evoluzione nel tempo dell'Azoto Disciolto Inorganico rilevato a mare, in zone costiere progressivamente distanti dal delta padano.

Nel grafico presentato in figura 2.7, ogni punto rappresenta il valore della media geometrica delle concentrazioni annuali di DIN, per ciascuna delle tre aree indicate in legenda. Le linee curve (i.e. trend di ordine superiore - polinomiali di terzo grado), consentono di valutare l'effetto della variabilità interannuale, che tende ad accentuarsi nel periodo 2010-2017, e avvalorano l'influenza del regime idrologico del fiume Po sulle concentrazioni di questo nutriente nell'area costiera. Le linee rette (i.e. trend lineari), sintetizzano invece il comportamento del DIN sul lungo periodo. In analogia con quanto già rilevato da Viaroli per i carichi di Azoto in transito a Pontelagoscuro (Cfr. Fig. 1.13), viene confermata la sostanziale stabilità, e persistenza, per questo nutriente nelle acque costiere, con un lieve, ma pur sempre apprezzabile incremento delle concentrazioni soltanto nelle stazioni più direttamente investite dagli apporti padani (stazioni da Goro a Comacchio).

2.5.3 Ortofosfato solubile e Fosforo totale

La concentrazione dell'Ortofosfato P-PO₄ (Fosforo Reattivo Solubile-SRP), nelle acque costiere è di norma molto bassa, spesso con valori prossimi o uguali al limite di rilevabilità analitica. Esso riveste particolare importanza come fattore di crescita algale perché rappresenta la forma del Fosforo immediatamente utilizzabile da parte del fitoplancton. Il Fosforo reattivo (Fig. 2.8), manifesta una elevata variabilità in prossimità del delta padano (dal transetto 2 – Lido di Volano al transetto 6 – Casalborsetti), ma tende a stabilizzarsi nelle stazioni più a Sud.

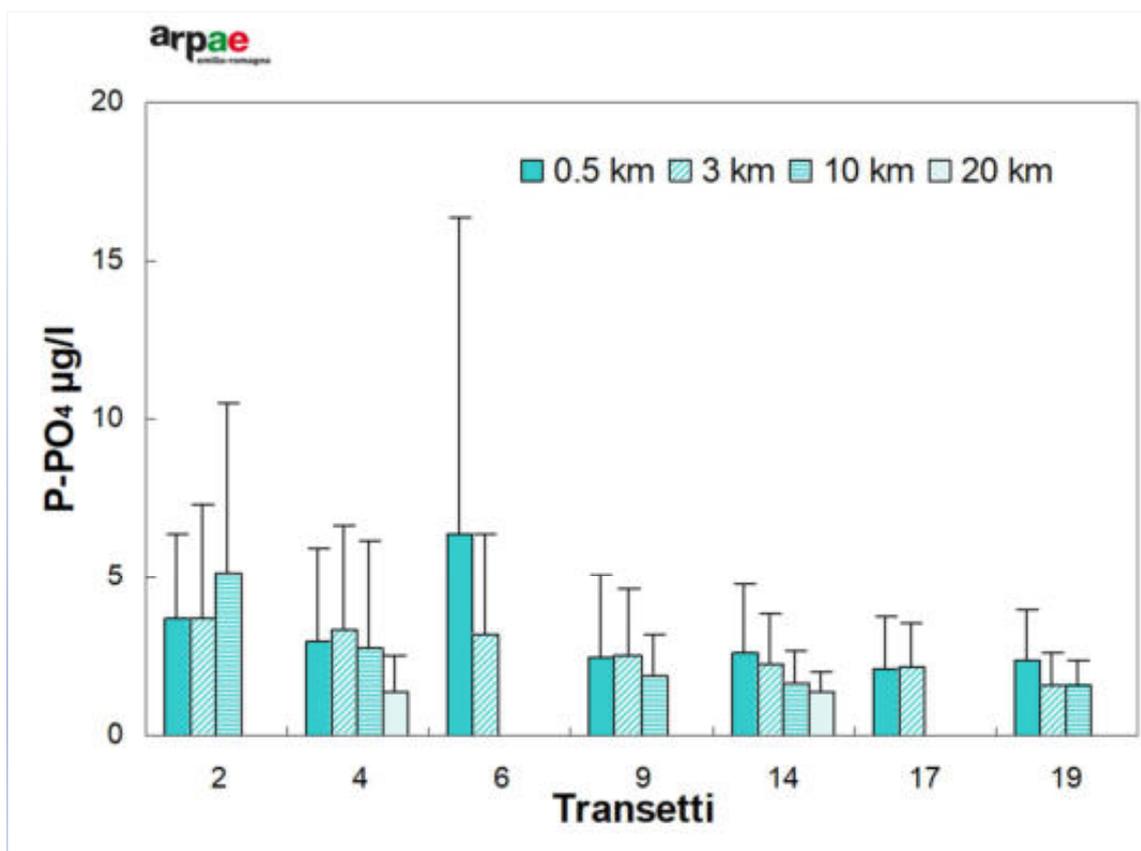


Fig. 2.8 Valori medi annuali e deviazioni standard del Fosforo reattivo in superficie, calcolati nelle stazioni a 0.5, 3, 10 e 20 km dalla costa per l'anno 2017. (Fonte: SOD ARPAE)

Particolare interesse riveste la figura successiva (Fig.2.9), perché dimostra l'anomalia dell'anno idrologico 2017, caratterizzato come più volte discusso sopra, da scarsi afflussi di acque dolci padane.

Con un'unica eccezione (staz. 304, mese di febbraio), le medie mensili di P-PO₄ per il 2017, sono sempre risultate inferiori ai corrispondenti valori della media "climatologica", della media cioè calcolata sulle serie storiche dei dati di Ortofosfato.

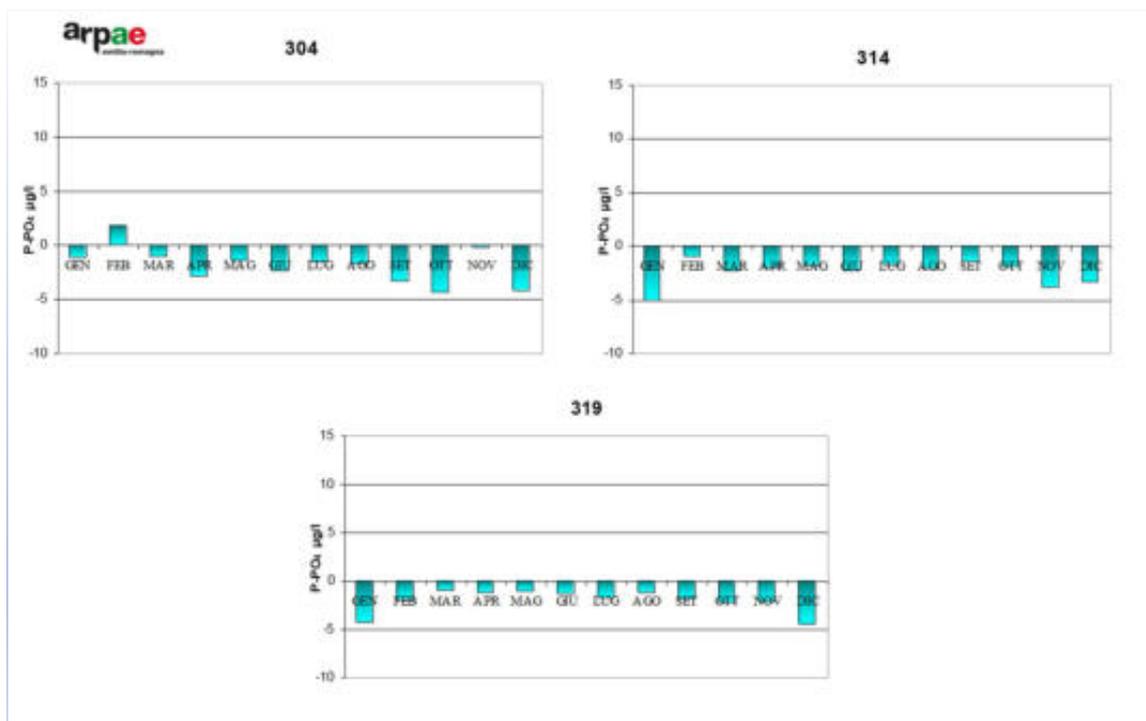


Fig.2.9 Variazione dei valori medi mensili del Fosforo reattivo per l'anno 2017, espressi come scarto rispetto al valore medio "climatologico". Stazioni a 3 km dalla riva lungo i transetti di Porto Garibaldi (304), Cesenatico (314) e Cattolica (319). (Fonte: SOD ARPAE)

Il grafico in figura 2.10 illustra il trend evolutivo dell'Ortofosfato nel lungo periodo. A differenza degli andamenti relativi al DIN (Cfr. Fig. 2.7), le tendenze di tipo lineare (rette tratteggiate) mostrano una progressiva diminuzione delle concentrazioni di P-PO₄, con una pendenza tanto più marcata, quanto più ci si avvicina alla zona direttamente interessata dagli apporti del fiume Po (stazioni 2-3-4, area costiera da Goro a Comacchio).

Dall'esame del diagramma emergono inoltre quelle caratteristiche del sistema che rimarcano ancora di più la peculiarità del Fosforo reattivo rispetto al comportamento dell'Azoto disciolto:

- la dispersione dei punti (i.e. la variabilità interannuale delle concentrazioni medie di P-PO₄), tende a diminuire e a stabilizzarsi nel tempo, in tutte e tre le aree prese in considerazione;
- gli andamenti di ordine superiore presentano evidente ciclicità, con periodo intorno ai 10 anni.

Se passiamo a considerare le variazioni dell'Ortofosfato rispetto alla forma totale del Fosforo (P-tot), osserviamo che non c'è una relazione diretta tra le due forme (Fig. 2.11). Il P-PO₄ tende a variare in maniera indipendente rispetto al P-tot. Ancor più degno di nota è il fatto che, nel 2017, nella stazione 2 (Lido di Volano), direttamente investita dai contributi padani, i massimi di P-tot si registrano nel periodo estivo, da giugno a settembre, nello stesso periodo in cui le concentrazioni di Azoto disciolto facevano invece registrare i valori minimi annuali (Cfr. l'analoga figura 2.6 relativa al DIN).

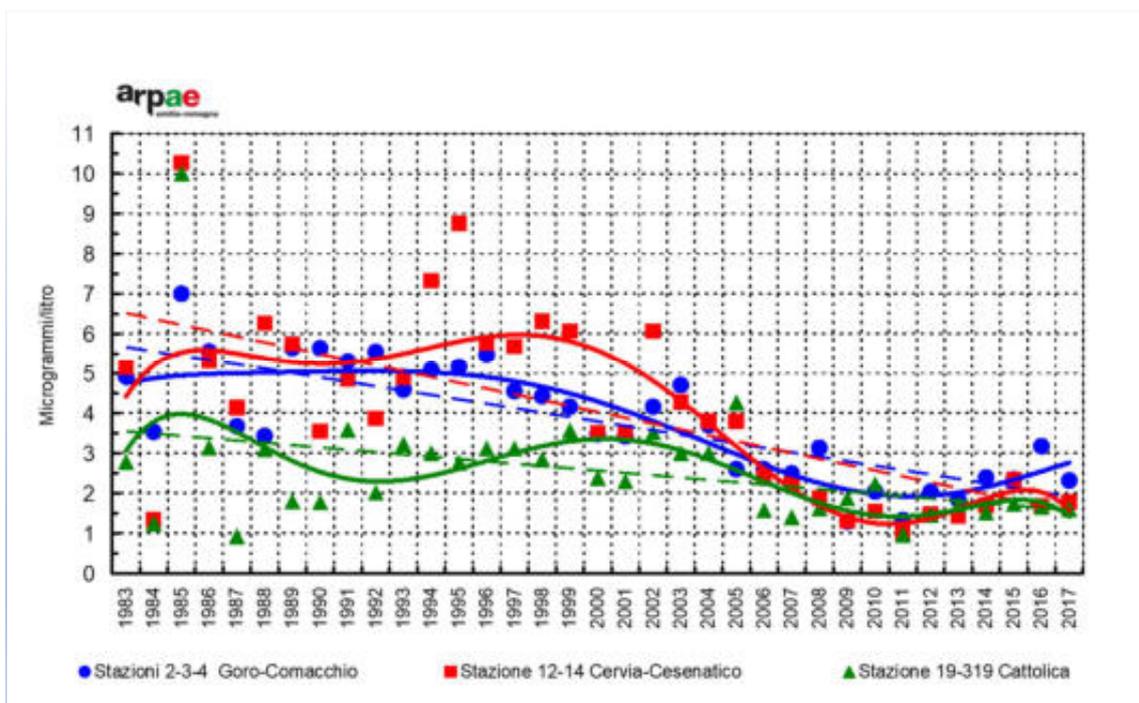


Fig. 2.10 Medie geometriche annuali del Fosforo reattivo in tre aree lungo la costa emiliano-romagnola: trend evolutivo nel periodo 1983-2017. (Fonte: SOD ARPAE)

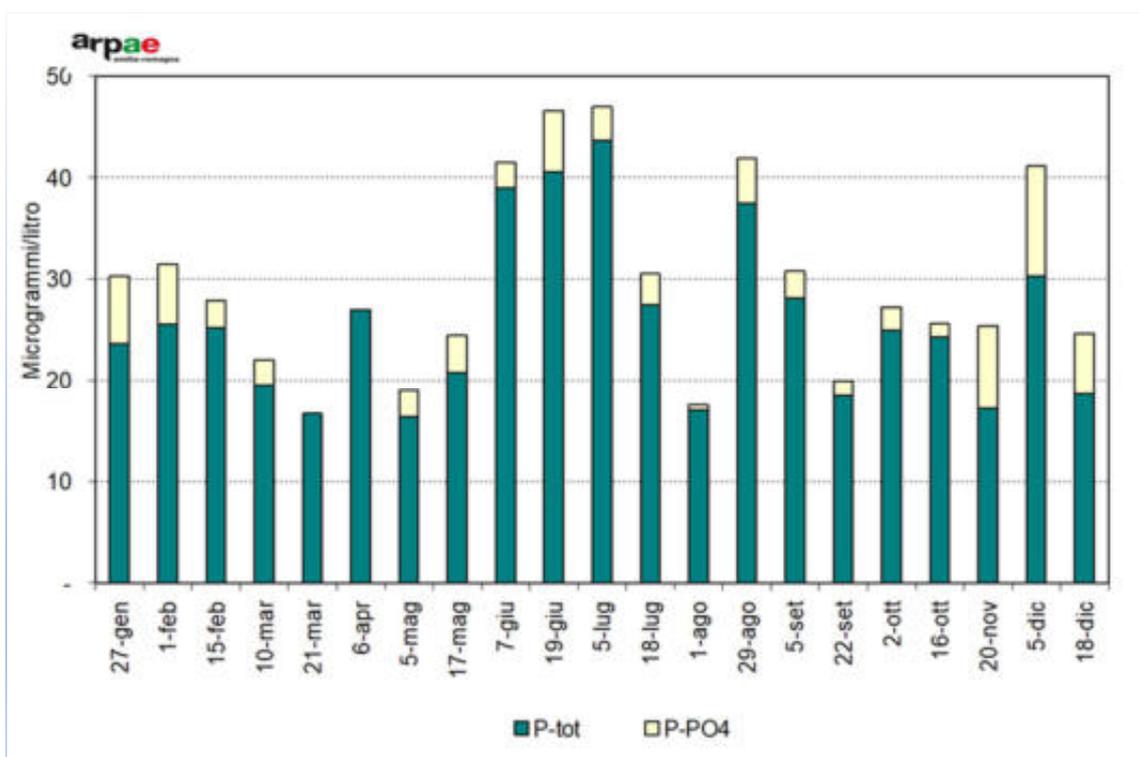


Fig. 2.11 Lido di Volano (Staz. 2). Anno 2017 - Istogrammi in pila relativi agli andamenti temporali del Posforo totale e dell'Ortofosfato. (Fonte: SOD ARPAE)

Per quanto riguarda l'evoluzione nel lungo periodo delle concentrazioni di P-tot a mare (Fig. 2.12), le tendenze di tipo lineare confermano quanto già evidenziato per il Fosforo reattivo, e cioè un trend progressivo in diminuzione comune a tutta la fascia costiera Emiliano-romagnola. Dalla pendenza

delle rette, per ciascuna delle aree costiere considerate, è possibile quantificare una percentuale di riduzione delle concentrazioni di P-tot a mare compresa tra il 30 e il 50 %.

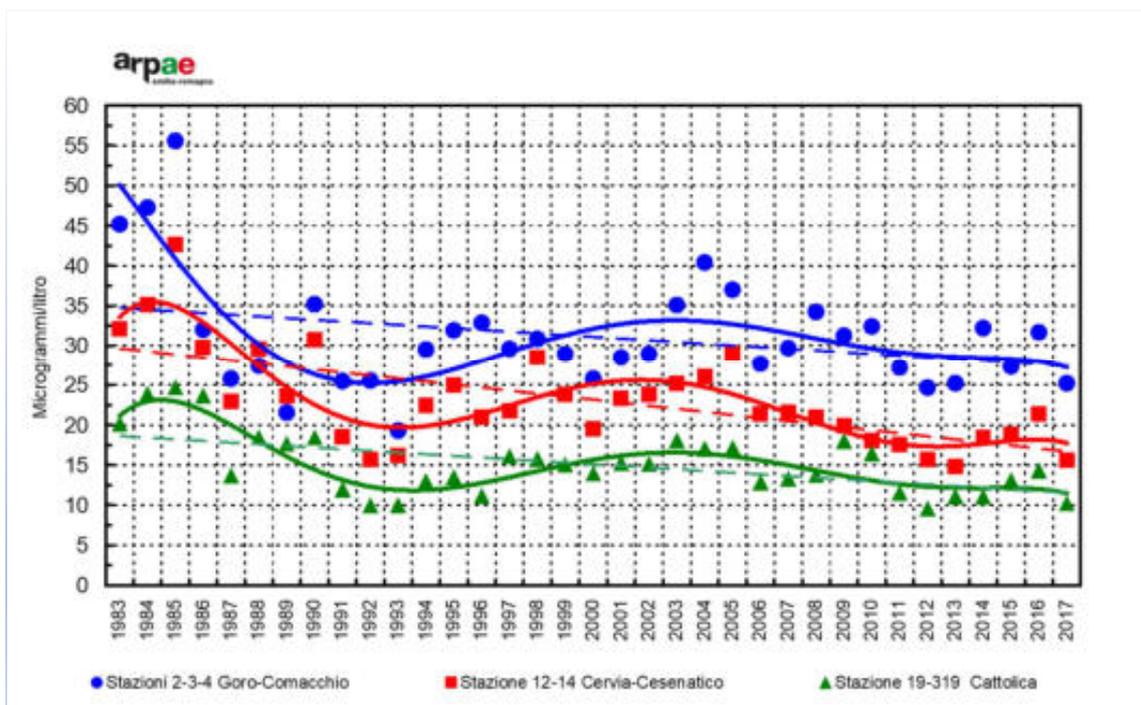


Fig. 2.12 Medie geometriche annuali del Fosforo totale in tre aree lungo la costa emiliano-romagnola: trend evolutivo nel periodo 1983-2017. (Fonte: SOD ARPAE)

Come già rilevato da Viaroli nel suo intervento (Cfr. sezione A di questo documento), e trattato più in dettaglio da Rinaldi *et al.*, (2018), questo evidente calo del Fosforo nelle acque costiere adriatiche rappresenta il risultato delle politiche di riduzione e controllo di questo nutriente, condotte negli anni '80 e '90 del secolo trascorso. Si è operato per limitare il trasporto del Fosforo verso l'Adriatico (riduzione dei polifosfati nei detersivi, abbattimento del Fosforo negli impianti di depurazione, codici di buona pratica agricola e misure nel settore agro-zootecnico, ecc.), si colgono oggi gli esiti di queste misure.

2.5.4 Il rapporto N:P

Nelle acque costiere adriatiche, il Fosforo è sempre stato considerato l'elemento chiave che limita e controlla la produttività delle acque. La Fosforo-limitazione (i.e. valore del rapporto N:P elementare > 16 , oppure $N:P > 7.2$ se le quantità di nutrienti sono espresse in peso), è tuttora la condizione che contraddistingue tale sistema. Gli interventi di risanamento che avevano come obiettivo l'abbassamento dei livelli trofici e il contenimento del rischio eutrofico, sono stati perciò prioritariamente rivolti al controllo dei carichi di Fosforo riversati in Adriatico.

Il successo di queste politiche potrebbe essere riassunto e comprovato dalla Fig. 2.13, che mette ben in evidenza l'aumento costante nel tempo del rapporto N:P (trend lineare).

Tuttavia l'analisi di questa figura merita qualche approfondimento. La variabilità complessiva del sistema, raffigurata dalle curve di ordine superiore, mostra un andamento ciclico, con due periodi rappresentativi, dal 1983 al 1999 il primo, dal 2000 al 2017 il secondo. Quest'ultimo periodo è caratterizzato da una ben visibile differenziazione tra la zona nord (Goro-Comacchio) con valori di picco del rapporto N:P > 200 , e quella più lontana dal delta padano (Cattolica), dove il rapporto N:P scende fin quasi a toccare il valore-limite dell'Azoto-limitazione. Le fluttuazioni che si osservano

negli anni sono in fase con le analoghe fluttuazioni che contrassegnano il trend dell'Azoto disciolto (Fig. 2.7), fortemente dipendente, come già discusso sopra, dalle portate del fiume Po.

Se dunque il valore del rapporto N:P può rappresentare un ottimo indicatore sintetico degli effetti delle politiche di risanamento e controllo del Fosforo sui livelli trofici della fascia costiera e, al tempo stesso, della indiscutibile influenza del regime idrologico padano nel regolare le oscillazioni della trofia del sistema, sorge spontanea la domanda: qual è il destino dell'Azoto in eccesso (verosimilmente in notevole quantità), che viene immesso in Adriatico, ma non viene utilizzato dal fitoplancton, stante le prevalente condizione di Fosforo-limitazione?

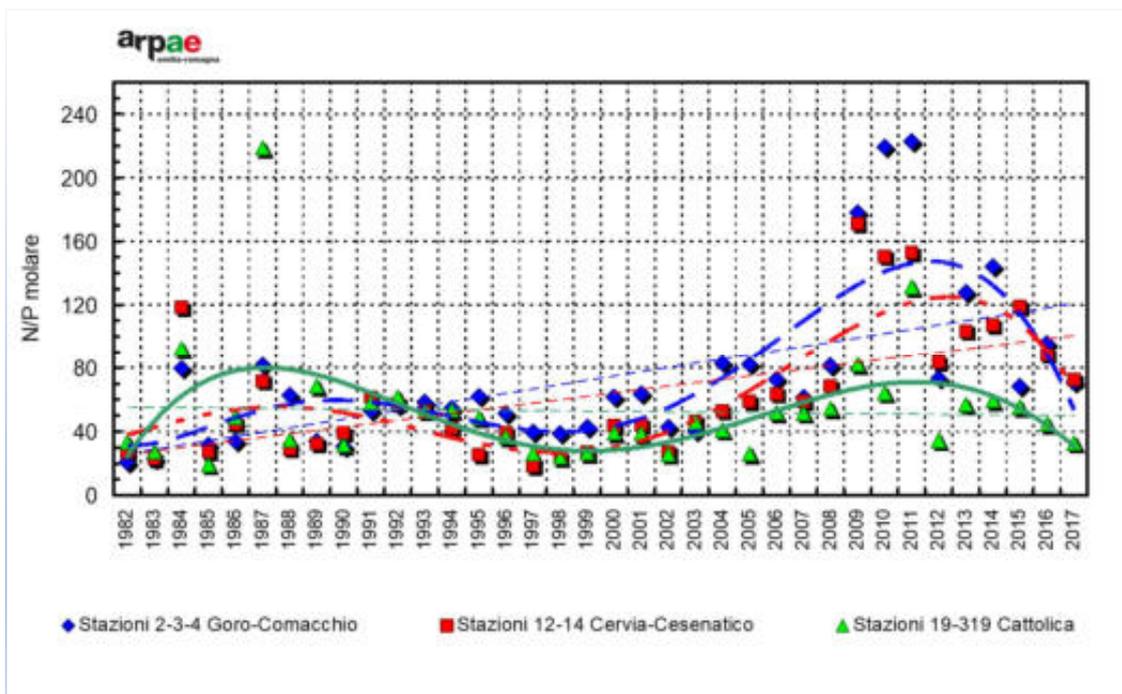


Fig. 2.13 Medie geometriche annuali del rapporto N:P in tre aree lungo la costa emiliano-romagnola: trend evolutivo nel periodo 1983-2017. (Fonte: SOD ARPAE)

2.6 Considerazioni conclusive.

L'obiettivo principale di questa presentazione è stato quello di descrivere, con il supporto di dati reali, l'evoluzione che il sistema Po-Adriatico ha subito a partire dagli anni '80 del secolo trascorso.

Le modificazioni più evidenti intervenute a carico delle principali componenti del sistema, sono così sintetizzabili:

- mutate condizioni idrologiche (portate del fiume Po);
- trasformazione del quadro tradizionale relativo sia alla composizione specifica del fitoplancton (sempre più crescente rilevanza del gruppo classificato come "Altro Fitoplancton), sia alle successioni stagionali dei popolamenti algali, con frequenti fioriture sostenute da specie fitoplanctoniche un tempo occasionali e/o sconosciute (es. *Fibrocapsa japonica*);
- diminuzione, per durata ed estensione, delle anossie tardo-estive;
- mutato quadro trofodinamico, con abbassamento evidente dei livelli trofici e della biomassa fitoplanctonica, in termini di Clorofilla;
- sostanziale stabilità nel tempo delle concentrazioni a mare dell'Azoto Disciolto (DIN), ma evidente calo delle concentrazioni di Fosforo totale (P-tot) e di Fosforo reattivo (SRP);

- conseguente progressivo aumento del rapporto N:P, pur con una elevata variabilità interannuale e con una sensibile differenziazione, nei valori del rapporto, tra area nord e area sud del sistema.

Il livello delle conoscenze, così come delineato nell'intervento di C. R. Ferrari, risulta certamente ricco e dettagliato, rende conto dei cambiamenti intervenuti e ne identifica le cause. Anche se il quadro conoscitivo sembra essere esauriente, rimangono tuttavia molti aspetti che meritano di essere approfonditi e che si riferiscono essenzialmente alla risposta del sistema costiero alle mutate condizioni. Si ravvisa dunque la necessità di:

- estendere l'analisi delle serie temporali al comparto più propriamente biotico (successioni fitoplanctoniche stagionali e variazioni intervenute negli anni riguardanti la composizione specifica dei popolamenti algali);
- accrescere la nostra comprensione dei meccanismi che hanno determinato la risposta del sistema Po-Adriatico rispetto ai cambiamenti climatici in atto (effetti indotti dalla crescente variabilità idrologica), e rispetto all'evoluzione del contesto socio-economico e produttivo che ha subito negli anni recenti l'intero bacino padano.

Si tratta cioè di ricostruire un modello concettuale di riferimento per capire dove tende l'attuale equilibrio apparentemente instabile che caratterizza il sistema e per fornire una guida sicura per chi deve pianificare le future politiche di risanamento e gestione o rivedere quelle già adottate.

Appare chiaro che il raggiungimento di questi obiettivi richiederà lo sforzo di più unità operative, con ricerche specifiche e mirate, che probabilmente produrranno i loro risultati ben oltre i limiti temporali e le scadenze previste da questo progetto.

Sicuramente entro i tempi previsti dal presente progetto deve essere però fornita una risposta autorevole alle seguenti domande:

- gli attuali livelli trofici delle acque costiere emiliano-romagnole, pur con la loro elevata variabilità interannuale e spaziale, sono accettabili per il raggiungimento e/o mantenimento dello stato ecologico "buono" (come richiesto prioritariamente dalla vigente legislazione nazionale)?
- questi livelli risultano al tempo stesso compatibili con le attuali destinazioni d'uso (Turismo, Pesca, Molluschicoltura) e con le attività produttive che insistono sulla costa, senza generare conflitti e/o limitazioni tra i vari usi?

Fornire una risposta a queste domande non è certamente facile, ma è proprio quello che il pubblico si aspetta dalla Comunità Scientifica.

Bibliografia

- AA.VV. 1981-2013. Qualità ambientale delle acque marine in Emilia-Romagna. Rapporti annuali. Studi e documentazione, Assessorato Difesa del suolo. Regione Emilia-Romagna.
- AA.VV. 2017. Monitoraggio delle acque marino costiere e classificazione dello stato di qualità. Rapporto triennale 2014-2016. Assessorato Difesa del suolo e della Costa, protezione civile, politiche ambientali e della montagna. Regione Emilia Romagna, Cesenatico, Ottobre 2017.
- Rinaldi, A., Giovanardi F., Ferrari, C.R. e C. Mazziotti, 2018. *Stato trofico dell'Alto Adriatico: tendenze evolutive e quadro di riferimento concettuale*. 49° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina Cesenatico (FC), 4-8 giugno 2018.
- Vollenweider, R. A., Rinaldi A. e G. Montanari, 1992. *Eutrophication, structure and dynamics of a marine coastal system: results of a ten years monitoring along the Emilia-Romagna coast (Northwest Adriatic Sea)*. Proc. Int. Conf. Marine Coastal Eutrophication. Sci. Total Environ. Suppl. 1992: p. 63-106.
- Vollenweider, R.A., Marchetti, R., Viviani, R. (Eds.). 1992. *Marine Coastal Eutrophication. The Response of Marine Transitional Systems to Human Impact: Problems and Perspectives for Restoration*. Proc. Int. Conf. Marine Coastal Eutrophication - Science of the Total Environment – Supplement. Elsevier Science Amsterdam, The Netherlands.

Cap. 3. Tendenze evolutive dello stato trofico e delle ipossie nel golfo di Trieste

Relatore: Michele Giani – OGS

3.1 Introduzione

Nella riunione del 15/03/2019, presso il CRM di Cesenatico, il Dr. M. Giani affrontava le problematiche relative ai livelli trofici del golfo Trieste e alle condizioni che favoriscono i fenomeni di ipossia nelle acque di fondo. I risultati presentati si riferiscono agli esiti di uno studio e a indagini condotte da più istituzioni scientifiche e vedono il coinvolgimento di numerosi ricercatori, M. Giani*, M. Kralj**, B. Čermelj**, M. Celio***, M. Lipizer*, J. Francé**, P. Mozetič**, F. Brunetti*, C. De Vittor*, appartenenti ai seguenti istituti:

(*) Istituto Nazionale di Oceanografia e di Geofisica Sperimentale (OGS), Trieste;

(**) National Institute of Biology (NIB), Marine Biology Station, Piran, Slovenia;

(***) ARPA del Friuli Venezia Giulia, Palmanova, (UD).

3.2 Inquadramento della problematica e stato delle conoscenze

Nella sua introduzione il relatore illustra la diffusione del fenomeno delle ipossie nel Bacino Mediterraneo, riportando un esempio di mappa interattiva (Fig. 3.1), accessibile sul sito web del *World Resources Institute* (WRI), dove le aree più a rischio sono evidenziate secondo una scala opportuna di rischio. Il database collegato alla mappa registra tutte le segnalazioni di episodi di ipossia/anossia alla scala globale e, come si può osservare, in Mediterraneo le aree per le quali il rischio è riportato come alto e/o elevato, sono la foce del Nilo e l'Alto Adriatico. Quest'ultima area (fascia costiera dell'Adriatico nord-occidentale, da Trieste fin quasi ad Ancona), è quella dove si concentra il maggior numero di segnalazioni.

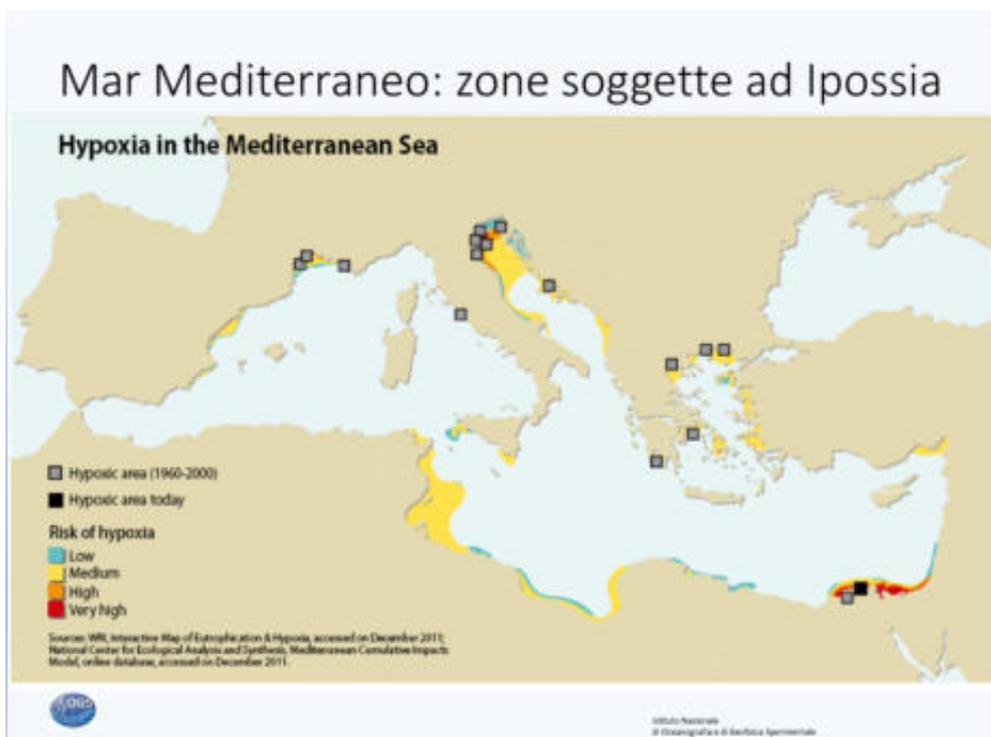


Fig. 3.1 Mar Mediterraneo: mappa delle aree a rischio di ipossia e localizzazione degli episodi già segnalati in passato. (Fonte: *World Resources Institute* - WRI (www.wri.org). Diaz *et al.*, 2011)

In Alto Adriatico, gli eventi di ipossia negli strati profondi della colonna d'acqua si verificano solitamente da metà estate a metà autunno, quando cioè la colonna d'acqua è fortemente stratificata. L'estensione spaziale e la durata dei singoli episodi è molto variabile. Al riguardo Giani riporta i risultati salienti di una ricerca conclusasi nel 2014, nel corso della quale sono stati investigati i meccanismi che determinano i cambiamenti nella frequenza di comparsa delle ipossie e la loro relazione con le condizioni ambientali (Djakovac *et al.*, 2015). In questo lavoro sono state analizzate serie temporali di 40 anni relative all'ossigeno disciolto e ai parametri che consentono di valutare l'influenza dell'acqua dolce di origine continentale, i processi di stratificazione e gli schemi di circolazione (Fig. 3.2).

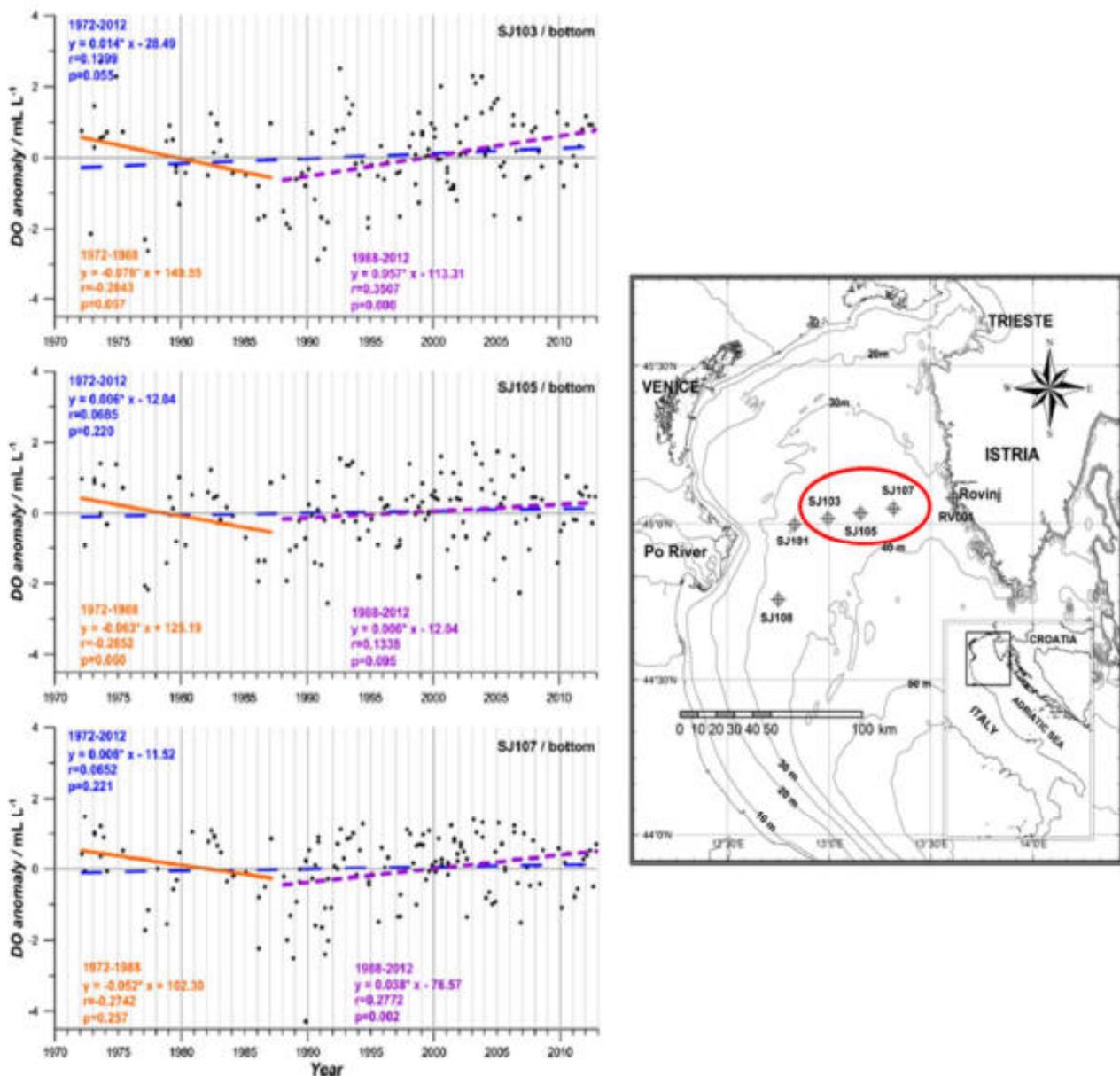


Fig. 3.2 Evoluzione degli eventi di anossia nella parte centrale dell'Adriatico settentrionale. (Fonte: Djakovac *et al.*, 2015)

È stato dimostrato che gli eventi ipossici stagionali in mare aperto coincidevano con la formazione di cellule circolatorie cicloniche e anticicloniche, la cui stabilità veniva valutata dalla concomitante comparsa della Contro Corrente Costiera Istriana (ICCC). L'ossigenazione delle acque di fondo durante il periodo agosto-novembre degli ultimi due decenni (1990-2012), tende ad aumentare. I

diagrammi riportati in figura 3.3 mostrano infatti, per tre stazioni dell'Adriatico settentrionale e a partire dagli anni '90, un incremento dei valori positivi dell'anomalia di ossigeno disciolto (espressa come scarto positivo o negativo in mL L⁻¹, rispetto alla concentrazione di O₂ che si avrebbe alla saturazione di questo gas disciolto). Gli autori del lavoro citato concludono osservando che la diminuita frequenza delle ipossie nell'Adriatico settentrionale è da porre in relazione con una ridotta comparsa degli eventi ICCO, unitamente alla diminuzione di biomassa fitoplanctonica conseguente alla riduzione di apporti di nutrienti. La frequenza delle ipossie nell'area di indagine più occidentale, che è quella sotto l'influenza diretta degli apporti del fiume Po, non è tuttavia cambiata in modo significativo, sebbene la loro intensità sia stata di recente inferiore rispetto agli eventi degli anni '70 e '80.

3.3 Golfo di Trieste: obiettivi dello studio e disponibilità dei dati

Riducendo l'area d'indagine al golfo di Trieste e facendo riferimento ad alcuni recenti episodi di ipossia che hanno interessato tale area, il relatore elenca le finalità dello studio oggetto di questa presentazione, che prioritariamente si proponeva i seguenti obiettivi:

- valutare l'estensione spaziale e temporale delle ipossie;
- verificare eventuali variazioni nel lungo termine delle concentrazioni di nutrienti, clorofilla e ossigeno disciolto nelle acque;
- identificare i principali fattori che influiscono sulle variazioni dell'ossigeno e che hanno determinato gli eventi di ipossia.

Le elaborazioni presentate nel seguito, sono basate sui dati acquisiti mensilmente in tre stazioni di monitoraggio a lungo termine di cui due situate nelle acque slovene (stazioni 00F dal 1983 e CZ dal 1989), e una localizzata nel sito di ricerche ecologiche a lungo termine nell'Area Marina Protetta di Miramare (C1-LTER attiva dal 1987). Sono anche disponibili i dati prodotti da due boe meteorologiche operative dal 1999 (VIDA-NIB nelle acque slovene e MAMBO-OGS nell'Area Marina Protetta di Miramare).

A questa base dati già di per sé notevole, devono essere aggiunti i profili verticali CTD, acquisiti mensilmente nell'ambito del monitoraggio regionale in ottemperanza agli obblighi derivanti dal recepimento da parte di Italia e Slovenia della WFD (Direttiva 2000/60 UE).

La figura 3.3 descrive l'area di studio, con le stazioni di campionamento e i parametri monitorati.

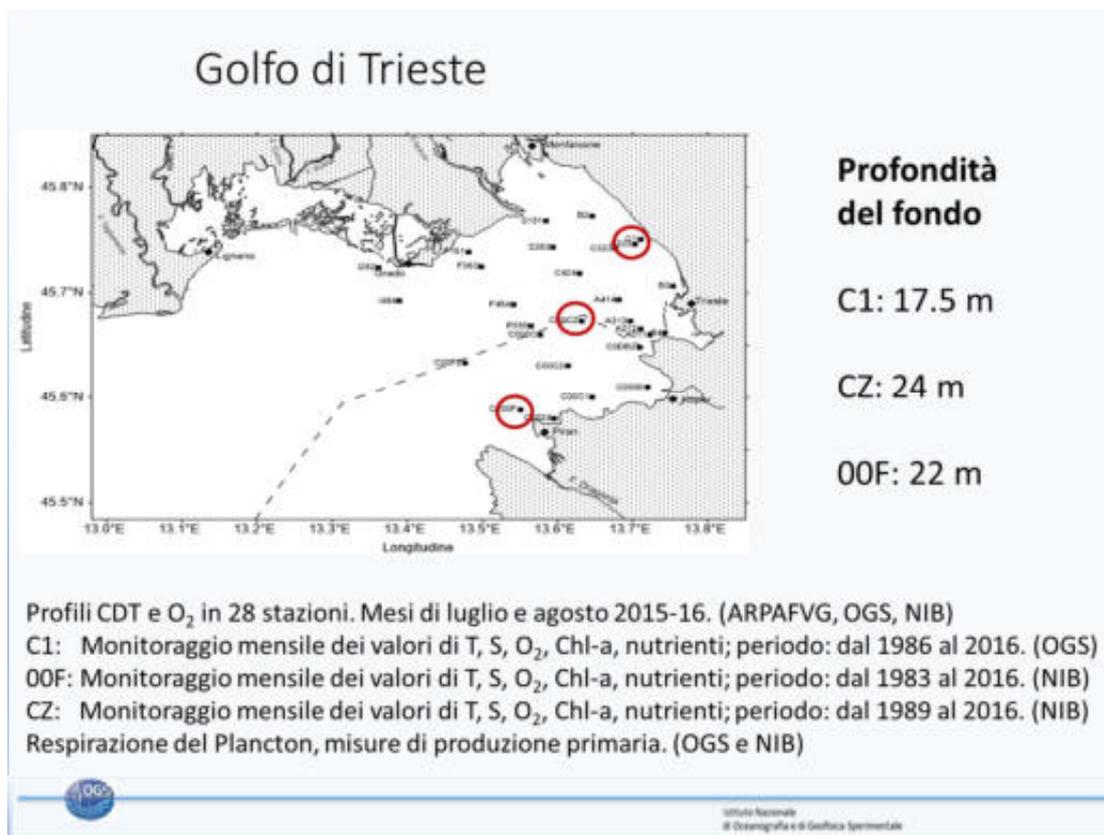


Fig. 3.3 Dettaglio sull'area di studio, con ubicazione delle stazioni di campionamento e misura, frequenza, parametri misurati e periodo di riferimento. (Fonte: OGS, NIB, ARPAFVG)

3.4 Afflusso di acque dolci fluviali

3.4.1 Il fiume Isonzo

La principale sorgente di acque dolci che entrano nel golfo di Trieste, è rappresentata dal fiume Isonzo.

L'idrologia di questo importante corso d'acqua è descritta nella figura 3.4. Sono riportati i valori mensili di portata per il periodo 1998-2018 e, costruito con questi dati di portata, l'andamento corrispondente dell'anno idrologico medio. Si può osservare come (cfr. pannello a sinistra nella figura), la portata media annuale, calcolata sulle medie mensili, dell'Isonzo varia di poco nel tempo, oscillando intorno al valore di $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, mentre i singoli valori mensili presentano notevole variabilità, con picchi eccezionali che hanno superato in diverse occasioni, i $400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. I mesi caratterizzati da portate elevate sono quelli autunnali, con una media a novembre di circa $200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (cfr. pannello a destra). Questi mesi presentano anche la massima variabilità dei dati intorno alla media. L'apporto di acqua dolce raggiunge il minimo nel periodo estivo (mesi di luglio e agosto), con una portata media che non supera i $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Bisogna aggiungere che portate di pochi $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$, o addirittura portate nulle, sono comunque frequenti non solo durante la stagione estiva, ma lungo tutto l'arco annuale.

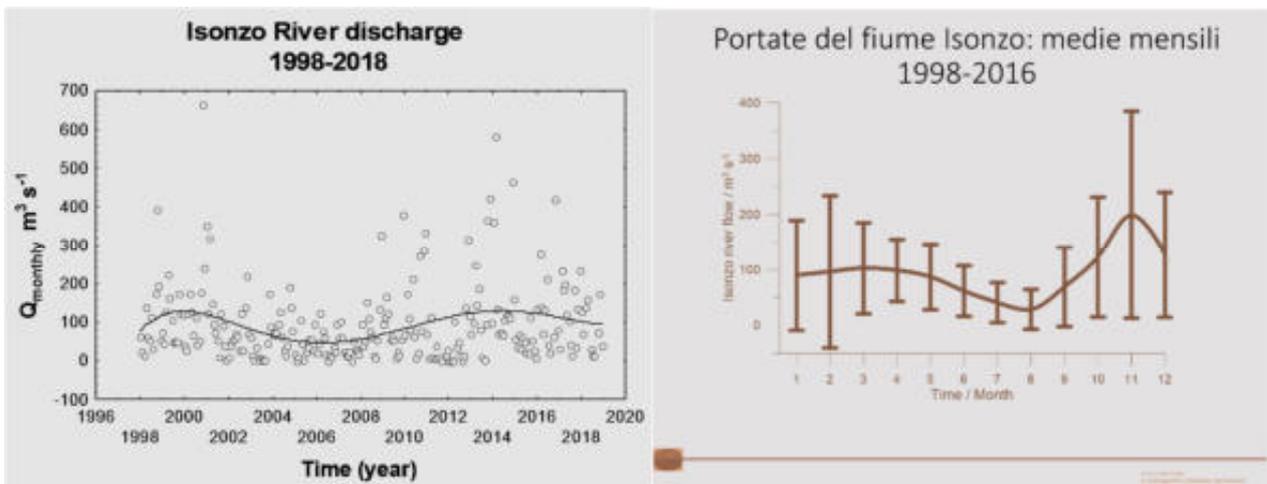


Fig. 3.4 Andamento delle portate del fiume Isonzo: valori medi mensili dal 1998 al 2018 (pannello a sinistra) e anno idrologico medio, calcolato sullo stesso periodo, con indicate le medie per mese e la relativa ds (pannello a destra). (Fonte: OGS)

Per completare il quadro conoscitivo, vengono analizzate le serie temporali, utilizzando la tecnica della *Sequential Regime Shift Detection* (Rodionov, 2016).

In base ai risultati ottenuti, si può dividere l'intervallo ventennale dei dati di portata dell'Isonzo, in due distinti periodi (pannello superiore nella figura 3.5). Lo *shift* tra i due periodi, che possiamo localizzare nell'anno 2013, è dell'ordine di $+50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Esso porterebbe ad un aumento della portata media annuale da $80 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ nel primo periodo, a $130 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ nel secondo.

3.4.2 Confronto con il regime idrologico del fiume Po

L'applicazione della stessa tecnica di analisi statistica alla serie temporale delle portate del fiume Po, porta ad identificare lungo tutta la serie dei dati, dal 1918 al 2018, tre *shift* rispettivamente nel 1942, nel 1975 e nel 2003 (pannello inferiore in figura 3.5). Degno di nota è il fatto che negli anni recenti il fiume Isonzo sembra andare in controtendenza rispetto al comportamento idrologico del Po. Nel primo caso infatti si ha uno scarto positivo, e quindi come già riferito, un aumento della portata media; nel caso del Po invece, lo scarto del 2003 è risultato negativo, con un salto della portata media annuale di circa $-300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, da ~ 1600 a $\sim 1300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

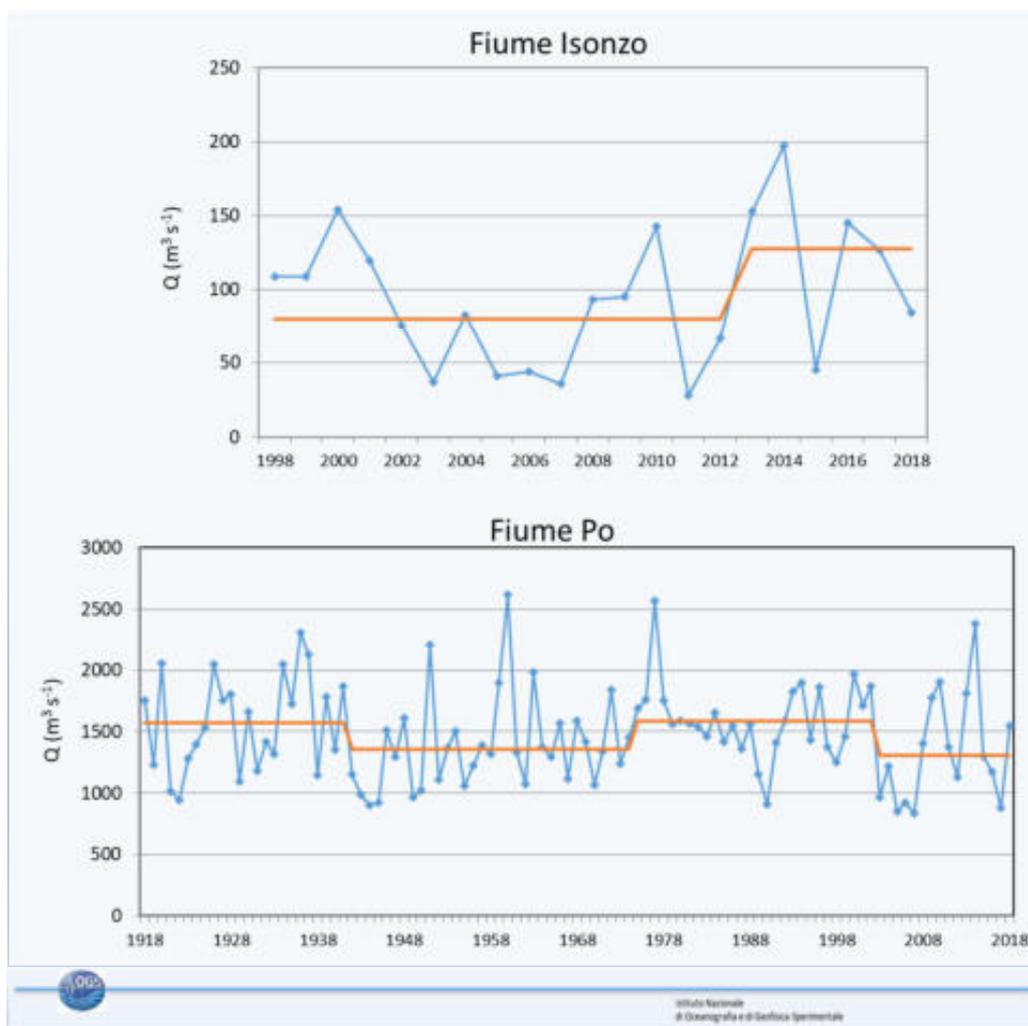


Fig. 3.5 *Regime Shift Sequential Detection* applicata alle portate medie annuali (calcolate su base giornaliero), per il fiume Isonzo (serie ventennale) e per il fiume Po (serie centenaria). (Fonte: OGS)

3.4.3 *Approfondimenti sull'idrologia padana e ruolo di importanti indicatori climatici*

A proposito del trend negativo che negli ultimi due decenni sembra caratterizzare le portate padane, il relatore ritiene utile una digressione avente lo scopo di approfondire queste tematiche.

Viene quindi presentato il risultato dell'applicazione del test di Mann Kendall alla serie storica dei dati di portata del Po (periodo 1975-2017). Questo metodo², proprio della statistica robusta (*distribution-free statistics*), è di norma utilizzato per testare l'assenza di una tendenza nei dati (ipotesi nulla), contro l'ipotesi alternativa, cioè l'esistenza di un trend monotonic (i.e. lineare). Nel caso delle portate padane, l'esistenza di una tendenza negativa si è dimostrata statisticamente significativa. Il trend, rappresentato graficamente nella figura 3.6 dalla linea continua, con i relativi intervalli di confidenza (linee tratteggiate), è stato tracciato ricorrendo ad un'altra procedura tipica della statistica robusta, l'estimatore di Theil-Sen³.

² Il test di Mann Kendall (chiamato anche M-K Trend test), è un test non-parametrico, prescinde cioè dall'assunto di normalità e quindi può essere applicato a qualsiasi tipo di distribuzione di dati non-normale. In pratica si applica al posto della più tradizionale analisi della regressione, che risulta invece sensibile alle deviazioni dalla normalità. (N.d.R.)

³ L'estimatore di Theil-Sen fissa la pendenza della retta che fitta al meglio i punti del piano. Questa pendenza corrisponde alla mediana delle pendenze di tutte le rette passanti per ciascuna coppia di punti. (N.d.R.)

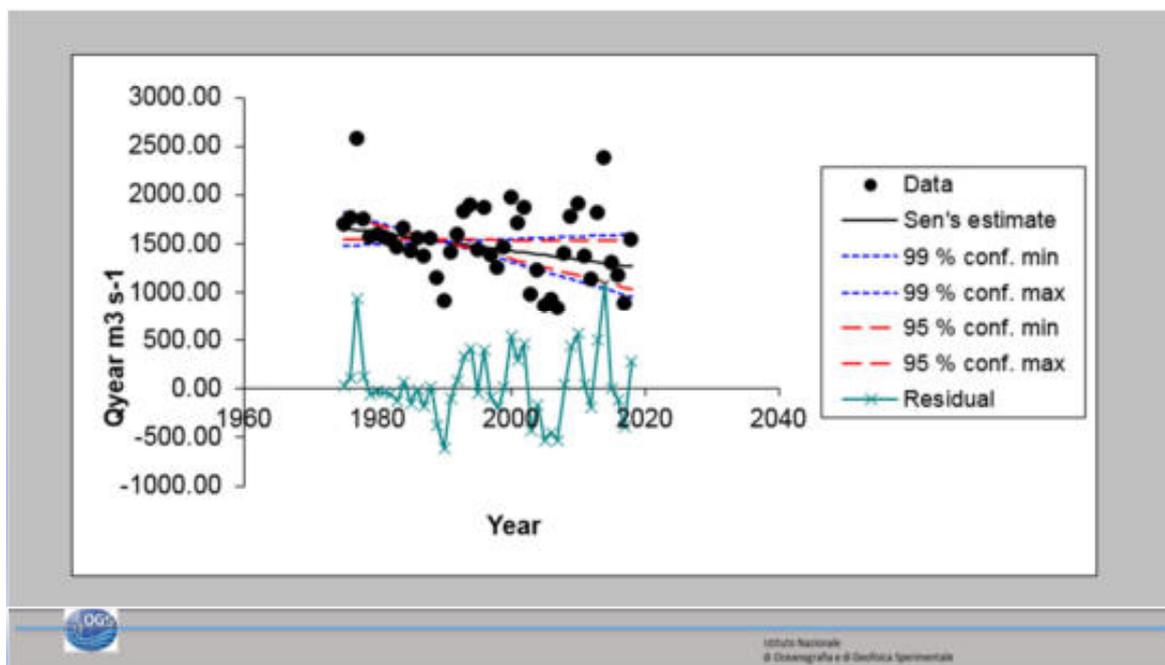


Fig. 3.6 Serie storica delle portate del fiume Po: valutazione del trend con metodi “robusti” (estimatore di Theil-Sen). (Fonte: OGS)

Se dunque il calo delle portate padane è un fatto oggettivo, come sembra dimostrare l’esito del test di Mann Kendall descritto sopra, si pone ora il problema di capire quali possono essere i fattori climatici che hanno maggiormente influenzato il regime idrologico del Po e determinato l’attuale tendenza.

Il problema deve essere ricondotto al contesto meteo-climatico di tutta la regione mediterranea. Al riguardo Giani richiama l’utilità di un indice formulato dai climatologi per seguire e spiegare la variabilità del tempo meteorologico e le eventuali anomalie climatiche.

Conte *et al.*, (1989), hanno suggerito la possibile esistenza di una Oscillazione Mediterranea (MO) come conseguenza del comportamento bipolare (*dipole-like behaviour*) della pressione atmosferica tra il bacino occidentale e quello orientale del Mediterraneo. La variabilità delle temperature, delle precipitazioni, della circolazione e di altri parametri meteo-climatici tra i due bacini sarebbe da porre in relazione alla variabilità di questa MO. Allo scopo di misurare l'intensità del comportamento bipolare, veniva proposto l'indice MOI (*Mediterranean Oscillation Index*), definito come differenza, alla pressione di 500 hPa, tra le altezze geopotenziali misurate ad Algeri (bacino occidentale) e al Cairo (bacino orientale).

L'indice utilizzato qui di seguito, fa riferimento ad un'altra direttrice, quella tra San Fernando (Cadice-Spagna) e Padova (Italia) ed è rappresentativo del Mediterraneo occidentale (Martin Vide e Lopez Bustins, 2006). Diversamente dal MOI, il WMOI (*Western MOI*) è definito dalla differenza di pressione a livello del mare (*Sea Level Pressure-SLP*), tra le due località.

La figura successiva (Fig. 3.7), mostra le variazioni delle medie mensili del WMOI sul lungo periodo (1917-2017). La retta di tendenza mostra una evidente trend negativo al crescere del tempo, con una buona significatività statistica ($r = -0,328$; $p < 0,00001$), e dimostra il prevalere della fase negativa su quella positiva, a partire almeno dagli anni '70 del secolo trascorso.

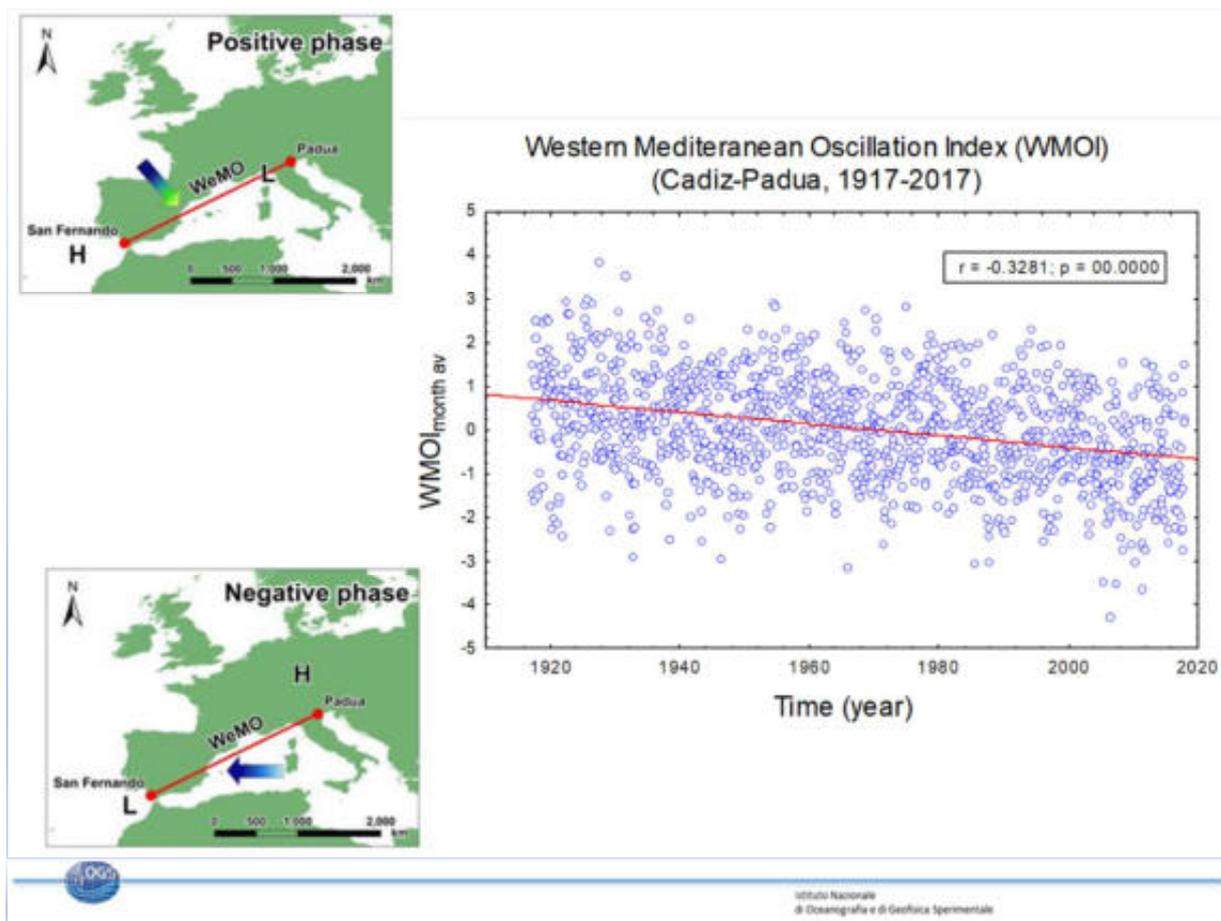


Fig. 3.7 Valori medi mensili dell'indice WMOI, misurati tra San Fernando-Cadice e Padova.

L'alternanza delle fasi (pressione s.l.m. a San Fernando maggiore o minore di quella misurata a Padova), determina il segno positivo o negativo dei singoli valori di WMOI. (Fonte: OGS)

Se si confronta il comportamento delle portate padane con il dato appena dimostrato (progressivo spostamento delle condizioni di equilibrio verso la fase negativa dell'indice WMOI), si può osservare che la correlazione tra le due rispettive serie temporali non risulta sempre significativa (cfr. tabella riportata in figura 3.8). In particolare sono state testate le relazioni tra le medie mensili di portata e i corrispondenti valori mensili del WMOI, nel lungo periodo (1917-2017). La significatività del coefficiente di correlazione è sicura in aprile e nei mesi estivi, da giugno a settembre compreso.

Possiamo concludere che l'andamento dell'indice WMOI condiziona verosimilmente le portate estive (portate di magra) del fiume Po. Le modificazioni del regime idrologico padano risentono pertanto delle anomalie climatiche in atto e non devono essere disgiunte da tutto il contesto meteo-climatico del bacino mediterraneo.

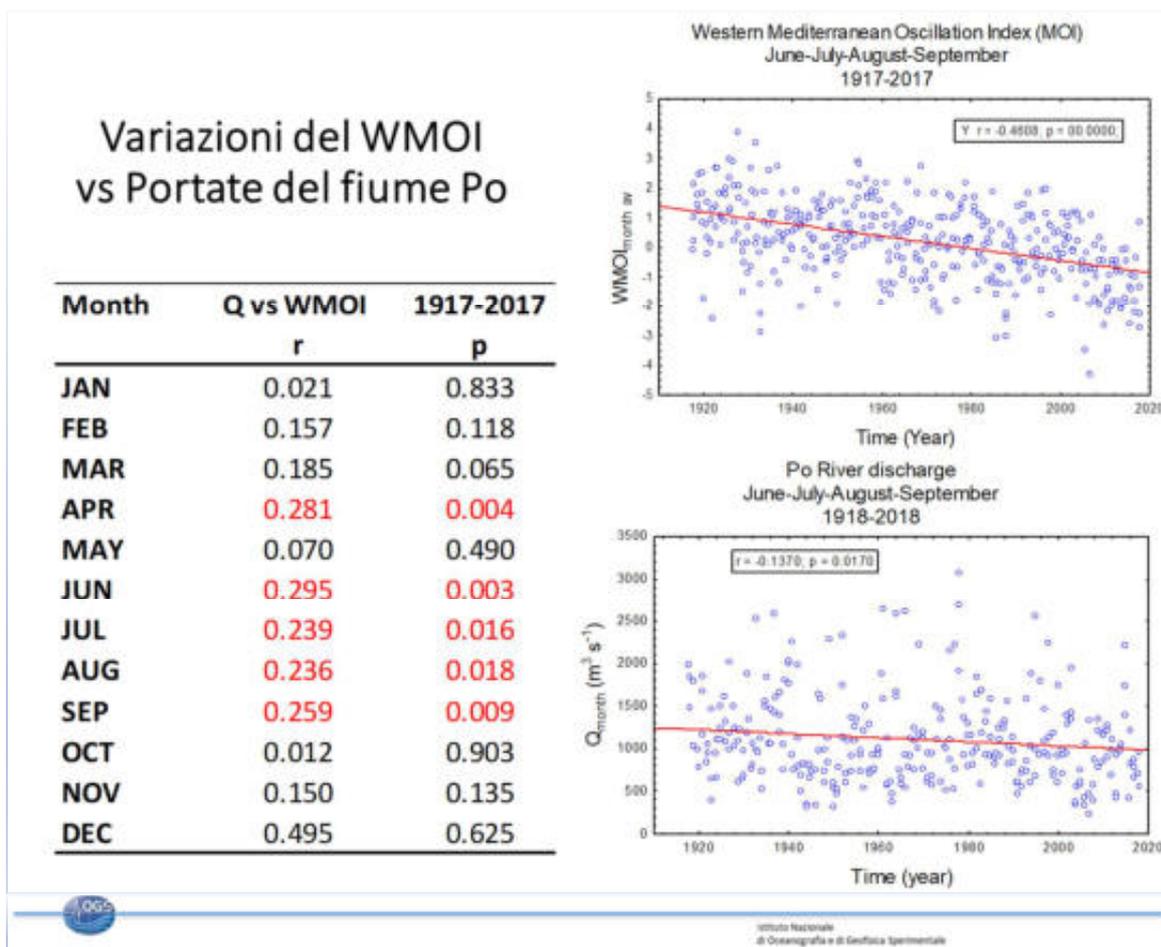


Fig. 3.8 Analisi delle serie temporali dell'indice WMOI e dei concomitanti valori di portata del fiume Po: confronto tra le medie dei mesi estivi e significatività dei corrispondenti coefficienti di correlazione. (Fonte: OGS)

3.5 Le ipossie nel golfo di Trieste

3.5.1 Le misure ad alta frequenza temporale (boa MAMBO)

La boa Mambo (Monitoraggio AMBientale Operativo)⁴, è stata la prima stazione meteo-marina costiera, installata nell'Adriatico settentrionale, in grado di rilevare in tempo quasi reale (*Near Real Time-NRT*), i principali parametri meteorologici ed oceanografici. Il sistema è stato sviluppato e gestito dall'OGS.

Varata nel settembre 1998, la boa è operativa dal gennaio 1999; è ancorata su un fondale di circa 17 m, al limite esterno dell'Area Marina Protetta di Miramare, nel Golfo di Trieste.

Nel corso degli anni sono state apportate varie modifiche alla configurazione del sistema di acquisizione dati. Dal 1999 al 2004 i sensori per la determinazione di temperatura, conducibilità, pressione, ossigeno disciolto, torbidità, pH e clorofilla hanno operato in modalità profilante, effettuando un profilo verticale lungo la colonna d'acqua ogni tre ore. Dal 2005 ad oggi, invece, i sensori per le proprietà idrologiche hanno acquisito dati a profondità costante, inizialmente a 10 m, e successivamente anche a 1, 2 e 15 m di profondità. La frequenza di acquisizione dei dati è di 30' NRT. Attualmente è in funzione anche il sensore per la determinazione della CO₂, espressa come

⁴ Indirizzo web: <http://nettuno.ogs.trieste.it/ilter/GoTTs/index.html>

pressione parziale $p\text{CO}_2$ e misurata in μatm (rilevazione a 1 m di profondità con frequenza 4 h NRT).

Un esempio di restituzione grafica dei dati acquisiti dalla boa è raffigurato in Fig. 3.9. In questi grafici si può seguire, per il periodo da maggio a novembre 2015, l'andamento in continuo dei principali parametri idrologici e chimico-fisici: T, S, pH, $p\text{CO}_2$ e O_2D , quest'ultimo espresso sia in concentrazione, sia come % di saturazione. Le misure sono tutte da riferire allo strato superficiale della colonna d'acqua (-1 m).

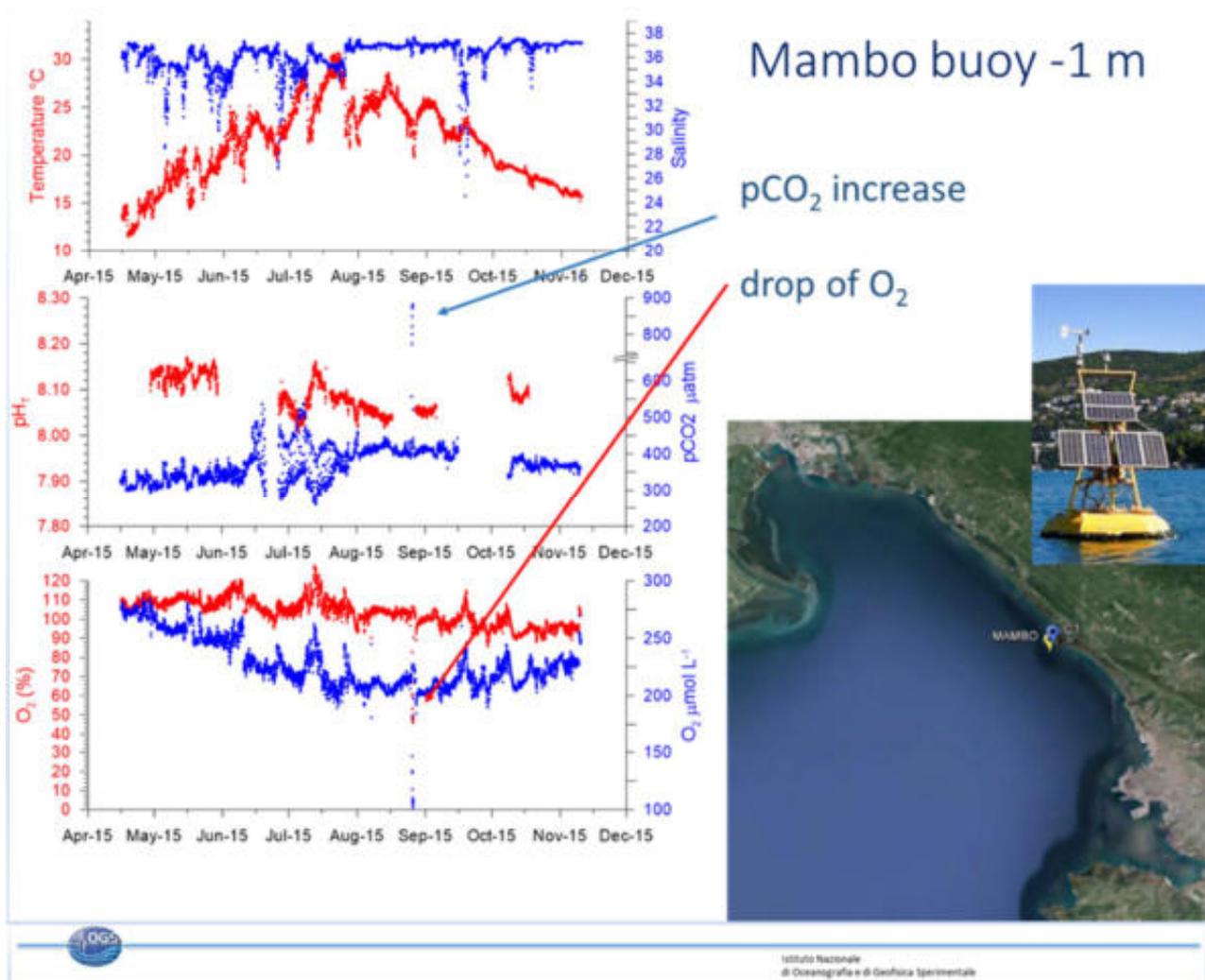


Fig. 3.9 Golfo di Trieste (boa MAMBO): Variazioni orarie di temperatura, salinità, pH e ossigeno disciolto in superficie. Periodo: maggio 2015 - novembre 2015. (Fonte: OGS)

L'analisi comparata dei grafici è utile per capire il funzionamento del sistema. Il diagramma in alto mostra le variazioni della salinità e della temperatura. La salinità è caratterizzata da valori mediamente intorno ai 37-37,5 psu, con frequenti scostamenti verso il basso, specialmente nella stagione primaverile e inizio estate, da ascrivere verosimilmente agli afflussi di acque dolci da terra (acque di pioggia, apporti fluviali, ecc.).

La temperatura segue invece il ciclo delle stagioni, fino a toccare valori massimi, intorno ai 30 °C, a fine luglio. Le frequenti variazioni cicliche di questo parametro, nel breve periodo, sono spiegabili

con il passaggio delle perturbazioni e/o con l'instabilità meteorologica che ha caratterizzato il periodo.

Esaminando la variazione stagionale dell'ossigeno disciolto (nel terzo pannello in basso), osserviamo che il contenuto di O₂, in termini di concentrazione, è visibilmente condizionato dalla temperatura che controlla la solubilità di questo gas nell'acqua. I minimi di O₂, con concentrazioni intorno a 200 µmol L⁻¹, sono registrati infatti a fine luglio, in corrispondenza dei massimi di temperatura.

Il pannello centrale riporta gli andamenti nel tempo del pH e della pCO₂ nell'acqua. I due andamenti accoppiati mostrano evidente sincronicità. Quando l'elevata attività fotosintetica riduce progressivamente il contenuto della CO₂ nella colonna d'acqua, alterando in tal modo l'equilibrio idrochimico, il pH sale rapidamente. Ad un esame più attento, si può osservare che ai valori di picco del pH corrispondono non solo i minimi di pCO₂, ma anche i valori di picco della saturazione di O₂, facilmente identificabili nel diagramma sottostante e provocati dall'intensa produzione di ossigeno fotosintetico.

Quando invece l'attività di mineralizzazione della sostanza organica prevale su quella di sintesi, avremo non solo elevati consumi di ossigeno (i.e. respirazione), ma anche un conseguente aumento della pCO₂ nella colonna d'acqua, tanto più accentuato, quanto più efficiente sarà l'ossidazione e la demolizione della sostanza organica, operata dai batteri aerobi.

La boa MAMBO ha registrato un evento, riconducibile ad una forma acuta del processo testé descritto, occorso nella prima decade del settembre 2015 e segnalato nella figura con opportuna simbologia.

La brusca caduta dei valori di O₂ nelle acque superficiali, ci porta ad ipotizzare un possibile esaurimento di questo gas negli strati più profondi. In altre parole, assistiamo "in diretta" all'innescarsi di un evento di ipossia/anossia, che si è risolto peraltro in breve tempo.

Che non si sia trattato di un errore delle misure e/o di un malfunzionamento dei sensori, è dimostrato dal repentino incremento della pCO₂, ben riconoscibile in coincidenza con la caduta dell'ossigeno disciolto.

3.5.2 Risultati delle campagne di misura 2015-2016

Le campagne regionali di monitoraggio condotte su tutta l'area del golfo di Trieste in ottemperanza alle richieste della WFD, hanno consentito di caratterizzare le condizioni oceanografiche tipiche della stagione tardo estiva che preludono al fenomeno dell'ipossia negli strati profondi e al tempo stesso, di definirne l'estensione e l'intensità, nel caso di eventi già in atto.

Le misure effettuate e la loro rappresentazione grafica in figura 3.10, hanno confermato l'insorgere delle ipossie nelle acque di fondo⁵ e portano a individuare le zone ipossiche nel 2015 nella parte più settentrionale del golfo, mentre nel 2016 nella parte centrale più profonda.

Nell'agosto 2015, il fenomeno è limitato all'interno della zona grigia definita dalla isopleta della concentrazione di O₂ che indica 75 µmol L⁻¹. Se convertiamo questo valore in % di saturazione, con salinità ≥37,5 psu e con temperature ≤ 20°C, (cfr. i valori riportati nelle rispettive mappe), otteniamo un valore di O₂ sat ≤ 33%.

⁵ Per definire la condizione di ipossia, viene di norma fissata una concentrazione limite di 62,5 µmol O₂ L⁻¹ (2 mg L⁻¹). Concentrazioni comprese tra 62,5 e 100 µmol O₂ L⁻¹ (tra 2 e 3,2 mg L⁻¹), denotano comunque una situazione di sofferenza e di carenza di Ossigeno. (N.d.R.)

Esaminando i profili verticali di T e O₂, ricostruiti lungo la direttrice Grado-Isola, osserviamo che questa sezione interseca solo marginalmente l'area più interna con i fondali in ipossia, la saturazione dell'ossigeno si mantiene sempre tra il 80 e il 90 % anche sul fondo, tranne che in un brevissimo tratto dove comunque non scende mai sotto il valore del 60%.

Più critica è apparsa la situazione nell'agosto 2016. Come nell'anno precedente, nelle acque di fondo si evidenzia un forte gradiente di salinità, a partire dalla zona nord del golfo, interessata dagli apporti del fiume Isonzo e dagli afflussi provenienti dalla laguna di Grado. I valori della salinità crescono rapidamente, da < 36 a 37,5-38 psu nella parte centrale e meridionale del golfo. Se consideriamo gli andamenti della temperatura, possiamo osservare che l'area delimitata dall'isoterma di 20,5 °C, di fatto coincide con l'area dove le concentrazioni di O₂ sono inferiori a 75 µmol L⁻¹. In questi fondali, la saturazione dell'ossigeno risulta minore del 33%, fino a raggiungere valori puntuali ancora più bassi, intorno al 20%, corrispondenti a concentrazioni < 50 µmol O₂ L⁻¹.

L'esame dei profili verticali della temperatura e dell'ossigeno fornisce un'ulteriore informazione utile, perché dimostra che l'ipossia, o comunque la carenza di ossigeno, interessa un lungo tratto della sezione (circa 7 km), nella parte più profonda del golfo (>20 m), ma rimane confinata negli strati direttamente a contatto con il fondale.

C'è da aggiungere che queste condizioni si erano sviluppate in seguito ad un prolungato periodo di condizioni meteorologiche stabili e di forte aumento della temperatura atmosferica e sono state mantenute fino a quando un evento di Bora di intensità moderata ha destabilizzato, nell'arco di poche ore, l'intera colonna d'acqua. Il rimescolamento verticale indotto dal vento ha reso omogenee le caratteristiche oceanografiche lungo tutta la colonna d'acqua ed ha ristabilito l'ossigenazione delle acque di fondo.

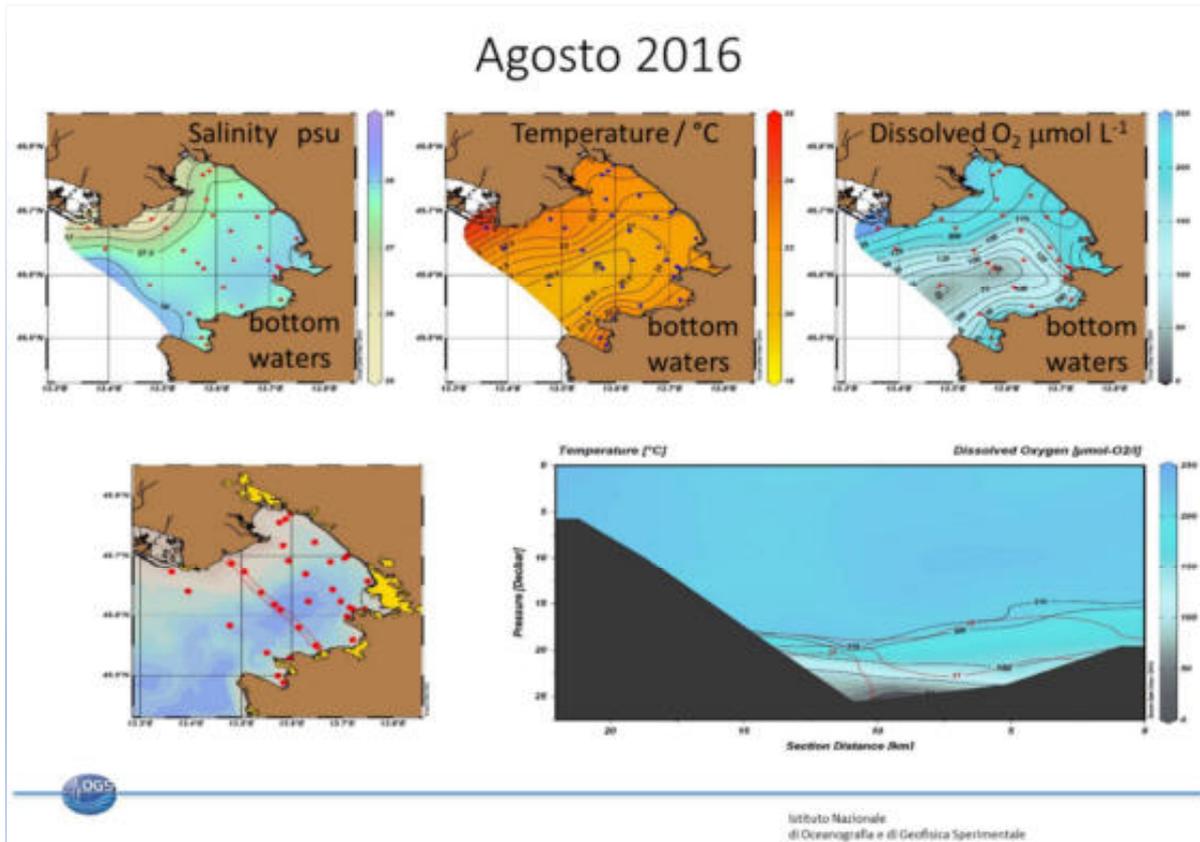
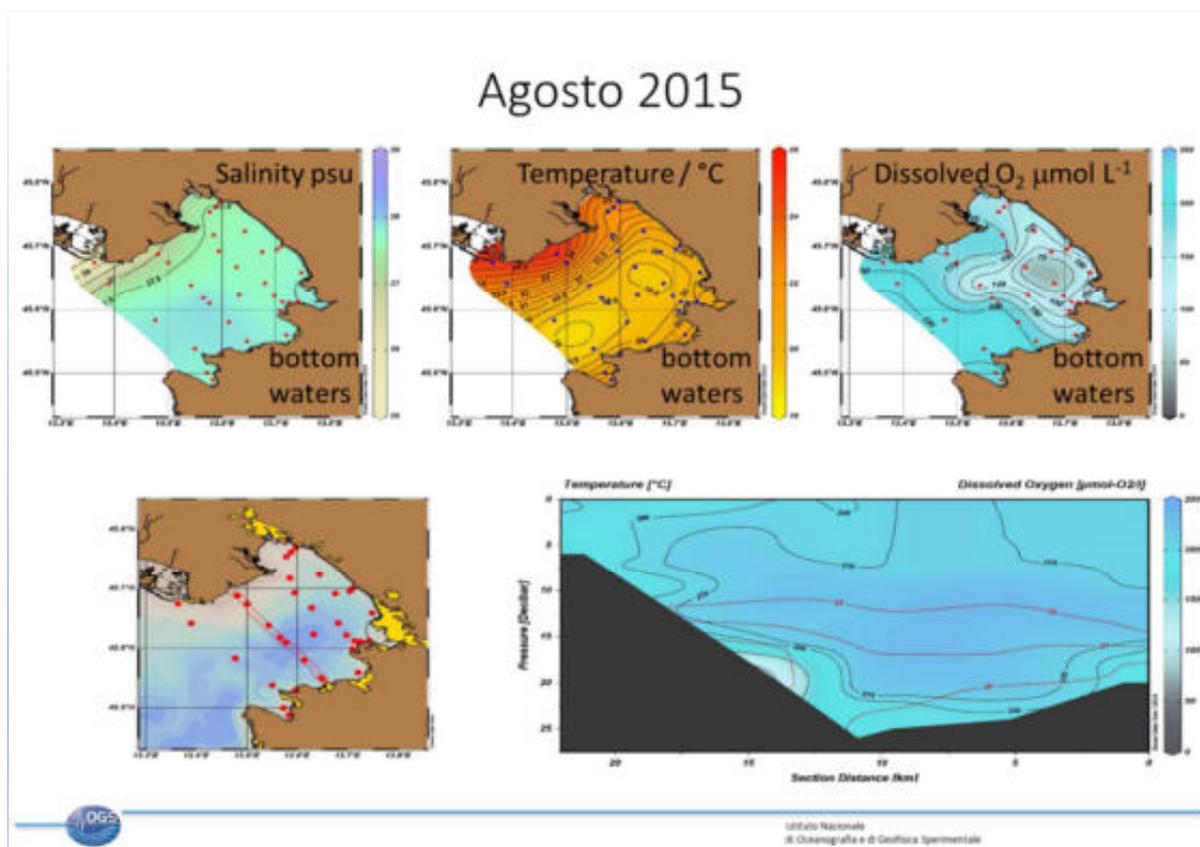


Fig. 3.10 Golfo di Trieste: mappe delle isoaline, delle isoterme e delle iso-concentrazioni di ossigeno disciolto negli strati profondi. Profili verticali di temperatura e Ossigeno Disciolto lungo la Diretrice Isola (SLO) - Foce Canale di Primeri, Grado (IT). Situazione ad agosto per gli anni 2015 e 2016 (Fonte: Kralj *et al.*, 2019)

Sulla base dei dati raccolti in queste campagne di misura, si è proceduto a valutare il tempo necessario per raggiungere il parziale (ipossia), o completo (anossia) esaurimento dell'ossigeno (*oxygen depletion*) negli strati sub-superficiali della colonna d'acqua, al di sotto del picnoclino (Fig. 3.11). Il modello teorico è basato sulla stima dei flussi espressi in $\text{mmol O}_2 \text{ d}^{-1}$ (*diffusive flux*), che complessivamente attraversano il picnoclino e diffondono negli strati profondi. Le componenti biotiche del sistema tenute in considerazione sono due, quella fitoplanctonica e quella bentonica. È stato quindi calcolato il consumo giornaliero di O_2 tenendo conto dei fabbisogni per l'attività di respirazione di ciascuna delle due componenti (*Plankton R* e *Benthic O_2 consumption*), al netto di quanto prodotto dall'attività fotosintetica (*Plankton PP*, *Benthic PP*). I coefficienti unitari di scambio tra i comparti, di consumo e produzione di O_2 , sono stati valutati sulla base dei risultati ottenuti da misure dirette di respirazione del plancton e di produzione primaria eseguite dai ricercatori OGS e NIB, e sono stati confrontati e integrati con i dati forniti dalla letteratura (Cfr. ad es. Herndl *et al.*, 1989).

Per il golfo di Trieste, i tempi di esaurimento, parziale o completo, dei quantitativi di O_2 a disposizione nelle acque di fondo, calcolati separatamente per il 2015 e 2016, sono risultati i seguenti:

- per il raggiungimento dell'ipossia ($< 62,5 \mu\text{mol O}_2 \text{ L}^{-1}$): 58 e 34 gg;
- per il raggiungimento dell'anossia: 28 e 13 gg.

Si tratta di valori teorici, che necessariamente fanno riferimento al sistema fisico e presuppongono il perdurare di condizioni di forte stratificazione di densità e di stabilità della colonna d'acqua, condizioni che limitano il flusso di ossigeno proveniente dagli strati superficiali e impediscono il rimescolamento verticale. Questi numeri ci devono tuttavia far riflettere sull'instabilità e sulla fragilità degli equilibri che contraddistinguono i sistemi costieri.

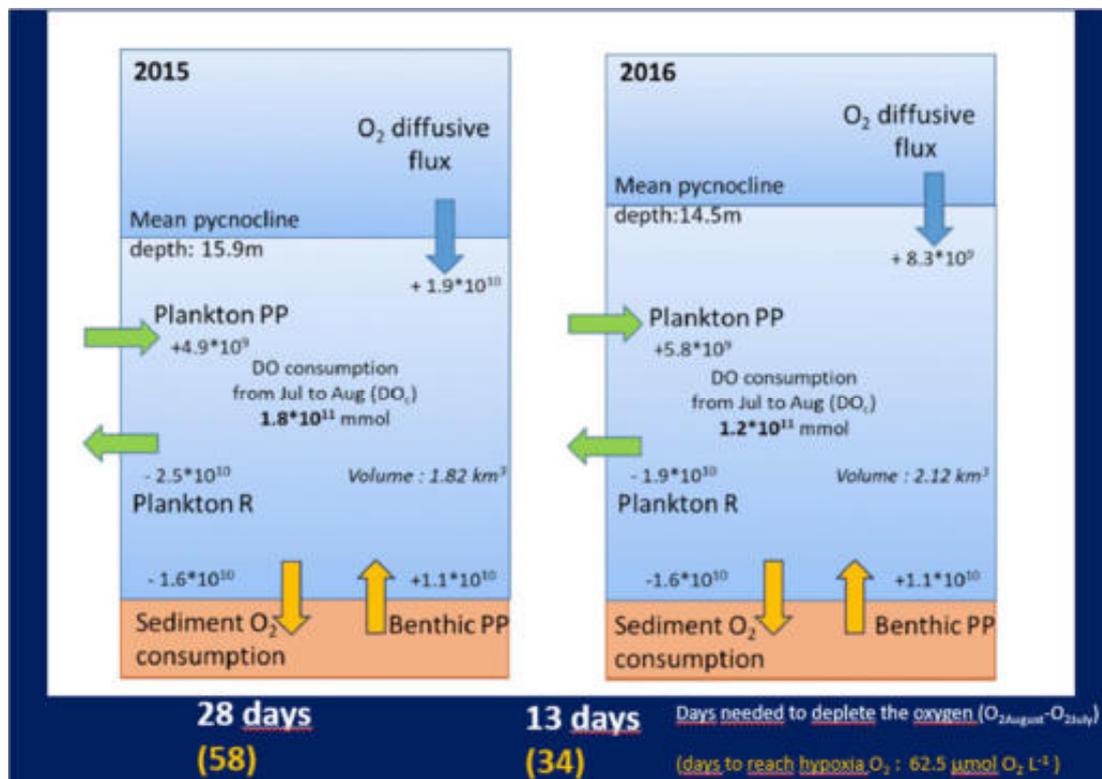


Fig. 3.11 Bilancio di massa dell'ossigeno nelle aree a rischio di ipossia/anossia del golfo di Trieste. Valutazione dei tempi richiesti per l'esaurimento parziale e/o completo dell'O₂ negli strati profondi. Tassi di scambio espressi in mmoli O₂ d⁻¹. (Fonte: Kralj *et al.*, 2019)

3.6 Analisi delle serie storiche e tendenze dello stato trofico

Negli ultimi decenni, una marcata diminuzione degli apporti continentali di nutrienti e, in particolare, di fosfati, ha causato una generale oligotrofizzazione del sistema, come riportato da numerosi autori (Solidoro *et al.*, 2009; Mozetič *et al.*, 2010; Cozzi e Giani, 2011; Giani *et al.*, 2012), e dimostrato dalle tendenze generali di importanti indicatori di stato trofico, rappresentate graficamente nella figura 3.12.

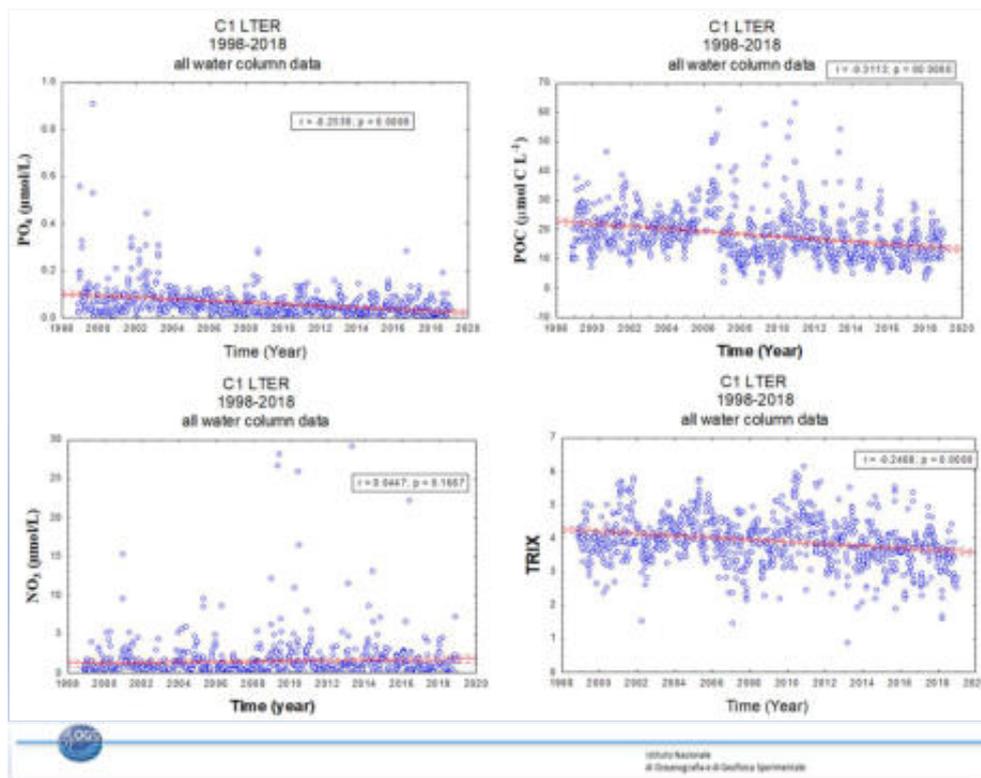


Fig. 3.12 Golfo di Trieste: rette di tendenza di importanti indicatori di stato trofico e dell'Indice TRIX valutate sul lungo periodo nella stazione C1 -LTER. (Fonte: OGS)

I dati elaborati nella figura si riferiscono alla stazione C1 LTER, ubicata nella parte più interna del golfo. Ogni punto rappresenta il valore del corrispondente parametro mediato su tutta la colonna d'acqua. Possiamo seguire l'andamento dell'indice TRIX, che dallo stato di mesotrofia (TRIX \geq 4), tipico del periodo di fine secolo scorso, ha assunto attualmente un valore medio annuo inferiore a 4 unità, valore che marca la transizione del sistema dalla mesotrofia all'oligotrofia.

Oltre che dal trend negativo del Fosforo solubile (P-PO₄), l'abbassamento del livello trofico è avvalorato anche dal calo del Carbonio Organico Particellato (*Particulate Organic Carbon* - POC), che conferma la lenta, ma progressiva diminuzione della biomassa algale lungo la colonna d'acqua nel golfo di Trieste.

Come già documentato per le acque costiere emiliano-romagnole, il trend dell'azoto nitrico (N-NO₃), è invece rimasto stabile negli anni, con una pur lieve tendenza ad aumentare.

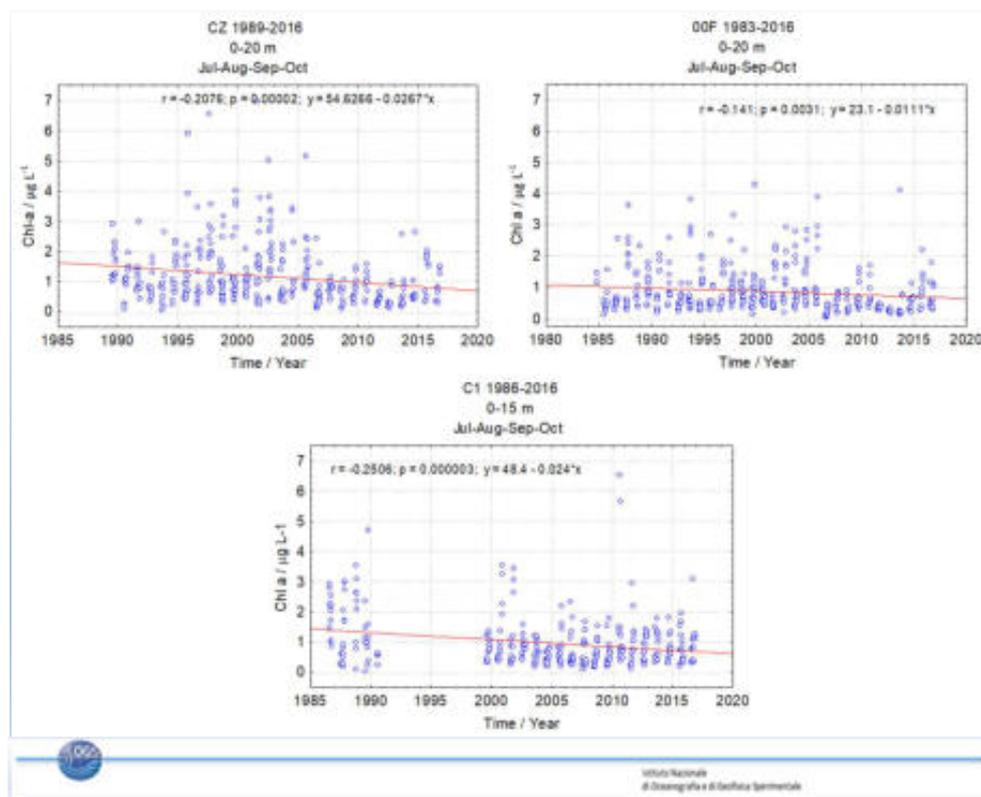


Fig. 3.13 Golfo di Trieste: Trend della clorofilla *a* nella colonna d'acqua - mesi estivi-inizio autunno. (Fonte: OGS)

In coerenza con il lento calo del POC, anche la clorofilla, principale indicatore della biomassa fitoplanctonica, presenta analoga tendenza negativa nei valori di concentrazione mediati a tutta la colonna d'acqua. La figura 3.13 mostra l'andamento di questo parametro nelle tre stazioni rappresentative del golfo di Trieste ed è da riferire alla stagione tardo estiva (mesi da luglio a ottobre), quando maggiore è il rischio collegato all'insorgere di ipossie nelle acque profonde.

La criticità di questo periodo stagionale, derivante dalla difficoltà da parte del sistema di mantenere un grado di ossigenazione adeguato lungo tutta la colonna d'acqua, è confermata dalla climatologia mensile dell'ossigeno Disciolto negli strati profondi, ricostruita sulla base della serie storica dei dati (Fig. 3.14).

Per tutto il periodo invernale-primaverile (fino a maggio compreso), le concentrazioni medie mensili nelle acque profonde non scendono mai sotto il valore di $250 \mu\text{mol O}_2 \text{ L}^{-1}$, con un limite superiore dell'intervallo di variazione che eccede $300 \mu\text{mol O}_2 \text{ L}^{-1}$, come riscontrato a marzo. Prevalgono dunque le condizioni di sovrassaturazione dell'ossigeno, che possiamo ipotizzare comprese tra il 110 e il 130% in entrambe le stazioni considerate.

Diversa è la situazione che si presenta nel periodo da luglio ad ottobre, con evidente diminuzione delle concentrazioni medie di O_2 . Il calo risulta ancora più accentuato alla stazione CZ, situata nella parte slovena del golfo. In questa stazione a settembre, la concentrazione media risulta pari a $150 \mu\text{mol O}_2 \text{ L}^{-1}$, con un limite inferiore pari a $100 \mu\text{mol O}_2 \text{ L}^{-1}$. Con le temperature e le salinità tipiche del periodo stagionale, convertendo le concentrazioni in % di saturazione, si ottengono valori compresi tra il 66 e il 44% di O_2 disciolto.

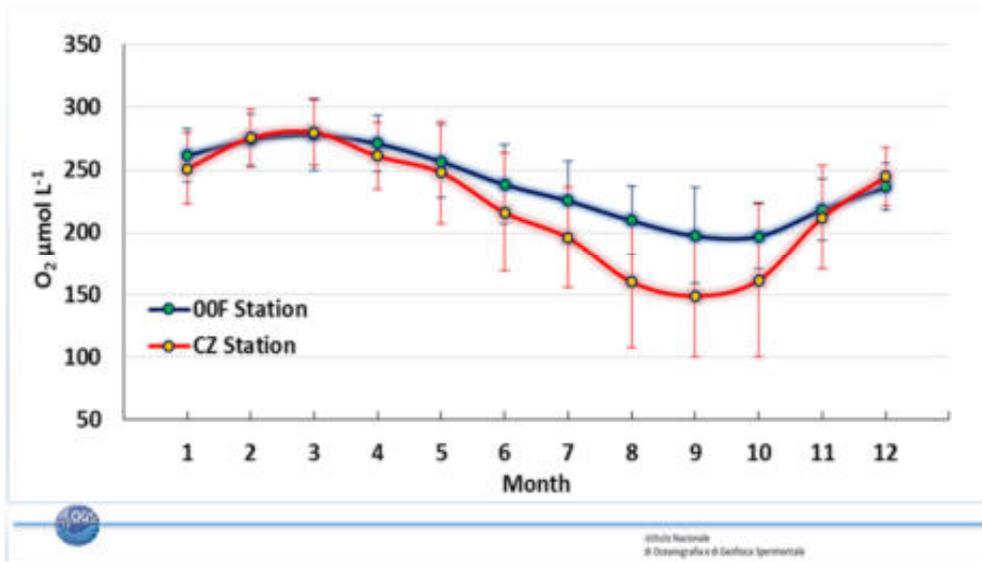


Fig. 3.14 Golfo di Trieste: climatologia mensile dell'ossigeno disciolto nelle acque di fondo. Andamento delle medie per mese, con le rispettive ds , in due stazioni significative (Fonte dati: NIB).

La tendenza alla oligotrofizzazione e la minor trofia del sistema, documentate soprattutto dal calo del $P-PO_4$ e dalla diminuzione della clorofilla, dovrebbero determinare da un lato la riduzione nella produzione di ossigeno fotosintetico, dall'altro un conseguente rallentamento dei processi di consumo della sostanza organica nello strato di fondo. A misura del consumo di ossigeno necessario per la mineralizzazione della sostanza organica, viene introdotto un nuovo parametro denominato "Utilizzo Apparente dell'Ossigeno" (*Apparent Oxygen Utilization - AOU*). L'AOU permette quindi di determinare il contributo dei processi biologici di consumo (che genera AOU positivo), e di produzione (AOU negativo), rispetto alle condizioni di saturazione dell'ossigeno controllate dalla temperatura e dalla salinità della colonna d'acqua.

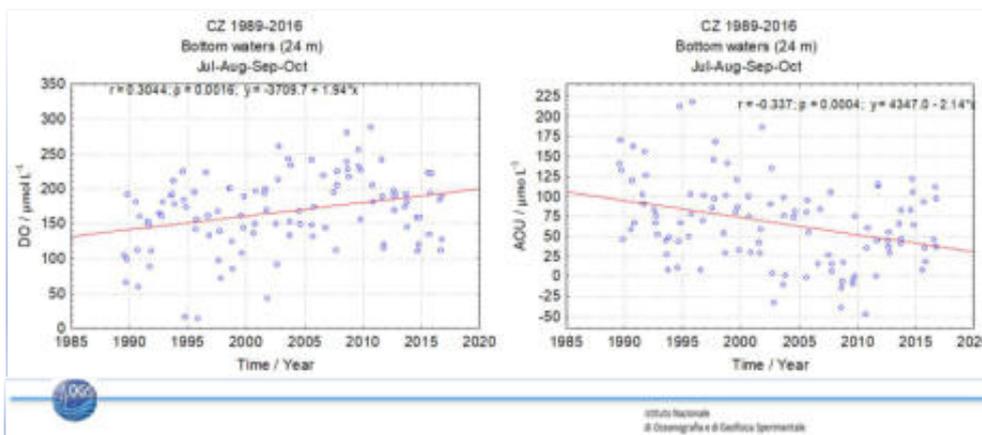


Fig. 3.15 Golfo di Trieste: tendenza dell'ossigeno disciolto (DO) e dell'Utilizzo Apparente dell'Ossigeno (AOU) nelle acque di fondo della stazione CZ. Misure effettuate a 24 m di profondità. Periodo estate-inizio autunno. (Fonte dati: NIB)

L'aumento nel tempo che si osserva per l'ossigeno disciolto nello strato profondo (Fig. 3.15), è quindi attribuibile al minore consumo da parte delle comunità microbiche, come è suggerito dal corrispondente andamento trentennale dell'AOU. La tendenza a lungo termine indica infatti una significativa diminuzione del consumo di ossigeno nello strato profondo, dovuto ad una minor flusso di sostanza organica dalle acque sovrastanti.

Nonostante questa tendenza generale, durante le estati del 2015 e del 2016 si sono verificati i due eventi ipossici ampiamente descritti precedentemente. A tal riguardo, il relatore richiama l'attenzione sul generale aumento delle temperature dell'acqua (Fig.3.16), che ha favorito l'accentuazione della stratificazione termo-alina nel periodo estivo, con conseguente limitazione degli scambi di O₂ con gli strati profondi della colonna d'acqua.

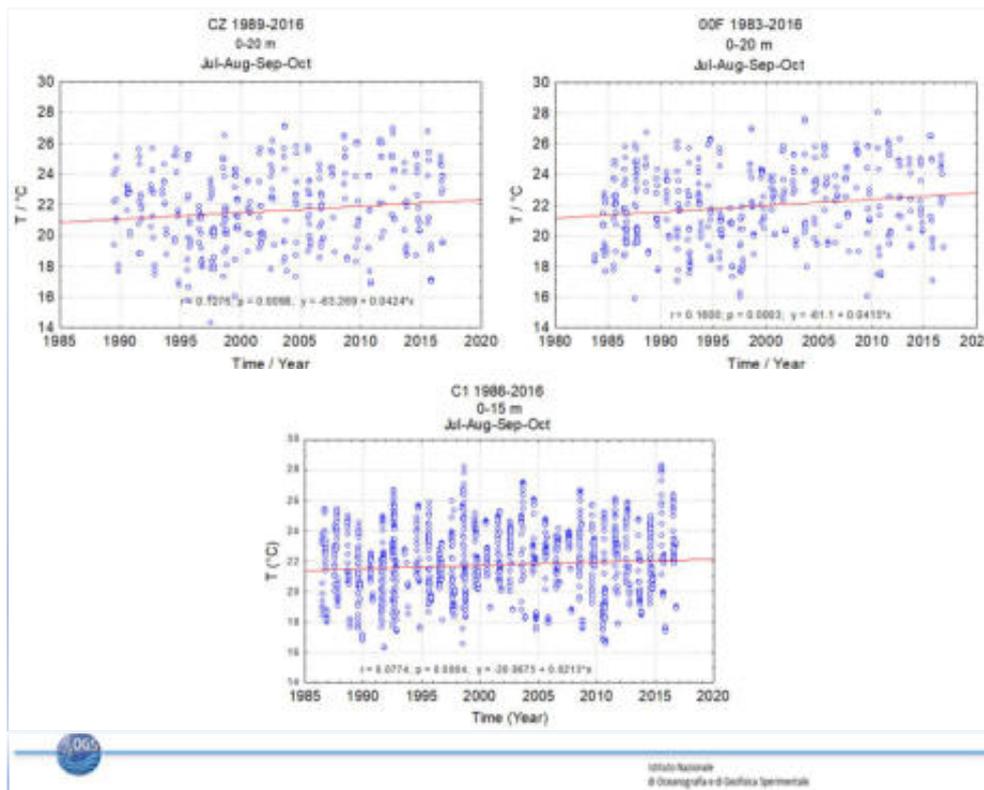


Fig. 3.16 Trend della temperatura lungo la colonna d'acqua, nelle tre stazioni rappresentative del golfo di Trieste. Intervallo temporale: estate-inizio autunno. (Fonte: OGS)

Dagli andamenti della temperatura ricostruiti nella figura, è possibile valutare un incremento massimo di 0,4 °C/decade, in buon accordo con le stime da dati satellitari, riportate da Shaltout e Omstedt (2014), per le acque superficiali del Mediterraneo.

Questi dati generano un apparente paradosso. Il riscaldamento lungo l'intera colonna d'acqua limita la solubilità dei gas disciolti e dovrebbe provocare una diminuzione della concentrazione dell'ossigeno, diversamente da quanto documentato nella precedente figura 3.15, basata sui dati della serie trentennale. La spiegazione deriva dal fatto che l'effetto del riscaldamento è significativo solo nei primi 20 metri della colonna d'acqua (Fig. 3.16) e che la diminuzione della biomassa fitoplanctonica nelle acque superficiali dovuta alla Fosforo limitazione genera un minor flusso di materia organica verso il fondo e quindi un minor consumo di O₂ nei processi di degradazione da parte degli organismi eterotrofi. Si aggiunga poi che, come dimostrato da misure dirette di consumo di O₂ da parte del benthos, nell'ambito di precedenti indagini effettuate proprio nel golfo di Trieste (Herndl *et al.*, 1989), la respirazione delle comunità bentoniche tende a crescere esponenzialmente col crescere della temperatura dei sedimenti (Fig. 3.17). Gli autori citati riportano che in tutte e tre le stazioni da loro indagate, i più alti tassi di consumo di O₂ erano registrati a settembre, quando il

carbonio organico mineralizzato dall'attività eterotrofica⁶ (i.e. respirazione notturna), oscillava in un intervallo compreso tra 220 e 520 mg C m⁻² d⁻¹.

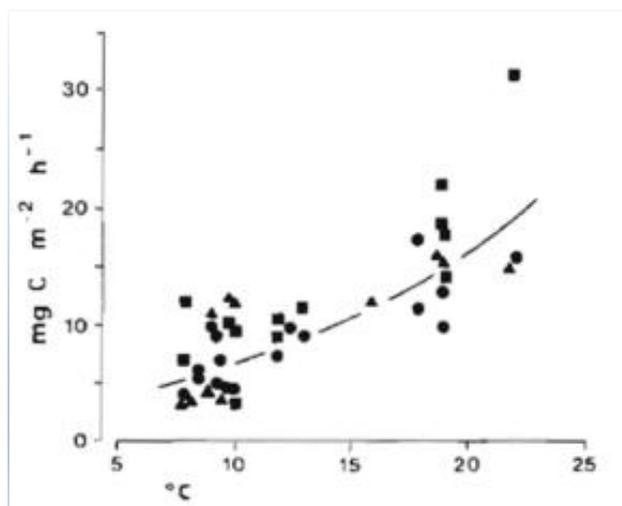


Fig. 3.17 Dipendenza della respirazione delle comunità bentoniche dalla temperatura dei sedimenti (da Herndl *et al.*, 1989)

Per risolvere l'apparente contraddizione evidenziata sopra, occorre tenere presente che il perdurare di condizioni meteorologiche stabili e le elevate temperature nei mesi estivi possono causare condizioni di ipossia negli strati di fondo, anche in assenza di un aumento di sostanza organica conseguente a fenomeni di eutrofizzazione. Tuttavia, grazie alla limitata profondità del golfo di Trieste ed al regime dei venti predominanti, talvolta molto intensi, le condizioni di stabilità della colonna d'acqua in genere non si mantengono tali per un periodo sufficientemente lungo da provocare il completo esaurimento dell'Ossigeno negli strati profondi (Lipizer *et al.*, 2018).

3.7 Conclusioni

A conclusione della presentazione, Giani riassume ed elenca i punti fermi e le evidenze emerse, alla luce della gran quantità di dati elaborati e di informazioni attualmente disponibili.

- Trend in aumento per l'ossigeno disciolto nelle acque di fondo e nelle aree del golfo a maggior profondità, ma diminuzione della concentrazione dell'ossigeno (e del suo consumo come AOU), nella colonna d'acqua in tutte le stazioni monitorate, da scrivere all'aumento delle temperature e alla diminuzione della clorofilla;
- il consumo dell'Ossigeno da parte del plancton (respirazione del plancton), rappresenta una quota che va dal 57% al 70% del totale dei processi respiratori (plancton + benthos); i processi respiratori nel loro insieme (plancton + benthos), possono portare il sistema ad un livello critico (anossia) in 2-3 settimane, mentre le condizioni di ipossia sono raggiungibili in 5-7 settimane;
- gli effetti della temperatura sulla respirazione possono avere un ruolo importante nell'esaurimento dell'O₂ nelle acque di fondo, anche in condizioni di crescente Fosforo-limitazione e di abbassamento dei livelli trofici.

⁶ Per rendere possibile il confronto con altri valori riportati dalla letteratura, nel lavoro cui si fa riferimento, i dati dell'ossigeno consumato sono stati convertiti in equivalenti di Carbonio mineralizzato e liberato come CO₂ (Oviatt *et al.*, 1986). (N.d.R.)

Bibliografia

- Conte, M., Giuffrida, A. and S. Tedesco, 1989. *The Mediterranean Oscillation, impact on precipitation and hydrology in Italy*. In Conference on Climate Water, pp. 121-137. Publications of the Academy of Finland, Helsinki.
- Cozzi, S. and M. Giani, 2011. *River water and nutrient discharges in the Northern Adriatic Sea: current importance and long-term changes*. Cont. Shelf Res., 31: 1881-1893.
- Diaz, R., M. Selman. and C. Chique. 2011. *Global Eutrophic and Hypoxic Coastal Systems*. World Resources Institute. Eutrophication and Hypoxia: Nutrient Pollution in Coastal Waters. docs.wri.org/wri_eutrophic_hypoxic_dataset_2011-03.xls
- Djakovac, T., Supic, N., Bernardi Aubry, F., Degobbis, D. and M. Giani, 2015. *Mechanisms of hypoxia frequency changes in the northern Adriatic Sea during the period 1972-2012*. Jour. Mar. Systems 141: 179-189.
- Giani, M., Djakovac, T., Degobbis, D., Cozzi, S., Solidoro, C. and S. Fonda Umani, 2012. *Recent changes in the marine ecosystems of the Northern Adriatic Sea*. Estuar. Coast. Shelf Sci., 115: 1-13.
- Herndl, G. J., Peduzzi, P. and N. Fanuko, 1989. *Benthic community metabolism and microbial dynamics in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea)*. Marine Ecology Progress Series 53, 169–178.
- Kralj, M., Lipizer, M., Čermelj B., Celio, M., Fabbro, C., Brunetti, F., Francé, J., Mozetič, P., Giani, M. 2019. *Hypoxia and dissolved oxygen trends in the northeastern Adriatic Sea (Gulf of Trieste)*. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 164: 74-88.
- Lipizer, M., Kralj, M., Brunetti, F., Čermelj, B., Celio, M., Francé, J., Giani, M. and P. Mozetič, 2018. *Variazioni inter-decadali dell'ossigeno di fondo nelle acque del golfo di Trieste e recenti fenomeni di ipossia*. 49° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina. Cesenatico (FC), 4-8 giugno 2018.
- Martin-Vide, J. and J. Lopez-Bustins, 2006. *The western Mediterranean oscillation and rainfall in the Iberian Peninsula*. Int. J. Climatol. 26:1455–1475.
- Mozetič, P., Solidoro, C., Cossarini, S., Socal, G., Precali, R., Francè, J., Bianchi, F., De Vittor, C., Smodlaka, N. and S. Fonda Umani, 2010. *Recent trends towards oligotrophication of the Northern Adriatic: evidence from chlorophyll a time series*. Estuar. Coasts, 33: 362-375.
- Oviatt, C. A., Rudnick, D. T., Keller, A. A., Sampou, P. A. and G.T. Almquist, 1986. *A comparison of system (O₂ and CO₂) and C-14 measurements of metabolism in estuarine mesocosms*. Mar. Ecol. Prog. Ser 28: 57-67.
- Rodionov, S. N., 2016, *A comparison of two methods for detecting abrupt changes in the variance of climatic time series*. Adv. Stat. Clim. Meteorol. Oceanogr., 2, 63–78.
- Shaltout, M. and A. Omstedt, 2014. *Recent sea surface temperature trends and future scenarios for the Mediterranean Sea*. Oceanologia, 56 (3), pp. 411–443.
- Solidoro, C., Bastianini, M., Bandelj, V., Codermatz, R., Cossarini, G., Melaku Canu, D., Ravagnan, E., Salon, S. and S. Trevisani, 2009. *Current state, scales of variability, and*

Sezione C. Le acque di Transizione

Cap. 4. Miglioramenti idraulici della Sacca di Goro e ripercussioni sull'ambiente e le produzioni

Relatori: Edoardo Turolla e Graziano Caramori – FLAG COSTA dell'Emilia-Romagna e Istituto Delta Ecologia Applicata⁷, Università di Ferrara.

4.1 Introduzione

Nell'incontro tenutosi presso il CRM di Cesenatico in data 15/03/2019, il Dr. Turolla richiama l'attenzione sulla peculiarità dell'ambiente lagunare della Sacca di Goro, sia come luogo di interesse naturalistico, sia come area di importante valore economico e commerciale per la produzione della Vongola verace.

Successivamente, nell'incontro del 14/11/2019, il Dr. Caramori approfondisce le tematiche dello stato ambientale e produttivo delle acque di transizione, riportando i risultati ottenuti nell'ambito del Progetto Comunitario LIFE AGREE. Le frequenti criticità ambientali che in anni recenti hanno colpito la Sacca (Eutrofizzazione e conseguenti crisi distrofiche), hanno reso necessario l'avvio di interventi di mitigazione e di ripristino della funzionalità idraulica della laguna per garantire l'ossigenazione delle acque e un adeguato ricambio con il mare aperto.

La vocazione alla Molluschicoltura, principale voce dell'economia locale, è indissolubilmente legata al buono stato di conservazione ambientale della laguna, in termini di sostenibilità.

Sotto questo punto di vista, le crisi distrofiche diventano inaccettabili anche per la salvaguardia della naturalità e dell'unicità dell'intero ecosistema lagunare. In altre parole si è da tempo compreso che la soluzione dei gravi problemi della laguna deve necessariamente realizzarsi attraverso un accordo di intenti tra gli interessi dell'economia e quelli della conservazione dei beni naturali.

⁷www.istitutodelta.it. L'Istituto Delta è nato come società di Spin-Off dell'Università degli Studi di Ferrara, fornisce servizi di ricerca e trasferimento tecnologico nel settore dell'ambiente.



Fig.4.1 Sacca di Goro: localizzazione geografica e mappa di dettaglio (Fonte: Istituto Delta Ecologia Applicata)

4.2 Inquadramento geografico e caratteristiche dell'area

La Sacca di Goro è un'ampia insenatura a forma di mezzaluna, racchiusa tra gli sbocchi del Po di Goro e del Po di Volano (Fig.4.1). La zona confinante con il mare aperto è delimitata da lunghe strisce di sabbia, localmente chiamate "scanni".

Con una superficie di oltre 2700 ettari, essa fa parte del territorio del Parco del Delta del Po. La laguna ha una profondità media di 1,5 m, con massimi di 2-2,5 m; il fondo è costituito da substrato sabbioso/fangoso e le sue acque presentano una salinità che può variare da 5 a 35 psu, con valori medi intorno a 23-25 psu.

La Sacca è un'area nota per la produzione di molluschi, in particolare le vongole veraci (*Ruditapes philippinarum*), che in fondali sabbiosi, profondi in media 60-70 cm., trovano il loro habitat ideale per accrescersi e svilupparsi.

La fauna comprende numerose specie di uccelli acquatici, sia nidificanti che di passo; oltre ai mitili, alle vongole e alle ostriche, la fauna ittica è molto ricca di cefali, anguille, orate e branzini.

4.3 La valenza naturalistica e ambientale

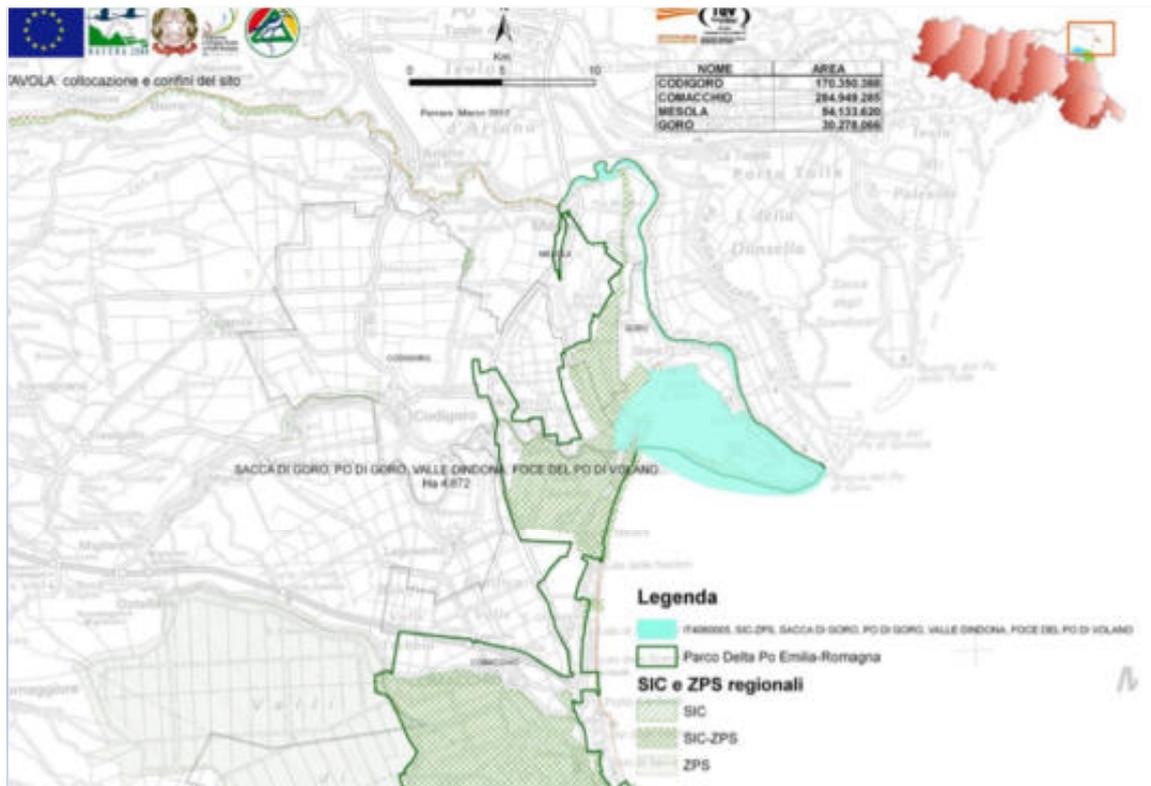


Fig. 4.2 Sito Rete Natura 2000 – Regione Emilia-Romagna. Perimetrazione del sito in oggetto e comuni interessati. (Fonte: PIANO DI GESTIONE IT4060005 – Regione Emilia Romagna)

Anche se le acque della Sacca sono intensamente utilizzate per la Molluschicoltura, essa conserva un elevato grado di naturalità, soprattutto negli scanni esterni che mantengono intatta la loro valenza naturalistico-ambientale.

Tutta l'area della laguna è ricompresa nel Sito IT4060005 SIC-ZPS⁸ “Sacca di Goro, Po di Goro, Valle Dindona, Foce del Po di Volano”, della Rete Natura 2000⁹ della Regione Emilia Romagna. Il sito, istituito con Delibera della Giunta Regionale DGR 512/09, ha una superficie totale di 4872 ettari, e interessa i territori comunali di Goro, Mesola, Codigoro e Comacchio (Provincia di Ferrara) (Fig. 4.2).

L'“Importanza Comunitaria” e la “Protezione Speciale” riguardano in particolare tre habitat individuati dalla Rete Natura 2000, da salvaguardare per la loro biodiversità:

- Habitat 1150 “Lagune costiere”, che occupa oltre la metà del Sito per complessivi 2500 ha;
- Habitat 1110 “Banchi di sabbia a debole copertura permanente di acqua marina”;
- Habitat 1410 “Pascoli inondatai mediterranei (*Juncetalia maritimi*).

Il sito include anche il tratto terminale del Po di Goro da Mesola alla foce, comprendente la lanca fluviale denominata Valle Dindona ad esso collegata, la fascia marina costiera a Sud della Sacca di Goro per un'estensione di circa 300 m, la palude salmastra denominata "Peschiera" situata a Ovest della foce del Po di Volano, la foce del Po di Volano e i contigui scanni sabbiosi.

⁸ SIC – Sito di Importanza Comunitaria. ZPS – Zona a Protezione Speciale.

⁹ Cfr. Direttiva Habitat (Direttiva n. 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche).

La Sacca di Goro è anche in parte ricompresa nella zona Ramsar denominata “Valle Gorino e Territori limitrofi”, istituita con DM 13/07/1981 a seguito della sottoscrizione da parte dell’Italia della Convenzione di Ramsar¹⁰. Nel 2015 è stata designata Riserva MaB dell’Unesco ed è entrata a far parte del Programma “L’uomo e la biosfera”, (*Man and the Biosphere - MaB*)¹¹.

4.4 La “vocazione” economico-produttiva

Per avere un’idea immediata del significato che le attività di molluschicoltura rivestono per l’economia locale, ma anche del peso che la produzione di Vongole veraci assume a livello nazionale, il relatore presenta e illustra la Fig. 4.3.



Fig.4.3 Zonizzazione delle aree destinate all’allevamento di Vongole veraci (Fonte: Istituto Delta Ecologia Applicata)

Circa metà della laguna (1300 ha), è adibita all’allevamento della Vongola verace. Questa attività vede coinvolti 1400 allevatori, riuniti in 50 cooperative.

L’attuale produzione ammonta a 15.000 ton/anno, quantità corrispondente a più del 50% dell’attuale produzione nazionale ed è pari almeno al 40% della produzione a livello europeo.

L’analisi dei dati statistici sulle produzioni nazionali della venericoltura, è particolarmente illuminante (Fig. 4.4).

¹⁰ Convenzione sulle Zone Umide (Ramsar, Iran, 1971), denominata "Convenzione di Ramsar", è un trattato intergovernativo che fornisce il quadro per l’azione nazionale e la cooperazione internazionale per la conservazione e l’uso razionale delle zone umide e delle loro risorse.

¹¹ Il Programma MaB è un programma scientifico avviato dall’UNESCO nel 1971 per promuovere su base scientifica un rapporto equilibrato tra uomo e ambiente, attraverso la tutela della biodiversità e le buone pratiche dello Sviluppo Sostenibile.

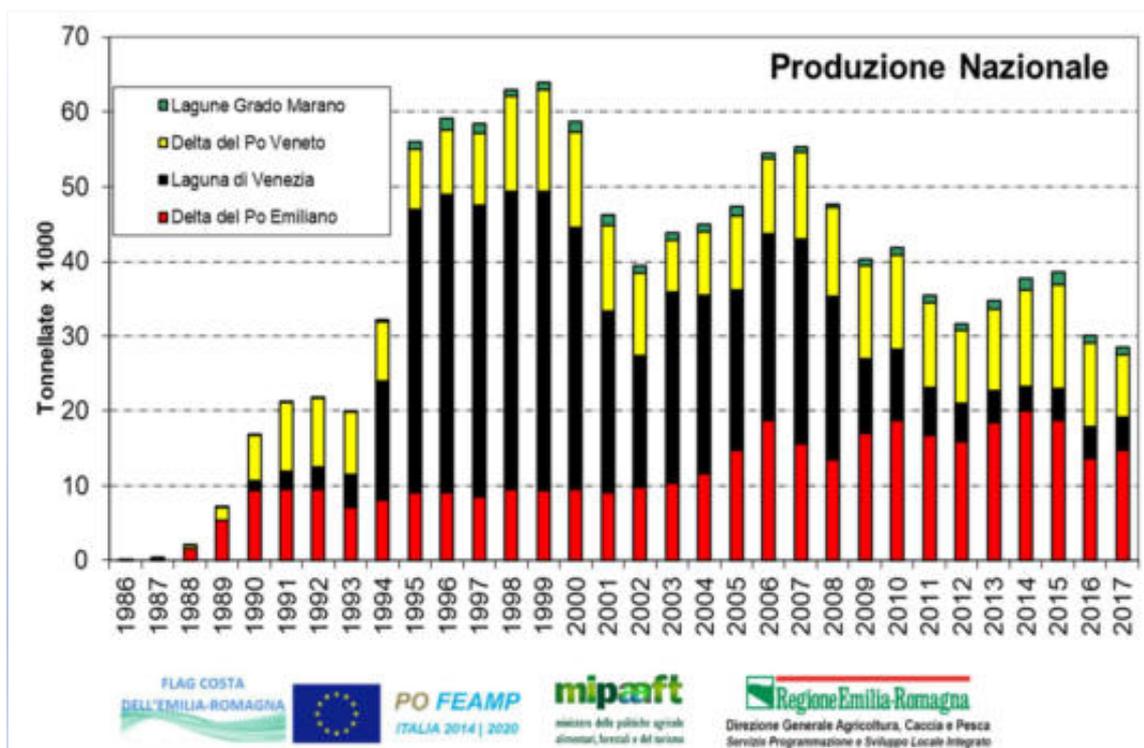


Fig.4.4 Vongole veraci: andamento statistico delle produzioni alla scala nazionale e confronti tra le diverse aree lagunari (Fonte E. Turolla)

A partire dagli anni '90 del secolo scorso, i quantitativi prodotti a livello nazionale hanno subito una crescita esponenziale, da poche migliaia di ton/anno nel 1988 (< 2000 ton/anno), fino ad un massimo di oltre 60.000 nel 1998-1999. Una quota preponderante delle produzioni complessive di Vongole era sostenuta dalla laguna di Venezia, con oltre 40.000 ton/anno come valore medio dal '95 al '99.

Per il delta del Po Emiliano (i.e. Sacca di Goro), fino al 2004 le produzioni si attestavano intorno alle 10.000 ton/anno. Dal 2005 al 2017 si è avuta una crescita consistente, con massimi che hanno sfiorato le 20.000 ton/anno nel 2014, fino alle attuali 15.000 ton/anno (dato del 2017).

È interessante osservare come il dato relativo alla laguna di Venezia subisca nello stesso periodo una brusca contrazione, da circa 25.000 nel 2006, a 2000-3000 ton/anno nel 2017. Su questi aspetti e sulle ragioni che hanno causato la diminuzione delle produzioni della Molluschicoltura, potrà riferire e fornire ulteriori informazioni il Prof. Sfriso nel suo intervento sullo stato trofico ed ecologico della laguna di Venezia, che terrà successivamente sempre nella giornata del 15 marzo.

Produzioni così elevate devono essere sostenute da rendimenti altrettanto elevati per unità di superficie. Il grafico in figura 4.5 riporta i dati di produttività espressi in $\text{kg m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$ per tre lagune rappresentative. Il dato è mediato su tutta la superficie utile dei corpi idrici considerati.

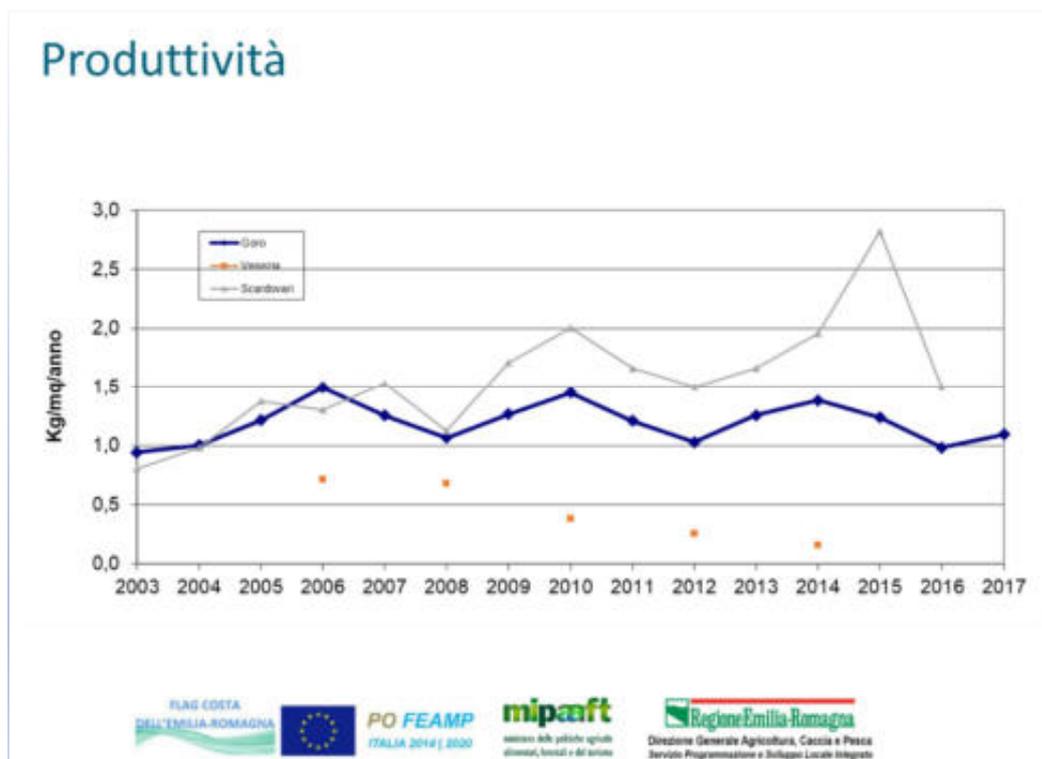


Fig.4.5 Evoluzione del dato di produttività: confronto con altre importanti zone di produzione di V. verace (Fonte: E. Turolla)

Nella Sacca di Goro, dal 2003 al 2017, la produttività mostra un andamento ciclico, oscillando regolarmente da valori prossimi a $1,5 \text{ kg m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$ fino a scendere a valori di circa $1 \text{ kg m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$. Il relatore ci informa che queste cadute di produttività non sono da ascrivere prioritariamente alle morie e ai danni provocati dalle anossie.

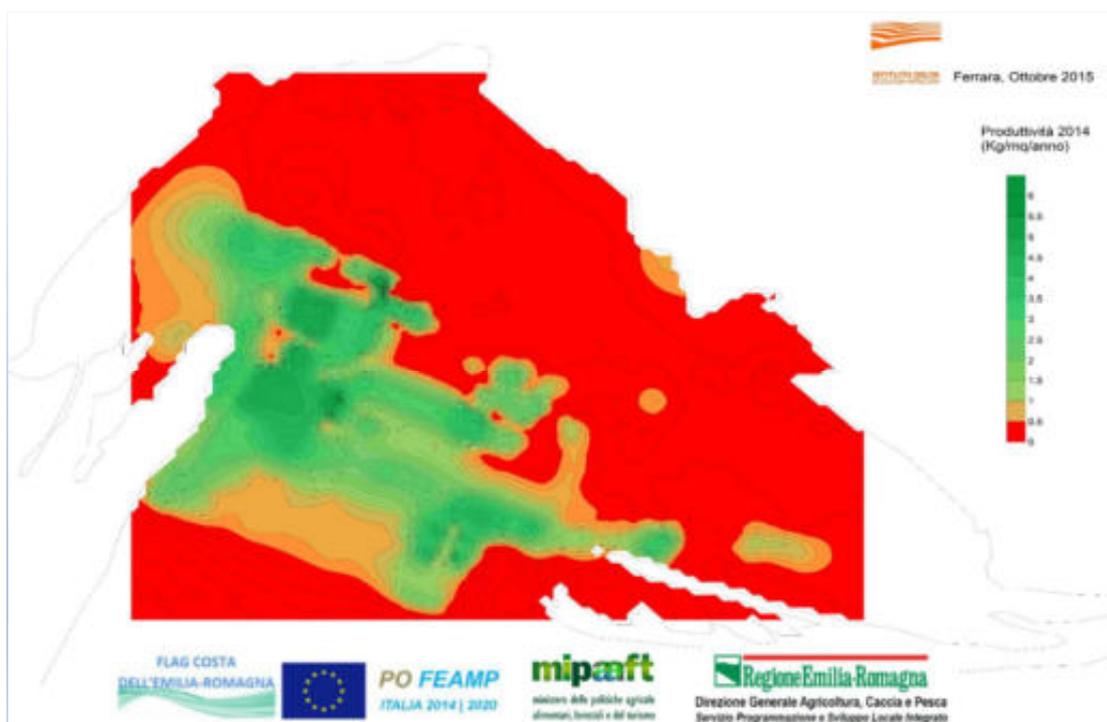


Fig.4.6 Sacca di Goro: mappa delle produttività. Valori da riferire all'anno 2014. (Fonte: Istituto Delta Ecologia Applicata)

Se si analizza più nel dettaglio il dato della produttività (Fig. 4.6), se ne deduce che le medie del periodo dal 2003 al 2017, di 1-1,5 kg m⁻² anno⁻¹, coprono in realtà un intervallo molto più ampio di valori, da ≤ 0,5 kg m⁻² anno⁻¹ che possono rappresentare il fondo “naturale” della laguna, fino a 5-6 kg m⁻² anno⁻¹, che vengono raggiunti in tutta la vasta area colorata in verde riportata sulla mappa e che coincide con la parte della laguna adibita ad allevamento delle vongole.

4.5 Molluschicoltura: punti di forza e fattori limitanti

Il relatore passa poi ad elencare poi quelli che secondo la sua opinione, rappresentano i “punti di forza” della Molluschicoltura nella Sacca:

- l’esperienza tecnica acquisita dagli operatori;
- l’alto grado di organizzazione raggiunto dalla marineria (i.e. le associazioni dei pescatori riuniti in cooperative);
- la disponibilità di “seme selvatico”;
- la trofia delle acque.

Questi ultimi due punti rappresentano al contempo anche i punti di debolezza della Molluschicoltura.

4.5.1 *Disponibilità di seme selvatico.*

La filiera produttiva della vongola, come la maggior parte delle pratiche di allevamento, è fondata su una adeguata disponibilità di semina, che rappresenta il requisito strategico per il mantenimento e lo sviluppo della filiera stessa. Le semine vengono solitamente effettuate nelle aree di allevamento utilizzando prevalentemente seme selvatico, proveniente cioè da raccolta in ambiente naturale. Il seme selvatico, frutto del reclutamento naturale, è costituito da individui di dimensioni variabili tra i 10 ed i 20 mm e garantisce un maggior successo dell’allevamento in quanto già svezzato e quindi soggetto ad un minor tasso di mortalità. L’operatore può anche scegliere di acquistare il seme presso uno schiuditoio, ma attualmente tale scelta non è conveniente per gli elevati costi e l’elevata mortalità una volta messo a dimora.

La semina dovrebbe essere effettuata considerando densità massime di 400-500 individui al metro quadrato. Non tutti gli esemplari seminati raggiungeranno la taglia di vendita: il tasso medio di mortalità naturale del prodotto può aggirarsi intorno al 10-15% all’anno. Considerata la possibilità del verificarsi di eventi quali anossie, predazione, malattie o altri fenomeni di mortalità occasionale, in via cautelativa si può considerare una mortalità pari al 20-40% annuo.

4.5.2 *Elevato grado di trofia*

Le vongole di norma sopportano bene le variazioni anche notevoli dei parametri chimici e fisici delle acque, quali la temperatura, la salinità, il pH, la percentuale di ossigeno disciolto, la torbidità, ecc., che sono tipiche degli ambienti lagunari o delle aree estuarine. Le loro branchie hanno una struttura lamellare e, oltre alla funzione respiratoria, servono soprattutto a raccogliere il cibo, filtrato opportunamente attraverso i sifoni e costituito essenzialmente da fitoplancton. Essendo organismi filtratori, l’alto livello trofico delle acque mette a loro disposizione gran quantità di biomassa fitoplanctonica in sospensione.

Se l’elevata trofia indubbiamente favorisce la Molluschicoltura, rende allo stesso tempo questi corpi idrici vulnerabili rispetto alle crisi distrofiche, che rappresentano l’effetto finale dell’Eutrofizzazione. Anche la proliferazione macroalgale è una conseguenza diretta di questo stato. Oltre all’eccessiva copertura dei fondali che limita la crescita delle vongole, può diventare essa

stessa causa di gravi morie, e non solo di vongole veraci, perché molto spesso l'innescò delle anossie e delle crisi distrofiche è provocato e sostenuto proprio dalla presenza di grandi quantità di biomassa macroalgale in decomposizione.

4.5.3 Altri fattori limitanti

Fra i fattori che hanno effetto diretto sulla crescita e sulla sopravvivenza si segnalano, oltre a quelli chimico-fisici già citati, anche i tempi di permanenza fuori dall'acqua degli organismi in rapporto alla marea, il tipo di substrato, il materiale particellato inorganico in sospensione, il rilascio dei solfuri generalmente sequestrati da questi molluschi negli strati più profondi del sedimento, la velocità della corrente, le malattie, i predatori e i competitori.

4.6 La specie invasiva *Arquātula senhousia*

Gli effetti della competizione tra organismi che occupano lo stesso habitat non sono da sottovalutare e possono avere effetti deleteri sulla crescita e sopravvivenza delle vongole, quando l'organismo competitore è una specie aliena introdotta accidentalmente, quale appunto *Arquātula senhousia*. Si tratta di un piccolo bivalve che, al pari delle cozze, appartiene alla famiglia dei *Mytilidae*. Originario dell'Oceano Pacifico (dalle coste della Siberia a Singapore), è ormai comunemente conosciuto come "mitilo asiatico" (Fig. 4.7). Può vivere nelle zone intertidali e nelle acque basse sub-tidali; colonizza sia i substrati duri sia quelli sabbiosi, e può raggiungere una densità di diverse migliaia di individui per m². È descritta come una specie opportunistica caratterizzata da una rapida crescita e, ciò che la rende particolarmente nociva, circonda il suo guscio con una densa massa di filamenti tenaci (bisso), per fissarsi al substrato, fino a formare un nido esteso sul fondale che, sotto forma di uno spesso tappeto (matta), occupa tutta la superficie e tende a includere tutto quello che incontra (Fig. 4.8).

Sui substrati sabbiosi, queste "matte" catturano le particelle di limo in sospensione, trasformando in breve tempo il fondale da sabbioso a fangoso. Nella Sacca di Goro, questa specie invasiva è comparsa già nei primi anni '90 ed ha fin da subito dato prova della sua pericolosità negli allevamenti perché, oltre a ridurre l'ossigenazione dei fondali e ad ostacolare seriamente le operazioni di raccolta del prodotto, è in grado di "rubare" letteralmente lo spazio vitale e il cibo alle vongole, modificando in modo irreversibile le caratteristiche dell'habitat, con grave danno per le produttività.



Fig. 4.7 Esempio di *Arquātula senhousia*.
(Fonte: E. Turolla)



Fig.4.8 Substrato ricoperto da una densa colonia di mitili asiatici. (Fonte: Immagine ripresa dalla rete)

4.7 Gli eventi distrofici nella Sacca di Goro

Le crisi anossiche che colpiscono la Sacca di Goro, si generano periodicamente secondo modalità e meccanismi molto simili.

Le cause sono da ricercare nell'eccessiva crescita di macroalghe sui substrati molli e fangosi, principalmente *Ulva spp.*, ma anche *Gracilaria spp.* ed *Enteromorpha sp.* La ricca vegetazione sommersa è peraltro l'habitat ideale per un numero elevato di organismi planctonici e bentonici. Pur essendo limitate come numero di specie, queste macroalghe possono però produrre enormi quantità di biomassa (Fig. 4.9).



Fig.4.9 Proliferazione di macroalghe nella Sacca. (Fonte: immagini di E. Turolla)

In particolari condizioni, che sono poi quelle tipiche del periodo estivo, con alte temperature e scarsa circolazione e ricambio delle acque, la biomassa delle macroalghe, in primis *Ulva spp.*, è tale da innescare le crisi anossiche dovute all'esaurimento dell'ossigeno richiesto per la degradazione della loro biomassa ormai morta.

Le anossie di norma insorgono di notte, nel periodo in cui non si ha produzione di Ossigeno per fotosintesi, tutto l'Ossigeno disponibile viene così consumato. Si innesca perciò un ciclo a *feedback*: la mancanza di Ossigeno provoca la morte di altre alghe ed organismi bentonici, aumentando la quantità di biomassa in decomposizione che consuma Ossigeno ed allargando sempre di più l'area in anossia.

Nei casi particolarmente gravi si può originare il fenomeno delle "acque bianche". Si tratta di Zolfo colloidale generato dai solfobatteri in condizioni di anaerobiosi, che conferisce alle acque un colore lattiginoso e che risulta tossico non solo per le vongole. All'asfissia per mancanza di Ossigeno si aggiunge anche la tossicità dello Zolfo come causa di morte per gli organismi viventi. Le "acque bianche" tra l'altro possono diffondere nella Sacca ed andare ad inquinare e avvelenare aree della laguna che erano rimaste indenni dall'anossia.

Risulta evidente quale può essere l'impatto di una crisi distrofica sull'intero ecosistema lagunare e sulla sua biodiversità. Il danno ambientale si traduce in danno economico perché le morie colpiscono anche e soprattutto gli allevamenti (Fig. 4.10).



Fig. 4.10 Effetti delle anossie sul prodotto (Fonte: immagini riprese dalla rete)

Sotto questo aspetto, il relatore fornisce dati molto concreti per quantificare l'entità del danno che negli anni recenti hanno subito gli allevamenti di Vongola verace (Fig. 4.11).

Gli anni 2008 e 2011 sono stati anni disastrosi per le perdite di prodotto dovute ad eventi distrofici. Si calcola che la percentuale di mortalità abbia raggiunto valori del 30%, corrispondenti a circa 4000 e 6000 ton nei due anni rispettivamente, di mancata produzione. Negli anni successivi, fino al 2015 compreso, il fenomeno si è sempre ripresentato, pur con minore intensità, con percentuali di mortalità inferiori comunque al 10%.

Il 2016 e il 2017 sono state infine annate indenni dal fenomeno, probabilmente grazie anche all'avvio di interventi di sistemazione idraulica della laguna che nel frattempo erano stati intrapresi proprio per dare una risposta urgente e trovare soluzioni efficaci rispetto al pericolo rappresentato dalle distrofie.

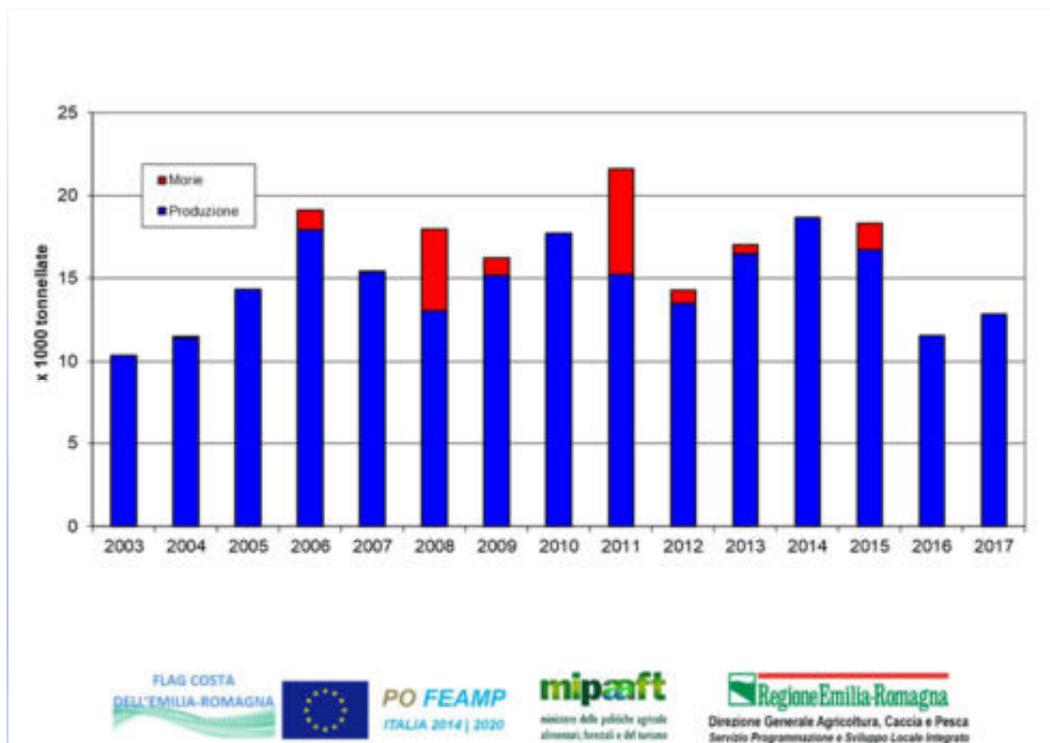


Fig. 4.11 Incidenza delle morie dovute a crisi distrofiche, in termini di mancata produzione per anno (Fonte E. Turolla)

4.8 Gli interventi di miglioramento idraulico e il Progetto LIFE AGREE

Tutto il territorio del Delta del Po è in continua evoluzione idro-geologica, con conseguenze sulle attività produttive che non sempre risultano favorevoli. Il cambiamento più evidente è rappresentato da una riduzione dell'idrodinamismo nelle zone di allevamento, che comporta sempre una perdita di produttività.

La ricerca di una soluzione definitiva che metta al riparo gli allevamenti dal danno delle anossie e al tempo stesso sia in grado di garantire la conservazione di habitat e specie Natura 2000 di una laguna deltizia nel delta del Po, deve per forza di cose tendere al governo idraulico complessivo di tutta la Sacca, ad una gestione che sfrutta, invece di contrastare, il dinamismo della laguna ed il costante deposito sedimentario.

Nel giugno 2014, prendeva l'avvio il Progetto LIFE 13¹², cofinanziato al 50% dall'UE e presentato dalla Provincia di Ferrara congiuntamente al Corpo Forestale dello Stato, all'Ente di Gestione per i Parchi e la Biodiversità – Delta del Po, all'Università di Ferrara, alle Organizzazioni dei Produttori di Goro e di Gorino (sostituite dal Consorzio Sacca di Goro). Al progetto, in qualità di cofinanziatore, partecipa anche il Comune di Goro.

In sostanza il progetto rappresenta un esempio di applicazione dei principi della ICZM (*Integrated Coastal Zone Management*) alla conservazione di habitat e specie in siti Natura 2000, con un elemento di innovazione che riguarda l'adattamento ai processi naturali di dinamica del delta, rappresentato dalla realizzazione di una struttura sommersa per indirizzare la crescita della freccia dello scanno in direzione più meridionale, evitando così l'occlusione del principale canale sublagunare, che garantisce i flussi, in ingresso e in uscita dalla Sacca, con il mare aperto.

La realizzazione di una nuova chiavica (Conca di Navigazione; Fig. 4.12), sull'argine che separa la Sacca stessa dal Po di Goro, nei pressi di Gorino, contribuirà a regolare gli scambi idrici fra le acque dolci del Po di Goro e quelle salmastre della Sacca e a favorire, anche con l'utilizzo di pompe meccaniche, una maggiore dinamicità idraulica nell'area più orientale della laguna. Il nuovo manufatto va a sostituire il vecchio impianto insufficiente e ormai non più funzionale, perché totalmente ostruito.

¹² Il progetto LIFE AGREE – *coAstal laGoon long teRm managEmEnt* (LIFE13 NAT/IT/000115), è stato approvato dalla Commissione Europea nell'ambito del programma LIFE+. La convenzione di sovvenzione tra la Provincia di Ferrara, beneficiario incaricato del coordinamento, e la Commissione europea è stata sottoscritta il 5 giugno 2014. Il progetto decorre dal 1° giugno 2014 al 30 aprile 2019.



Fig. 4.12 La Conca di navigazione di Gorino, che mette in comunicazione il Po di Goro con la laguna: lavori di installazione delle pompe. (Fonte: Galleria Fotografica – Progetto LIFE AGREE)

Altre azioni concrete completano il progetto con attività già sperimentate, come il dragaggio di canali sublagunari per migliorarne la funzionalità. Il materiale di dragaggio inoltre andrà ad ampliare le superficie utili per la nidificazione dell'avifauna. Saranno realizzati circa 3 ha di aree idonee alla nidificazione di specie protette, *Charadrius alexandrinus* (Fratino), *Sterna albifrons* (Fratricello) ed *Haematopus ostralegus* (Beccaccia di mare), con conseguente incremento delle coppie nidificanti (Fig.4.13). Per queste tre specie, di cui le prime due inserite nell'Allegato 1 della Dir 2009/147/CE¹³ (specie target), l'obiettivo di progetto è la realizzazione, protezione e vigilanza di aree per la nidificazione.

Un'ultima considerazione riguarda un risultato non direttamente legato agli obiettivi generali del progetto, ma non per questo meno importante: è la Convenzione con le due Organizzazioni di Produttori (OP), presenti in laguna, che partecipano e finanziano direttamente il progetto insieme agli Enti Pubblici con competenza in materia. Attraverso questa convenzione tutta l'attrezzatura e la strumentazione acquistata con fondi di progetto e utilizzata dalle OP durante la fase operativa, rimarrà in carico alle stesse anche a progetto ultimato, contribuendo in tal modo al perseguimento degli obiettivi conservazionistici nella Sacca di Goro.



Fig.4.13 Nell'ordine, da sinistra a destra: *Charadrius alexandrinus* (Fratino), *Sterna albifrons* (Fratricello) ed *Haematopus ostralegus* (Beccaccia di mare). (Fonte: immagini riprese dalla rete)

¹³ Direttiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 30 novembre 2009 concernente la conservazione degli uccelli selvatici. Per le specie elencate nell'Allegato 1, sono previste misure speciali di conservazione per quanto riguarda l'habitat, per garantire la sopravvivenza e la riproduzione di dette specie nella loro area di distribuzione.

Bibliografia

Rete natura 2000 – SIC/ZPS IT4060005 Sacca di Goro, Po di Goro, Valle Dindona, Foce del Po di Volano. *Piano di gestione*. Gennaio 2018.

(<https://ambiente.regione.emilia-romagna.it/it/parchi-natura2000/rete-natura-2000/siti/it4060005>)

Progetto LIFE AGREE - <https://lifeagree.eu/>

Cap. 5. Variazioni dello stato trofico ed ecologico della laguna di Venezia

Relatore: Adriano Sfriso - Università Ca' Foscari, Venezia

5.1 Introduzione

Quello che segue è il resoconto della comunicazione che il Prof. Sfriso ha tenuto presso il CRM di Cesenatico nell'incontro del 15/03/2019. La sua presentazione sulla laguna di Venezia (Fig.5.1), è ricca di dati e documentazione tecnica e scientifica a supporto. L'analisi ripercorre le vicende (ormai possiamo definirle "storiche": dagli anni '50-'60, fino ai nostri giorni), che hanno contribuito in varia misura a modificare e a trasformare l'ambiente della laguna di Venezia. Vengono descritti e valutati i diversi scenari ambientali, strettamente legati alle attività economiche, che si sono alternati nel tempo, sottolineando l'impatto inaccettabile che l'eccessivo sfruttamento delle risorse lagunari aveva determinato. Il caso della laguna di Venezia è però anche l'esempio di come un ambiente fortemente degradato può, in tempi relativamente brevi, risollevarsi e tendere verso quelle condizioni di "naturalità", che sono richieste, e fortemente auspiccate per tutti i corpi idrici, dall'attuale ordinamento legislativo nazionale e comunitario.

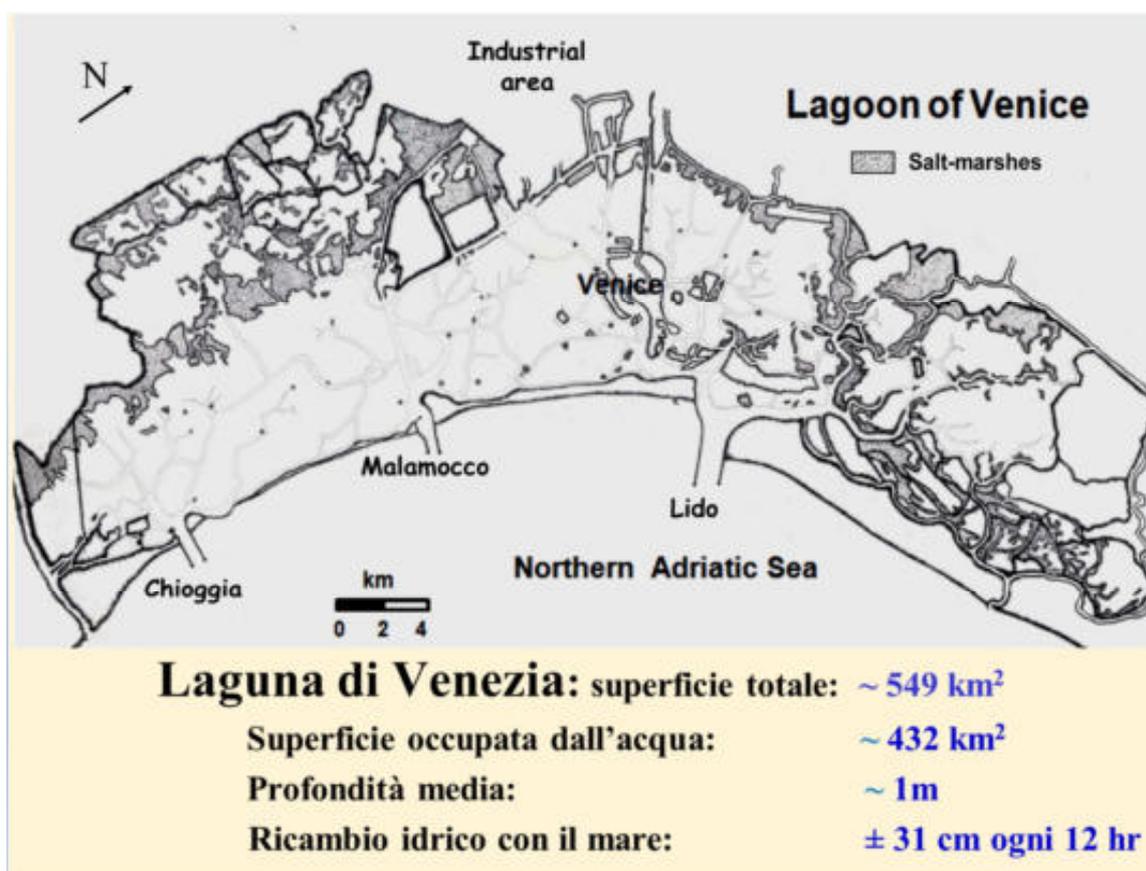


Fig.5.1 Mappa della Laguna di Venezia e dati funzionali essenziali. (Fonte: Sfriso *et al.*, 2005a)

5.2 Le vicende "storiche"

5.2.1 Lo sviluppo industriale

Negli anni '50 -'60 del secolo scorso, gli anni del "boom" economico, si assiste ad una vera e propria "esplosione" industriale favorita dallo Sviluppo del Polo petrolchimico, che interessa tutta l'area di Marghera. Viene scavato il Canale Malamocco-Marghera (1961-69), per consentire l'ingresso in laguna delle grandi petroliere e il loro attracco direttamente ai pontili delle raffinerie.

La presenza del polo petrolchimico e la realizzazione del Canale Petroli, determinano profondi cambiamenti in laguna che si manifestano per tutto il decennio '60 -'70, generati dallo stravolgimento idrodinamico provocato dalle nuove opere e dall'aumento intollerabile del livello di inquinamento e di trofia della parte centrale della laguna.

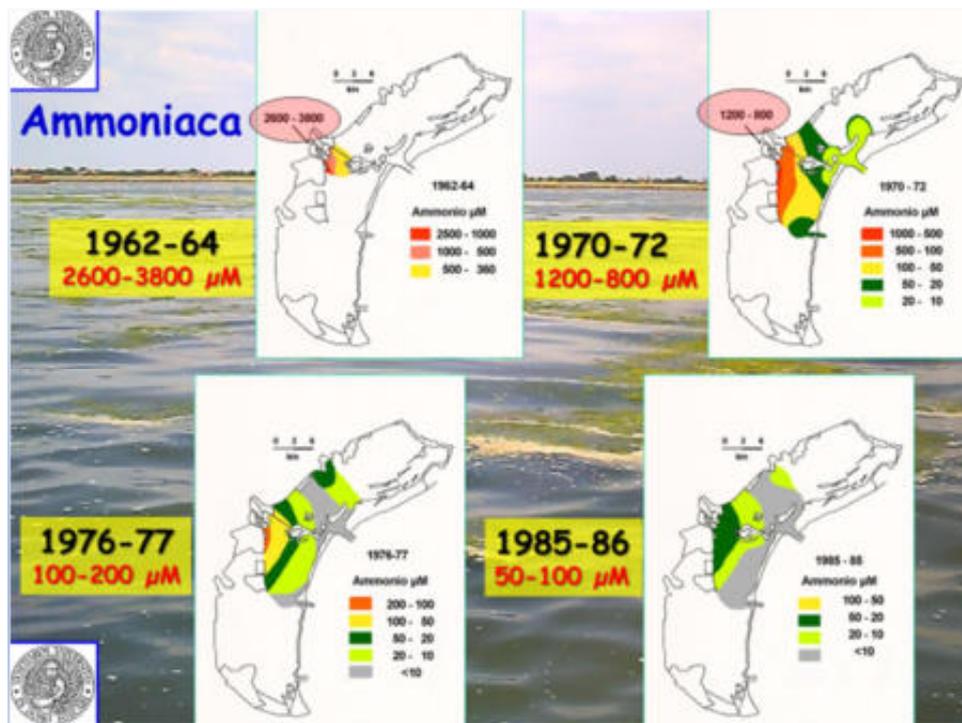


Fig.5.2 Evoluzione dei livelli di inquinamento da ammoniaca nella parte centrale della laguna di Venezia. (Fonte: Cossu & de Fraja Frangipane, 1985)

Per avere un'idea dei livelli raggiunti possiamo seguire, in figura 5.2, l'andamento delle concentrazioni dell'ammoniaca rilevate nella parte centrale della laguna. Rammentando che l'ammoniaca incomincia a manifestare la sua tossicità per la fauna ittica a valori di pH anche debolmente alcalini ($\text{pH} \geq 8$), osserviamo che per tutti gli anni '60, fino a metà degli anni '70, le concentrazioni rilevate nell'area direttamente a ridosso della zona industriale di Marghera, sono paragonabili a quelle tipiche di acque nere non trattate ed è facile immaginare l'impatto e le condizioni proibitive per la vita acquatica determinate dagli scarichi civili e industriali che recapitano in quell'area.

Negli anni successivi le concentrazioni di ammoniaca nelle acque subiscono un notevole ridimensionamento, fino a giungere nel biennio 1985-86 a valori $< 100 \mu\text{mol L}^{-1}$ davanti alla zona industriale, ma sicuramente $< 10 \mu\text{mol L}^{-1}$ in gran parte della laguna centrale. Il calo dell'ammoniaca è verosimilmente da collegare al progressivo declino delle attività industriali e agli interventi di risanamento e disinquinamento che nel frattempo erano stati avviati.

5.2.2 Le macroalghe e il degrado della laguna

Gli anni '70-'80 sono testimoni del massimo degrado che colpisce l'ambiente lagunare, caratterizzato da imponenti bloom di macroalghe, soprattutto di *Ulva spp.* che trae vantaggio dalla grande quantità di Fosforo ed azoto disponibili nelle acque. Queste frequenti fioriture coprono

estese superficie lagunari e innescano acute crisi distrofiche, con conseguenti anossie, in molte aree della laguna.

La prima mappatura della distribuzione della biomassa delle macroalghe che ricopriva i bassifondali della laguna risale all'estate del 1980 (Fig. 5.3). I dati necessari erano stati raccolti nell'ambito di campagne di campionamento e misura che avevano comportato un totale di circa 2500 rilevamenti. Nella figura, le due linee tratteggiate individuano i tre sottobacini per i quali sono state calcolate le quantità di biomassa complessive e i valori unitari, espressi nella mappa come kg m^{-2} di peso fresco. La biomassa era rappresentata per lo più da poche specie dominanti essenzialmente appartenenti ai generi *Ulva*, *Gracilaria*, *Valonia*, *Chaetomorpha*, *Enteromorpha* e *Cladofora*, e in qualche caso raggiungeva punte di $30\text{-}40 \text{ kg m}^{-2}$, in peso fresco.

Globalmente le macroalghe ricoprivano una superficie di $\sim 200 \text{ km}^2$, per una quantità totale di $\sim 840 \text{ kton}$ in peso fresco e circa la metà di queste ricopriva il bacino centrale. Le produzioni netta e lorda su base annuale, calcolate utilizzando rapporti di produzione di biomassa ottenuti con misure dirette, effettuate in numerose stazioni lagunari, erano di ~ 2900 e $\sim 18.500 \text{ kton}$ (Ufficio di Piano, 2008).

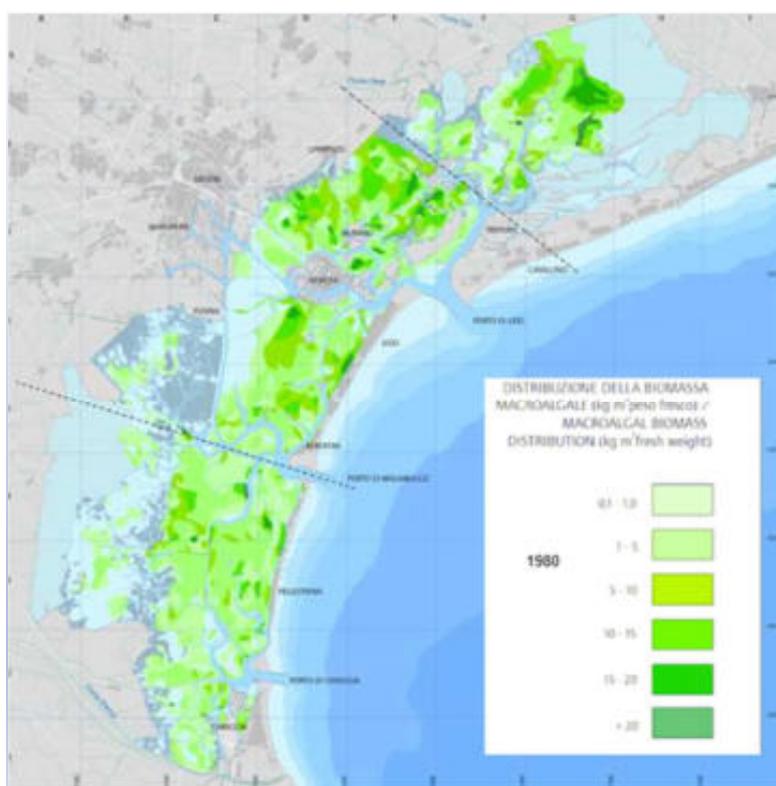


Fig. 5.3 Laguna di Venezia - Distribuzione delle macroalghe nel 1980. (Fonte: Atlante della laguna, 2006)

Nel 1987, 1993, 1998 sono state effettuate altre mappature di biomassa, ma nel solo bacino centrale. La massima diffusione si è avuta nel 1987 ed *Ulva* spp. era la specie assolutamente dominante. Successivamente, nel 1990-91, la diffusione delle macroalghe iniziava un rapido declino e nel 1998 la biomassa e le produzioni annuali netta e lorda, erano ormai ridotte all'1,6, 2,9 e 2,4% rispettivamente, di quelle rilevate nel 1987 (Tab. 5.1).

Anno	Biomassa [kton in peso umido]	Produzione Netta [kton in peso umido]	Produzione Lorda [kton in peso umido]
1980	422	1371	8816
1987	558	1502	9720
1993	85	377	2182
1998	8,7	44	29
Rapporto 1998/1987	1,6%	2,9%	2,4%

Tab. 5.1 Biomassa e produzione di macroalghe in laguna centrale nel 1980, 1987, 1993, 1998. (Fonte: Atlante della laguna, 2006)

5.2.3 La vongola verace filippina

Verso la metà degli anni '90, si è testimoni di un altro fenomeno, per il quale il relatore utilizza di nuovo il termine “esplosione”: lo sviluppo della pesca incontrollata di vongole filippine. Per tutto il decennio successivo (1995-2005), questa attività raggiunge un livello tale da soppiantare tutte le altre forme di pesca tradizionale in laguna.

La vongola verace filippina, *Ruditapes philippinarum* Adams & Reeve, 1850, è stata introdotta per la prima volta in Italia, nel 1983, nell'ambito di alcuni allevamenti sperimentali creati in laguna di Venezia dal Consorzio per lo Sviluppo della Pesca e dell'Acquacoltura del Veneto (CoSPAV), allo scopo di valutare la possibilità di diversificare il settore produttivo della molluschicoltura fino ad allora limitato alla mitilicoltura.

Rispetto alla vongola verace nostrana (*Ruditapes decussatus* Linnaeus, 1758), la nuova specie, di origine indo-pacifica, si distingue per la sua tolleranza ad ampie variazioni di temperatura e salinità, in grado di adattarsi ad una maggior varietà di substrati, ma soprattutto perché è dotata di un tasso di crescita ben più elevato.

Nel giro di pochi anni, si sono formati in laguna estesi banchi naturali di questo bivalve che determinavano l'avvio delle attività di pesca e dello sfruttamento commerciale su larga scala.

Dal 1995 al 2000, le produzioni di vongola verace raggiungono valori elevatissimi, di circa 35.000 40.000 ton anno⁻¹ (Fig. 5.4), fino a coprire il 70% della quota nazionale. Dopo il 2000, la produzione diminuisce, attestandosi intorno a 20-25.000 ton anno⁻¹, per poi subire, dal 2008 in avanti, un'ulteriore contrazione fino agli attuali valori intorno a 2500 ton anno⁻¹ (dato del 2017).

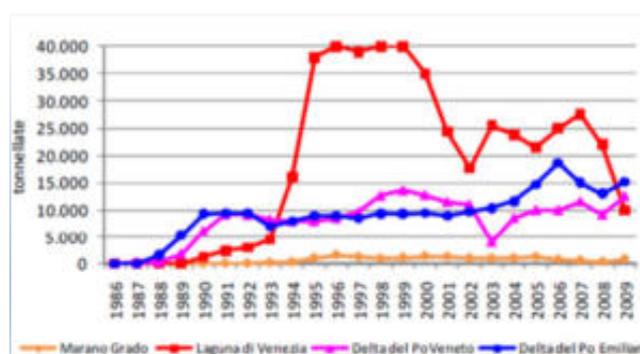


Fig. 5.4 Produzione di vongole filippine in Alto Adriatico. (Fonte: Veneto Agricoltura, 2013)

Le ragioni di questo declino sono da mettere in relazione, da un lato al sovrasfruttamento della risorsa che ha avuto come conseguenza l'impossibilità di reperire seme selvatico a sufficienza per garantire la continuità dei cicli biologici, ma soprattutto, dall'altro lato, alle difficoltà di gestione dell'intero comparto che, a differenza di quanto avveniva in altre aree lagunari (Delta del Po veneto, Sacca di Goro), non è stato capace di governare il passaggio dalle attività di "pesca" e "cattura" a quelle di "allevamento" vero e proprio.

Venendo alle conseguenze provocate sull'ambiente lagunare dalla vongola filippina, osserviamo che nell'arco di poco più di un decennio, la raccolta delle vongole ha determinato impatti che ad oggi sono da annoverare tra le maggiori cause di degrado dell'ambiente lagunare. Tanto per fare un esempio, nelle aree in concessione per la raccolta delle vongole, tutta la vegetazione sommersa veniva eradicata, con riduzione e/o perdita definitiva di estese superficie di "prateria". L'aumento della torbidità contribuiva poi ad un'ulteriore riduzione degli areali occupati dalle fanerogame marine.

Tutti i metodi di pesca della vongola sono infatti basati sul medesimo principio: penetrare nel sedimento con attrezzi di varia natura per estrarre il bivalve infossato. Il passaggio della "rusca", l'attrezzo da pesca comunemente usato, provoca l'eliminazione totale o parziale dei primi strati di sedimento mettendo lo strato anossico profondo, direttamente a contatto con la colonna d'acqua sovrastante (Badino *et al.*, 2004).

La frazione di sedimento risospesa veicola una gran quantità di composti organici e inorganici, tra cui organo-clorurati e metalli pesanti e determina un significativo incremento delle concentrazioni di azoto totale, carbonio totale e organico disciolti in acqua. La modificazione strutturale e funzionale delle caratteristiche del sedimento ha portato poi ad un'alterazione, semplificazione e impoverimento delle comunità bentoniche dei fondali.

L'impatto sui fondali è stato enorme: la risospensione dei sedimenti causata dagli attrezzi da pesca ha avuto come conseguenza la definitiva perdita a mare di imponenti quantità di frazione fine del sedimento, attraverso le bocche di porto. Una stima approssimata relativa al periodo 1995-2000 ha valutato queste perdite in circa 1,8 milioni di ton di materiale secco all'anno per la sola laguna centrale. La quantità di sedimento complessivamente movimentata, era valutata in circa 88 milioni di ton di materiale secco, determinando un'accelerazione e generalizzazione del processo di affossamento e livellamento dei fondali, con perdita della funzionalità idraulica del bacino lagunare, per altro già in atto dovuta ad altre cause (Sfriso *et al.*, 2005a; Sfriso *et al.*, 2005b).

L'aumento del carico sospeso, sedimentando sulle foglie delle fanerogame acquatiche e sui talli delle macroalghe e diminuendo la penetrazione della radiazione solare in profondità, ha contribuito a limitare l'accrescimento dei produttori primari, con effetti sulla produzione primaria e quindi sul funzionamento dell'intero ecosistema lagunare.

Innumerevoli sono stati gli studi che mettevano in guardia sui danni ambientali derivanti dalla raccolta di *Ruditapes philippinarum* al di fuori di ogni controllo e quindi sull'incompatibilità di questo tipo di pesca, qualora non soggetto a regolamentazione e gestione, con le esigenze di salvaguardia della laguna (Pranovi *et al.*, 2001; Giovanardi *et al.*, 2002; Pranovi *et al.*, 2003).

Al riguardo, per chi fosse interessato ad approfondire questi argomenti, si rimanda al "*Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della provincia di Venezia*", (Provincia di Venezia – Assessorato alla Pesca. Giugno 2014). Questo documento tra l'altro critica severamente e dimostra l'inadeguatezza e il fallimento del concetto di *maximum sustainable yield* (rendimento massimo

sostenibile), applicato alla gestione delle risorse alieutiche in generale e allo sfruttamento di popolazioni ed ecosistemi naturali.

5.2.4 I tempi recenti

Le grandi navi in Laguna

A partire dalla seconda metà degli anni 2000 si registra un forte incremento del commercio e del turismo di massa via mare. È il periodo delle grandi navi da crociera che raggiungono il porto di Venezia percorrendo il canale della Giudecca.

Quello delle navi da crociera che entrano in laguna è un annoso problema per Venezia. Tra il 1997 e il 2018 il porto della città lagunare ha accolto oltre 31 milioni di passeggeri. Il picco del traffico crocieristico in laguna è stato nel 2013, con 1,8 milioni di passeggeri (Autorità Portuale di Venezia, 2013; 2017). Si tratta di un business importante: si calcola che il mercato del turismo crocieristico a Venezia valga oltre 280 milioni di euro.

In attesa che questo traffico venga vietato, o comunque limitato e regolamentato, nella città lagunare sono anche nati comitati e associazioni che si oppongono al passaggio delle grandi navi a Venezia e che denunciano i pericoli per l'ambiente e i rischi inaccettabili di incidente¹⁴.

Il recupero ambientale e l'avvio del monitoraggio ecologico

Nonostante tutto, dopo il 2010, incominciano a manifestarsi chiari segnali di miglioramento, da ascrivere alla graduale riduzione degli impatti antropici e al progressivo ed effettivo recupero ambientale dell'ecosistema lagunare. Questo recupero va di pari passo con il lungo e faticoso iter relativo all'applicazione del decreto 152/2006, che recepisce la Direttiva Quadro sulle Acque (Dir. 2000/60/CE, WFD).

L'obiettivo stabilito dalla WFD, da raggiungere e/o da mantenere, non è più il limite di concentrazione imperativo fissato dal precedente decreto Ronchi-Costa¹⁵ per le sostanze dannose per l'ambiente, ma diventa lo stato ecologico "buono", quello stato che poco si allontana dalle Condizioni di Riferimento, da quelle condizioni cioè che sono tipiche di un ambiente naturale, pristino, non ancora o solo marginalmente impattato dalle attività antropiche.

Il bacino meridionale della laguna di Venezia rientrava nella lista dei siti scelti dall'Italia, su cui sperimentare metodi e criteri di classificazione dello stato ecologico, da intercalibrare con gli altri Paesi Membri dell'eco-regione mediterranea. Una volta portato a termine il lungo processo di intercalibrazione richiesto dalla Commissione Europea, poteva iniziare il monitoraggio degli Elementi di Qualità Biologica (EQB), che caratterizzano la laguna, avendo a disposizione strumenti nuovi, e validati in sede europea, per dare una misura certa e sicura al recupero in atto nella laguna.

I segnali di recupero ambientale da parte della laguna, forniscono slancio ed incentivo per cercare di accelerare, per quanto possibile, questo ritorno verso le condizioni di "naturalità". Con il contributo

¹⁴ Incidente che si è verificato puntualmente la mattina di domenica 2 giugno 2019. Una grande nave da crociera, la Opera MSC, ha urtato un battello turistico nel canale della Giudecca, mentre era in fase di attracco. L'incidente sarebbe stato causato dalla rottura di un cavo di acciaio utilizzato da due rimorchiatori per frenare la nave che, a causa di un'avaria al motore, si stava avvicinando troppo alla banchina. L'incidente avrebbe potuto risolversi in una tragedia, ma a parte qualche contuso, per fortuna non ci sono state vittime. (N.d.R.)

¹⁵ Decreto del Ministro dell'Ambiente (Ronchi), di concerto con il Ministro dei Lavori Pubblici (Costa): *Requisiti di qualità delle acque e caratteristiche degli impianti di depurazione per la tutela della laguna di Venezia*. (GU Serie Generale n.140 del 18-06-1998).

dello strumento finanziario LIFE dell'Unione Europea, prendono infatti avvio due importanti progetti:

- LIFE12 NAT/IT/000331-SeResto. Data inizio: 01/01/2014 - Data fine: 30/04/2018.
- LIFE12 NAT/IT/000663-REFRESH. Data inizio: 01/09/2017 - Data fine: 31/08/2022.

Entrambi i progetti hanno come fine ultimo quello di contribuire agli obiettivi di conservazione previsti dalla direttiva “Habitat” (Dir. 92/43/CEE) e al raggiungimento del buono stato ecologico dell'ambiente lagunare (Dir. 2000/60 CE WFD).

Il progetto LIFE 12 “SeResto”

Questo progetto, che aveva come coordinatore il Prof. Sfriso, si proponeva di innescare un processo di ricolonizzazione delle praterie di fanerogame acquatiche nella Laguna Superiore di Venezia (Sito di Importanza Comunitaria-SIC IT3250031), tramite il trapianto di fanerogame sommerse (soprattutto *Zostera marina* e *Zostera noltei* - Fig. 5.5), in siti di piccole dimensioni diffusi in tutta l'area. Il progetto intendeva ripristinare e consolidare gli habitat acquatici caratteristici della laguna e sostenere la naturale espansione delle praterie nelle aree circostanti. I risultati del progetto sono stati divulgati utilizzando diversi strumenti di comunicazione (Sito web¹⁶, Facebook, ecc.) in modo da raggiungere sia il pubblico indifferenziato che quello tecnico/scientifico. Venivano organizzati seminari universitari, presentazioni e visite guidate, con l'obiettivo di coinvolgere direttamente il pubblico anche nelle operazioni di trapianto dei rizomi. I trapianti erano infatti effettuati in massima parte da pescatori locali (associati al partner di progetto “Laguna Venexiana”), appositamente formati nell'ambito del progetto stesso. Un altro importante e non secondario obiettivo progettuale era stato così conseguito: sensibilizzare la popolazione e gli *stakeholder* locali sulla necessità di conservazione dell'ambiente lagunare.



Fig. 5.5 Progetto LIFE “SEagrass RESTOration” (SeResto). Trapianto di fanerogame per il ripristino della prateria. (Fonte: Progetto SeResto, Life12 NAT/IT/000331)

¹⁶ <http://www.lifeseresto.eu>

Il progetto LIFE 12 “REFRESH”

In termini operativi, il progetto REFRESH prevede l'immissione di acqua dolce dal Fiume Sile alla Laguna di Venezia, per ripristinare il gradiente salino, ricreare l'habitat a canneto, migliorare l'ambiente lagunare e la sua biodiversità. Intende cioè ripristinare gli ambienti oligo-mesoalini di tipo estuarino, così da contrastare l'impoverimento della comunità macrobentonica e ittica verificatasi nel corso degli anni, in cui le specie salmastre sono state sostituite da quelle marine. Grazie allo sviluppo e alla funzione fitodepurativa del canneto, verrà ridotto il grado di eutrofizzazione delle acque, favorendo la presenza di specie sensibili e di piante acquatiche di elevata valenza ecologica.

Il progetto REFRESH è coordinato dall'ISPRA e vede la partecipazione di numerosi partner, pubblici e privati, tra cui, oltre all'ISPRA, la Regione del Veneto, il Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche (OO.PP), l'Università Ca' Foscari di Venezia e la società Ipros Ingegneria Ambientale S.r.l.

Si rimanda al sito web del progetto¹⁷ per ogni ulteriore dettaglio.

5.3 Il quadro normativo ambientale e le leggi “speciali” per Venezia

L'inversione di tendenza che inizia a partire dal 2010, deve essere necessariamente ricondotta al complesso contesto legislativo e normativo che ha avuto come riferimento la città di Venezia e la sua laguna.

L'art. 1 della legge 16 aprile 1973, n. 171 “Interventi per la salvaguardia di Venezia”, così recita al primo capoverso: “La salvaguardia di Venezia e della sua laguna è dichiarata problema di preminente interesse nazionale”. È la prima “legge speciale” per Venezia che, a seguito anche dei danni provocati dall'alluvione del novembre 1966, tentava di affrontare in maniera organica le diverse problematiche legate alla salvaguardia della città lagunare, ponendole come obiettivo di interesse nazionale.

Vengono stanziati fondi assegnati alla Regione del Veneto che hanno consentito di avviare le prime azioni concrete di disinquinamento e risanamento della Laguna. Si tratta di una legge importante perché, se da un lato anticipa i contenuti e lo spirito della legge nazionale n. 319/76 (Legge Merli), dall'altro lato individua tutti i soggetti attuatori coinvolti (Regione, Amministrazioni Comunali, Consorzi di Bonifica, Aziende dei Servizi Idrici Integrati, ecc.), fissandone le competenze e il ruolo in termini di pianificazione, programmazione, gestione, monitoraggio, finanziario e ambientale, degli interventi volti al disinquinamento della laguna e del suo Bacino Scolante.

Il passaggio dalla legislazione speciale sul controllo degli scarichi (legge 171/1973), al perseguimento di obiettivi di qualità per tutto il corpo idrico, avviene con il decreto interministeriale “Ronchi-Costa”, del 23 aprile 1998 (Cfr. nota 14).

Anche questo decreto ha di fatto anticipato la successiva normativa nazionale (Dlgs 152/99 “Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento...”), che recepisce anche le direttive comunitarie 91/271 “Aree Sensibili” e 91/676 “Direttiva Nitrati”. Il decreto Ronchi-Costa fa esplicito riferimento ai “requisiti di qualità delle acque” che devono essere garantiti al fine di “assicurare la protezione della vita acquatica e gli usi legittimi” della laguna. Questi requisiti sono espressi in termini di concentrazione-limite ammissibile, non più negli scarichi, ma nelle acque stesse della laguna e nei corsi d'acqua del suo Bacino Scolante. Per quasi tutte le 70 sostanze

¹⁷ <http://www.lifelagoonrefresh.eu>

giudicate critiche per l'ecosistema, veniva stabilito un limite "imperativo" da raggiungere immediatamente con i dispositivi attuativi previsti dalla legge e un valore "guida" verso cui indirizzare i piani di disinquinamento della laguna.

La conseguenza immediata dell'applicazione del decreto Ronchi-Costa fu che, per la prima volta, il monitoraggio della laguna diventava un obbligo istituzionale: il monitoraggio è lo strumento unico ed insostituibile per verificare che gli obiettivi di legge siano raggiunti in un tempo ragionevole e che i risultati attesi, di qualità ambientale complessiva dell'ecosistema lagunare, siano conseguiti.

Le attività di monitoraggio iniziavano nel 1999 e venivano affidate alla Regione per il Bacino Scolante, e al Magistrato alle Acque, affiancato successivamente dal Consorzio Venezia Nuova, per la laguna.

Nel settembre 2008 veniva redatto, a cura dell'Ufficio di Piano¹⁸, il documento: "Attività di salvaguardia di Venezia e della sua laguna: lo stato ecologico della laguna", Rapporto Tematico. Questo rapporto, basato sulle relazioni e sui dati del monitoraggio e delle ricerche allora disponibili, eseguite dagli Enti e dalle Istituzioni locali e nazionali (Magistrato, APAT-ISPRA, ARPAV, CNR, Università Ca' Foscari, Università di Padova, ICRAM, ecc.), forniva una sintesi generale dello stato chimico ed ecologico della laguna e, ove possibile, descriveva l'evoluzione della situazione nel tempo.

I nuovi orientamenti comunitari in campo ambientale si muovono anch'essi in questa direzione, nello stabilire cioè che gli obiettivi di qualità da raggiungere, siano definiti "in funzione della capacità dei corpi idrici di mantenere i processi naturali di autodepurazione e di supportare comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate".

Nel 2000 viene emanata la *Water Framework Directive* (Dir. 2000/60/CE, WFD). La direttiva privilegia la componente biotica dell'ecosistema, gli altri parametri idrologici, fisici e chimici, diventano elementi a supporto, che aiutano e giustificano il giudizio che verrà espresso sulla qualità ecologica del corpo idrico.

Il decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, "Norme in materia ambientale", con cui l'Italia recepisce la WFD, sostituisce e riunisce tutta la normativa preesistente sulla protezione dell'ambiente. Si è già accennato alle difficoltà iniziali incontrate nell'applicazione del decreto, in attesa che fossero chiariti, con altrettanti decreti applicativi, i termini per tre passi intermedi fondamentali: a) la tipizzazione dei corpi idrici (DM 16 giugno 2008, n.131), b) i criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici (DM 14 aprile 2009), c) i criteri di classificazione (DM 8 novembre 2010).

A conclusione dell'iter legislativo, poteva finalmente mettersi in moto la complessa operazione che doveva portare alla piena applicazione del decreto 152/2006, attraverso il coinvolgimento della Comunità scientifica nazionale e il contributo di tutte le istituzioni, MATTM, ISPRA, Regioni, ARPA, CNR, Università, ecc.

Riassumiamo in breve la diverse fasi operative di questo percorso.

- Elementi di Qualità Biologica (EQB). Per ogni categoria di corpo idrico sono definiti gli EQB che caratterizzano il sistema. Per le acque di transizione dell'eco-regione

¹⁸ L'Ufficio di Piano, istituito con apposito decreto (DPCM del 13 febbraio 2004) e insediato presso il MAV, aveva principalmente il compito di procedere alla verifica del Piano Generale degli Interventi per Venezia, di valutare i fabbisogni finanziari per la realizzazione e il completamento delle opere previste, di verificare l'adeguatezza di tutti i Piani d'intervento delle Amministrazioni competenti rispetto agli obiettivi fissati dalla legislazione speciale per Venezia.

- mediterranea (inclusa la laguna di Venezia), gli EQB individuati sono i seguenti: a) Fitoplancton, b) Comunità bentoniche, c) Macroalghe e Angiosperme, d) Fauna Ittica.
- Criteri di Classificazione. Si organizzano gruppi di lavoro composti da ricercatori dell'ISPRA, delle Università, del CNR, delle ARPA, ecc., e si procede alla definizione dei criteri di classificazione dello stato ecologico per ciascun EQB, adottando adeguati indici (i.e. le metriche con cui misurare lo scostamento dalle Condizioni di Riferimento), e fissando i corrispondenti limiti di classe.
 - Intercalibrazione dei metodi e criteri. La gestione delle procedure di intercalibrazione è affidata all'ISPRA, che coordina e organizza i lavori del G.d.L. internazionale *IC Coastal and Transitional waters*. Si dà così avvio al processo previsto dalla WFD per intercalibrare le metriche adottate dai Paesi Membri appartenenti all'eco-regione mediterranea, con lo scopo precipuo di verificare che il risultato della classificazione, in particolare il limite di classe tra lo stato sufficiente e lo stato buono, sia valido e condiviso da tutti.

Soltanto nel 2016 il difficile e impegnativo processo di intercalibrazione poteva dirsi ultimato per tutti gli EQB, con la pubblicazione dei metodi approvati per la definizione del buono stato ecologico, su apposite "Decisioni della Commissione", e con l'armonizzazione dei criteri di calcolo dei Rapporti di Qualità Ecologica (RQE), mediante scale quantitative comparabili fra tutti i Paesi Membri.

Possiamo chiudere questo argomento con una osservazione che merita di essere rimarcata: il decreto 152/2006: "Norme in materia ambientale", riguarda l'intero territorio nazionale, non è una nuova "legge speciale" per Venezia e la sua laguna. I criteri, i metodi, gli indici adottati per classificare lo stato ecologico dell'ambiente lagunare di Venezia, sono gli stessi utilizzati per tutte le acque di transizione della Penisola. Anche questo è un segno dei tempi nuovi.

5.4 Lo stato trofico

5.4.1 La colonna d'acqua

L'analisi dei dati pregressi di nutrienti, disponibili a partire dagli anni '60, consente di tracciare l'evoluzione trofica del sistema "laguna", alla luce degli scenari che si sono alternati negli anni. L'incremento degli scarichi, urbani e industriali, l'impiego eccessivo dei fertilizzanti agricoli nel Bacino Scolante, le crisi anossiche provocate dalla proliferazione macroalgale del periodo 1987-1992 e il massivo rilascio di nutrienti dai sedimenti che ne conseguiva, avevano portato il sistema ad uno stato di trofia elevatissimo.

Nel periodo immediatamente successivo, dal 1993 al 2000, in concomitanza con la regressione dei fenomeni distrofici, si assiste ad una notevole diminuzione dei livelli trofici, come rappresentato in figura 5.6. Questa figura, tratta dal già citato "Rapporto tematico: lo stato ecologico della laguna" dell'Ufficio di Piano, descrive in modo evidente il calo esponenziale che hanno subito il Fosforo solubile, come ortofosfato, e l'Ammoniaca. La figura registra anche le diverse tappe legislative che hanno contraddistinto il periodo, la limitazione dei fosfati nei detersivi e le varie "leggi speciali" per Venezia, fino al Decreto Ronchi-Costa, per dimostrare gli effetti delle norme per il controllo dei nutrienti e gli esiti degli interventi di risanamento nel frattempo avviati in applicazione delle suddette leggi.

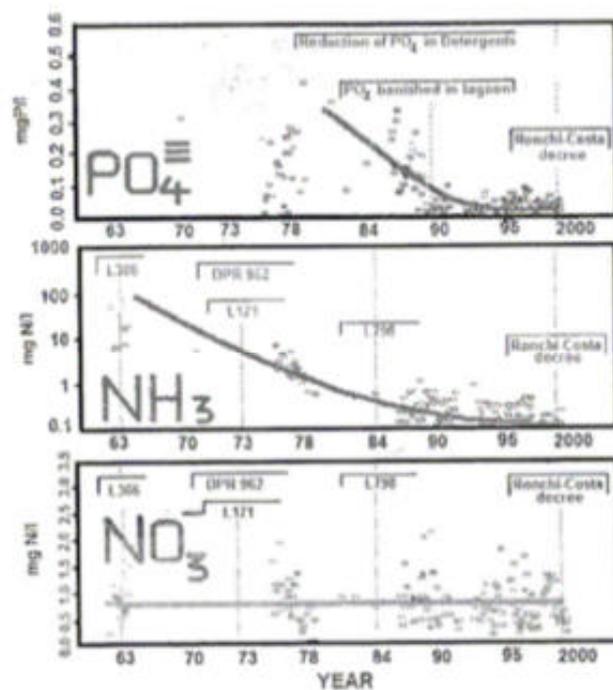


Fig. 5.6 Concentrazioni di PO_4 , NH_3 , NO_3 in laguna di Venezia, dalla metà degli anni '60, fino al 2000. (Fonte: Zirino, 2005)

Il monitoraggio prescritto dal decreto Ronchi-Costa rende sempre più disponibili dati e informazioni sullo stato trofico, con frequenze di campionamento che coprono l'intero arco annuale e con una estensione areale e numero di stazioni tali da consentire la mappatura dei nutrienti per l'intera laguna, con un elevato grado di dettaglio.

Per sottolineare l'ulteriore e progressivo abbassamento dei livelli trofici e rappresentare l'attuale livello trofico della laguna, il Prof. Sfriso presenta e commenta la figura 5.7, relativa al confronto tra il 2011 e il 2014.

Nel 2011, i valori medi e i rispettivi intervalli di variazione delle concentrazioni di Azoto e Fosforo solubili (Azoto Disciolto Inorganico-DIN e Fosforo Reattivo-RP), risultano ben al di sotto del corrispondente limite imperativo Ronchi-Costa, in entrambi in due momenti stagionali presi in considerazione.

Se si esaminano le rispettive mappe di distribuzione, alla scala di intera laguna, osserviamo che il superamento dei limiti si verifica soltanto in aree molto ridotte e localizzate, ma nel complesso si può concludere che gli obiettivi di qualità del decreto Ronchi Costa per i nutrienti, sono stati pienamente raggiunti.

Il confronto tra la situazione al 2011 con i dati di Azoto e Fosforo del 2014, evidenzia qualche discrepanza nei valori medi e soprattutto nei valori massimi dell'intervallo di variazione. Queste differenze possono tuttavia essere ricondotte alla normale variabilità interannuale del sistema.

Alla luce di questi risultati, si può pertanto concludere che il sistema sta gradualmente tornando verso le condizioni di trofia naturale, cioè verso quello stato di oligo-mesotrofia che è tipico di una laguna moderatamente produttiva.

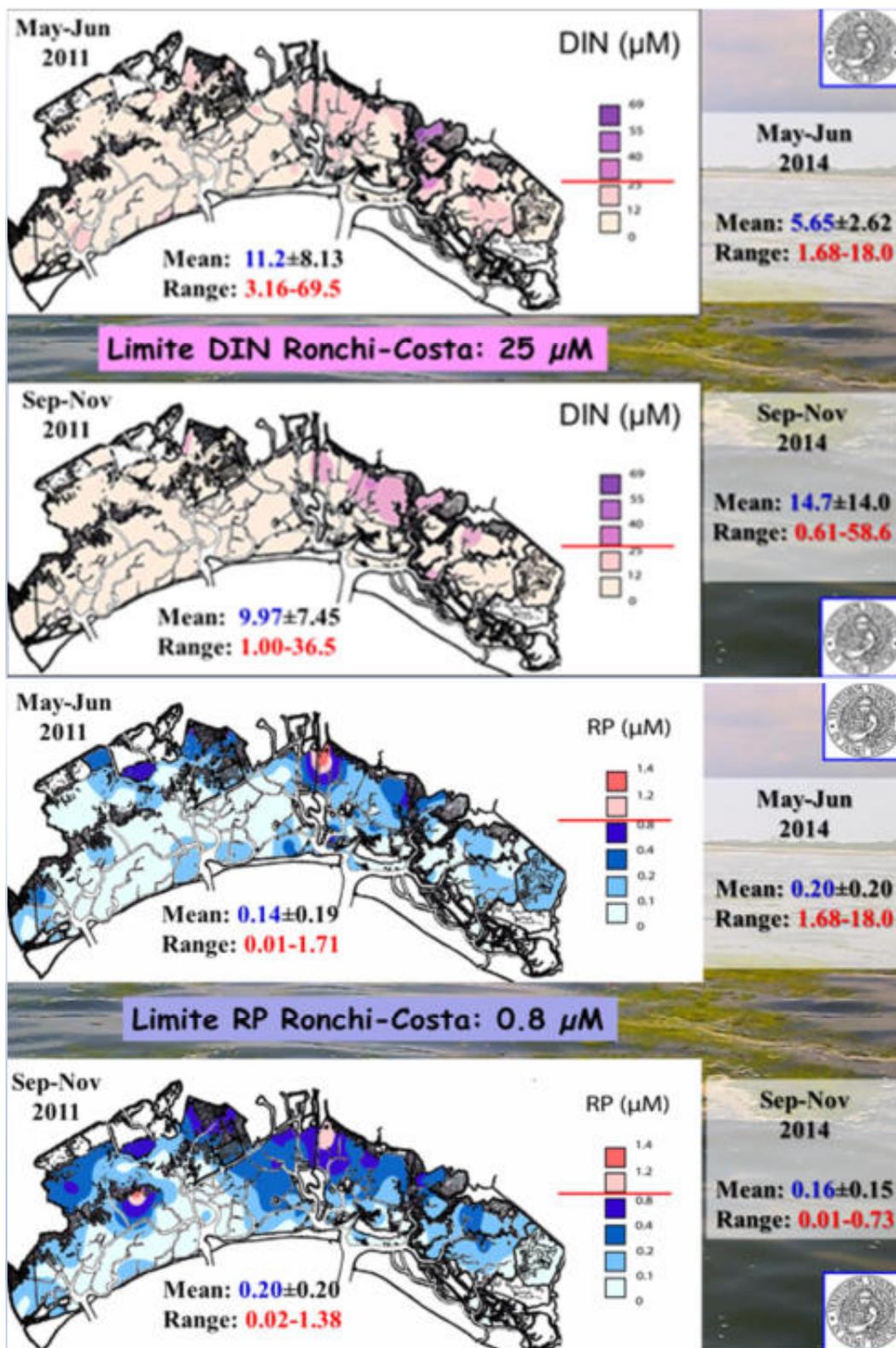


Fig.5.7 Mappa delle variazioni stagionali dei nutrienti minerali disciolti (DIN e RP), misurati in 118 stazioni e in due periodi diversi (2011 e 2014). Confronto con i limiti del decreto Ronchi-Costa. (Fonte: Sfriso *et al.*, 2019)

5.4.2 I nutrienti nel sedimento

È stato più volte ripetuto che i sedimenti conservano la “memoria” dei processi di immissione, dispersione e deposizione delle sostanze inquinanti, di origine antropica o naturale, tenendo traccia dei principali fenomeni che hanno interessato la laguna. Mediante il confronto tra monitoraggi ripetuti nel tempo si può ricostruire la dinamica e l’evoluzione dello stato di qualità dei sedimenti, in relazione al flusso di sostanze inquinanti (contaminanti organici, metalli pesanti, nutrienti, ecc.), che sono rimaste intrappolate nei sedimenti. Bisogna inoltre tenere conto dell’elevato dinamismo dei fondali lagunari, sia per cause naturali (processi di erosione/sedimentazione per effetto delle correnti, risospensione dovuta al moto ondoso e ai venti), sia soprattutto per cause antropiche (operazioni di dragaggio dei canali, attività della pesca alle vongole con i conseguenti danni procurati ai fondali).

Nel caso dei nutrienti, le serie storiche di dati disponibili consentono di seguire gli andamenti dei contenuti di Azoto totale e di Fosforo (nelle sue forme totale e organica) nei sedimenti superficiali, in alcune stazioni rappresentative della parte centrale della laguna, per il periodo 1987-2011.

La figura 5.8 è relativa alle variazioni dell’Azoto totale nei sedimenti superficiali di due stazioni della laguna centrale. Possiamo seguire nel grafico riportato sotto la tabella, l’andamento delle concentrazioni nei diversi anni considerati. Nel 2011 la concentrazione media annuale di N_{tot} rimasto nei sedimenti è quasi un quarto di quella che veniva misurata nel 1987. Lo stesso calo lo subiscono anche i corrispondenti valori massimi.

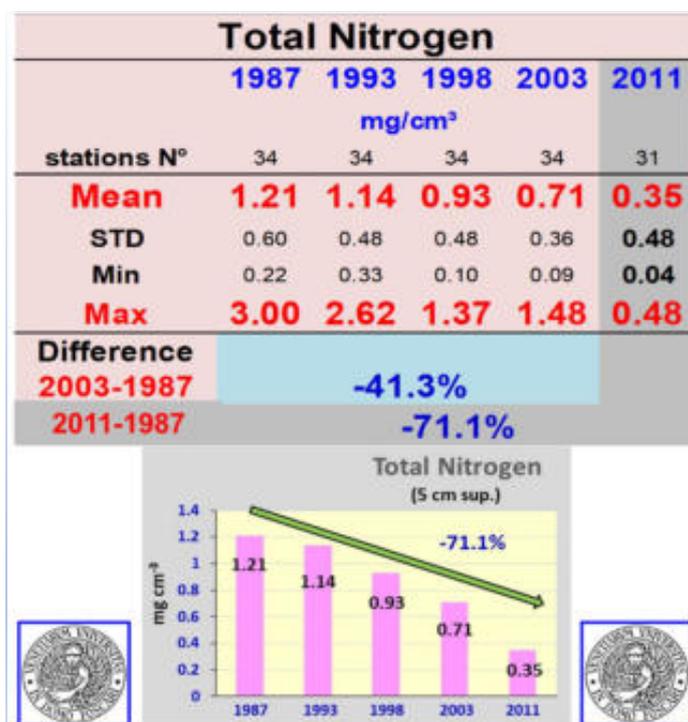


Fig. 5.8 Variazioni dell’Azoto totale nei sedimenti. Periodo: 1987-2011 (Laguna centrale). (Fonte: Sfriso *et al.*, 2019)

L’esame delle mappe di distribuzione dei contenuti di N_{tot} , riportate per i vari anni nella figura 5.9, offre la possibilità di accostare le variazioni intercorse alle vicende che hanno interessato la laguna.

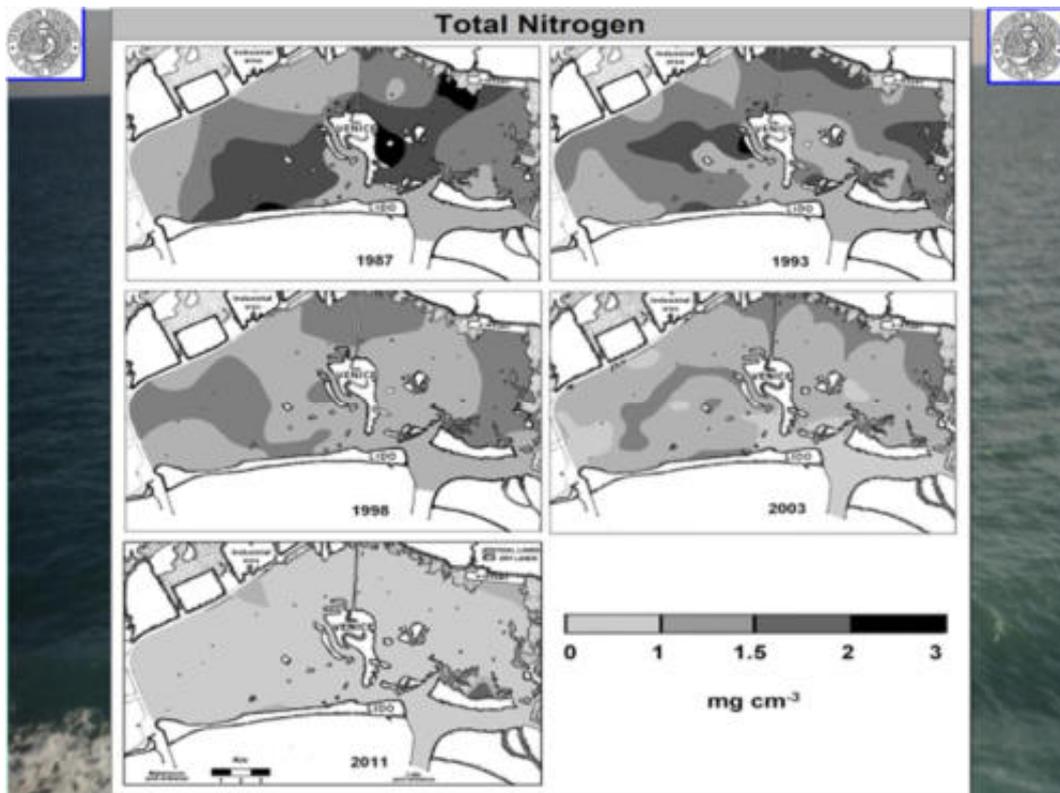


Fig.5.9 Mappe degli andamenti annuali del contenuto di Azoto totale nella laguna centrale. (Periodo 1987-2011). (Fonte: Sfriso *et al.*, 2019)

La mappa relativa al 1987 rispecchia la situazione dei sedimenti nel periodo della proliferazione delle macroalghe. I sedimenti di estese aree della laguna centrale si arricchiscono di Azoto, con valori massimi compresi tra 2 e 3 mg cm^{-3} (come N), a causa delle grandi quantità di biomassa algale in decomposizione che ricoprono i fondali. La situazione non cambia di molto anche nella mappa relativa al 1993 dove, nonostante la regressione del fenomeno macroalghe, i valori di concentrazione rimangono ancora elevati (valori di picco $> 2 \text{mg cm}^{-3}$), pur con evidente riduzione delle aree a massima concentrazione.

Le due mappe successive si riferiscono agli anni delle pesca alle vongole veraci (1998), e all'inizio del suo declino (2003). Nel giro di dieci anni, le quantità di Azoto contenuto nei sedimenti si sono praticamente dimezzate ($< 1,5 \text{mg cm}^{-3}$). Si può ipotizzare che parte dell'Azoto sia stata ceduta alla colonna d'acqua sovrastante sotto forma di NH_3 , ma è sicuramente da tenere in considerazione anche la perdita notevole di Azoto, contenuto nello strato superficiale del sedimento, asportata dall'uso indiscriminato degli attrezzi da pesca alle vongole, che ha provocato fenomeni di erosione e risospensione tali da portato alla mobilitazione e alla perdita a mare definitiva di una quota non indifferente di frazione fine del sedimento.

Infine la mappa relativa al 2011 dimostra l'uniformità delle distribuzioni di Azoto totale per tutta la laguna centrale, con valori di concentrazione che si attestano verosimilmente nell'intervallo tra 0,2-0,5 mg cm^{-3} e che possiamo ormai considerare come i valori di fondo del sistema.

A differenza dell'Azoto, il contenuto di Fosforo totale non sembra aver subito nel tempo un'apprezzabile riduzione (Fig. 5.10). Tra il 1987 e il 2003 la differenza tra le medie annuali si stabilizza intorno al -7%. Le varie vicende che si sono succedute nel corso del periodo, hanno invece avuto un evidente effetto sulla riduzione della forma organica del Fosforo, quantificabile intorno al 40-50% di abbattimento. Considerando la variazione del rapporto P organico/P totale,

osserviamo che la differenza tra i valori espressa in percento, è stata del -44,9% tra il 1987 e il 2003 e del -39,4% tra il 1987 e il 2011.

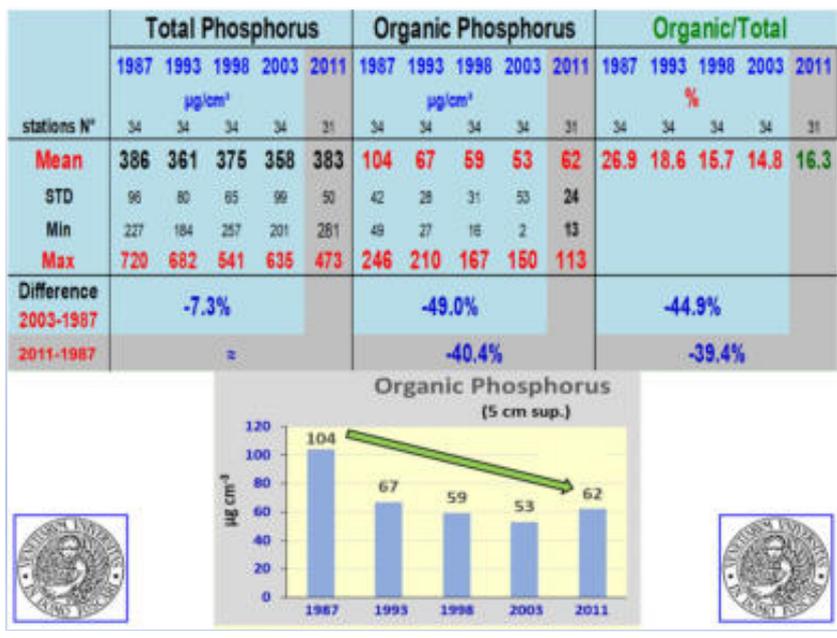


Fig. 5.10 Variazioni del Fosforo nei sedimenti. Periodo: 1987-2011 (Laguna centrale). (Fonte: Sfriso *et al.*, 2019)

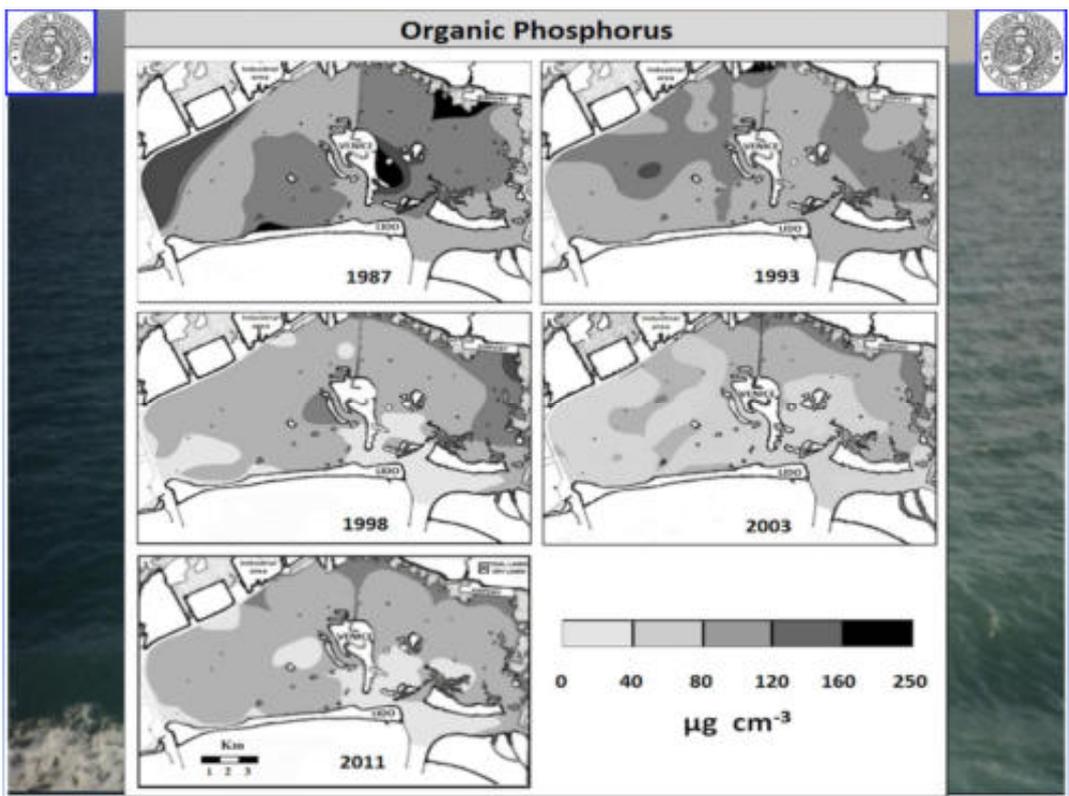


Fig. 5.11 Mappe degli andamenti annuali del contenuto di Fosforo organico nella laguna centrale. (Periodo 1987-2011). (Fonte: Sfriso *et al.*, 2019)

L'esame delle mappe riportate in figura 5.11 conferma la notevole diminuzione delle aree ad elevata concentrazione di P_{org} ($> 160 \mu\text{g cm}^{-3}$), che si è verificata tra il 1987 e il 1993, a seguito del

declino delle macroalghe. Per il resto possono valere le stesse considerazioni già espresse per il caso dell'Azoto. In particolare si deve rilevare la raggiunta uniformità spaziale delle distribuzioni di Fosforo organico nelle mappe relative al 2003 e 2011, con concentrazioni che si stabilizzano definitivamente nell'intervallo tra 40 e 80 $\mu\text{g cm}^{-3}$.

5.5 Lo stato ecologico

5.5.1 *Indice MaQI: definizione*

La ricchezza e la varietà della vegetazione sommersa in un ambiente di transizione viene solitamente considerata, anche all'occhio di un osservatore non esperto, come sintomo del buon equilibrio raggiunto dall'ecosistema lagunare. Proprio per queste ragioni, tra i vari Elementi di Qualità Biologica che caratterizzano le acque di transizione, l'EQB "Macrofite" ha assunto particolare rilevanza come indicatore ambientale, tanto che, già prima del 2010, veniva formulato e proposto un indice (*Macrophyte Quality Index*-MaQI), per poter dare un punteggio, una misura, a questo "equilibrio" (Sfriso *et al.*, 2007; Sfriso *et al.*, 2009). A seguito dell'esito positivo degli Esercizi di Intercalibrazione con analoghi indici adottati da altri Paesi Membri, nel 2013 l'indice MaQI veniva definitivamente approvato in sede europea, per la sua applicazione come strumento di classificazione dello stato ecologico per l'EQB Macrofite, tenendo conto delle disposizioni della WFD 2000/60/CE in merito alla sua rappresentatività e alla sua sensibilità alle pressioni (European Commission, 2013; Sfriso *et al.*, 2014).

Questo indice è stato messo a punto in due versioni.

La prima è la versione esperta, E-MaQI, che richiede la raccolta e classificazione del maggior numero possibile di Macrofite presenti nell'area di studio. L'indice si basa sulla determinazione delle principali associazioni di macroalghe e fanerogame marine presenti negli ambienti lagunari e assegna un punteggio ecologico ad ogni *taxon* macroalgale (0 = specie opportuniste; 1 = specie indifferenti, 2 = specie sensibili). Per il suo calcolo si utilizza la matrice a due entrate (macroalghe e fanerogame) riportata in Figura 5.12.

Per l'utilizzo dell'E-MaQI è richiesta la presenza di un numero minimo di 20 specie, in mancanza del quale il risultato non è ritenuto sufficientemente affidabile. Ai siti che presentano un numero di specie inferiore a 20 si deve applicare la versione rapida dell'Indice, R-MaQI, che è invece basata sulla dominanza, copertura e/o presenza/assenza di taxa di particolare interesse ecologico. L'indice R-MaQI può essere utilizzato anche con una presenza di macrofite in tracce.

Le figure 5.13, 5.14, 5.15 e 5.16, sono relative ad alcune delle specie macroalgali di interesse per l'applicazione del MaQI.

L'indice assegna un valore di qualità "cattivo" quando le condizioni ambientali sono proibitive e non permettono ad alcuna specie di produrre elevate biomasse. In questo caso la biomassa o è nulla, o è presente solo in tracce, con una copertura inferiore od uguale al 5%.

La qualità ricade nella classe "scarso" quando qualche specie può produrre *blooms* (fioriture) che poi spesso degenerano in condizioni distrofiche producendo estese anossie. Per ricadere in questa classe di qualità è necessario che in almeno uno dei campionamenti la copertura sia maggiore del 5%.

Il valore "sufficiente" viene assegnato solo in presenza di associazioni che presentano un certo numero di taxa di qualità elevata ($\leq 15\%$ sul totale) o quando cominciano ad apparire sporadiche popolazioni di fanerogame marine.

Infine il passaggio alle altre due classi di qualità ambientale (“buono” e “elevato”), dipende dalla percentuale numerica di specie ad elevata valenza ecologica e/o dalla presenza di fanerogame marine.

Macrophyte Quality Index (MaQI)								
	Taxa			Ecological Status (EQR)				
	Opportunistic score 0	Indifferent score 1	Sensitive score 2					
Macroalgae ⁽¹⁾	Any cover		N°	%	≥25		0.85	1
					15-25		0.65	0.75
					≤15		0.55	0.55
	Total cover ≤5%		2	0.45				
	Total cover >5%	Wet Abundance Rhodophyta > Chlorophyta		≤2	-	0.35	0.55	0.85
		Wet Abundance Chlorophyta > Rhodophyta						
	Total coverage ≤5%				1	0.15	0.55	0.65
	Absent				0			
	<i>Ruppia cirrhosa, R. maritima, Nanozostera noltii</i>		Absent		<50%	50-75%	>75%	
	<i>Zostera marina</i>		Absent		<25%	25-75%	>75%	
<i>Cymodocea nodosa</i>		Absent		<25%	≥25%			
<i>Posidonia oceanica</i>		Absent		Absent		Present		
				Taxa cover %				
				Aquatic angiosperms				

(1) The Xanthophyceae *Vaucheria* spp. should not be taken into account in the total cover

Fig. 5.12 Matrice a due entrate per il calcolo dell'Indice MaQI¹⁹. (Fonte: Sfriso, 2010a)

¹⁹ Per ogni ulteriore approfondimento sulle procedure di calcolo del MaQI, si rimanda a: Sfriso, A., 2010. *Macrophyte Quality Index (MaQI) per la valutazione dello stato ecologico dei sistemi di transizione dell'ecoregione-Mediterranea*. In: Bonometto, A., Gennaro, P., Boscolo Brusà, R. (Eds.). *Linee Guida per l'applicazione del Macrophyte Quality Index (MaQI)*. Implementazione della Direttiva (2000/60/CE). ISPRA, pp. 34.



Fig.5.13 Presenza abbondante di *Ulva spp.* tipica di ambienti a basso valore ecologico. (Fonte: Sfriso, 2010b)

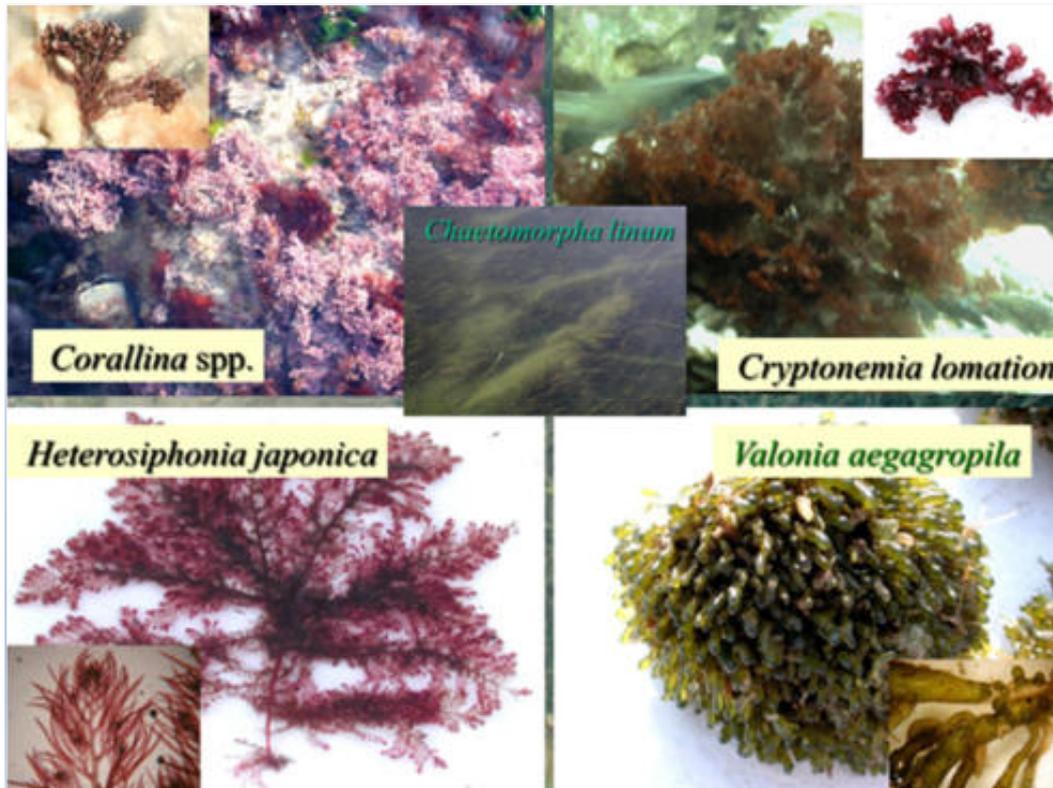


Fig. 5.14 Specie ad elevata valenza ecologica. (Fonte: Sfriso, 2010a, b)



Fig. 5.15 Specie ad elevata valenza ecologica. (Fonte: Sfriso, 2010a, b)

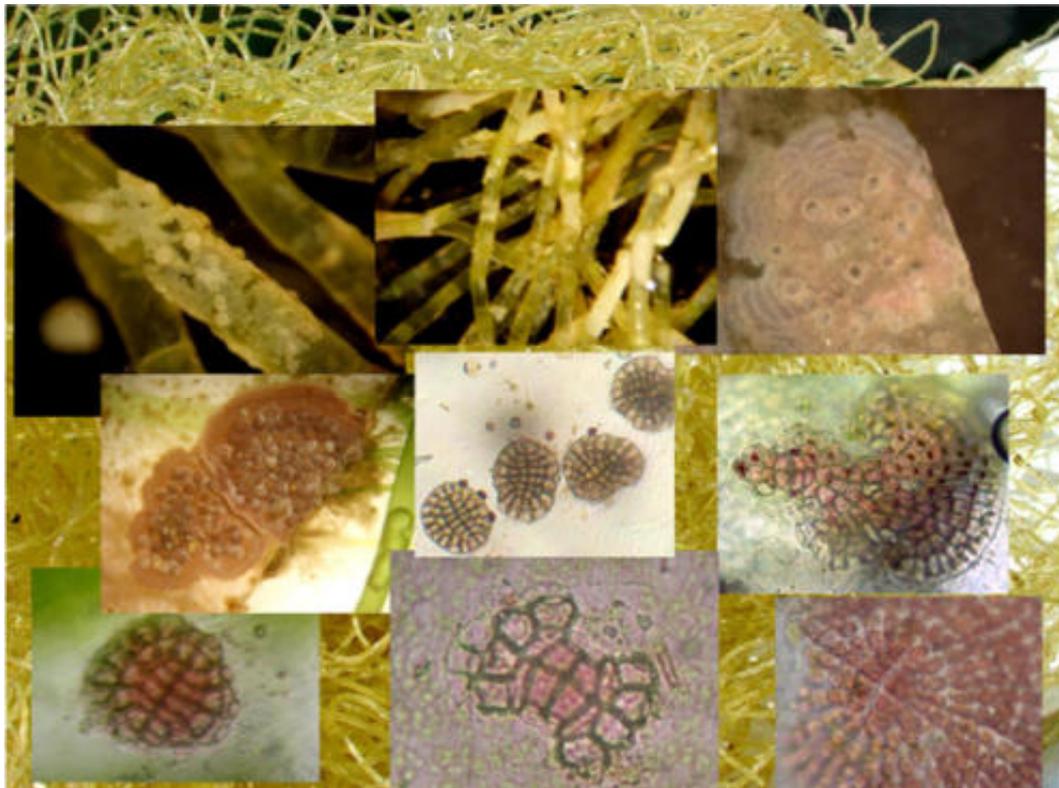


Fig. 5.16 Altre specie di qualità elevata, come le piccole epifite calcarizzate. (Fonte: Sfriso, 2010a)

5.5.2 Indice MaQI: risultati della classificazione di stato ecologico nella laguna di Venezia

Con l'impiego di questo nuovo strumento di misura, è possibile seguire nel tempo l'effetto di quel recupero ambientale che era già stato anticipato sulla base della riduzione degli impatti antropici e del miglioramento delle condizioni di trofia (matrice acqua e sedimenti). È possibile ora verificare questo effetto su una componente biotica importante dell'ecosistema lagunare, qual è l'EQB Macrofite.

Nella figura 5.17 sono riportati i risultati dell'applicazione del MaQI a tutti i corpi idrici che compongono la laguna di Venezia, nel 2011, 2014 e 2018. I valori dell'indice sono espressi sotto forma di Rapporti di Qualità Ecologica-RQE, per ottemperare alle disposizioni della WFD.

Il numero dei siti monitorati e campionati è notevole, 118 siti nel 2011, 88 nei due anni successivi (2014 e 2018). I risultati sono quindi ampiamente rappresentativi dello stato di qualità ecologica dei corpi idrici e significativi dal punto di vista statistico. Il miglioramento è dimostrato non soltanto dal numero dei salti alla classe di stato ecologico superiore, ma anche dal valore assoluto delle differenze tra il 2018 e il 2011. Due soli corpi idrici (PC4 e PNC1), non hanno corrisposto a quel recupero che invece interessa in varia misura tutto il resto dell'area lagunare, sono i corpi idrici immediatamente a ridosso dell'area industriale di Marghera e Fusina, che mantengono anche per il 2018 lo stesso valore dell'RQA che avevano nel 2011, rimanendo nello stato ecologico "scarso".

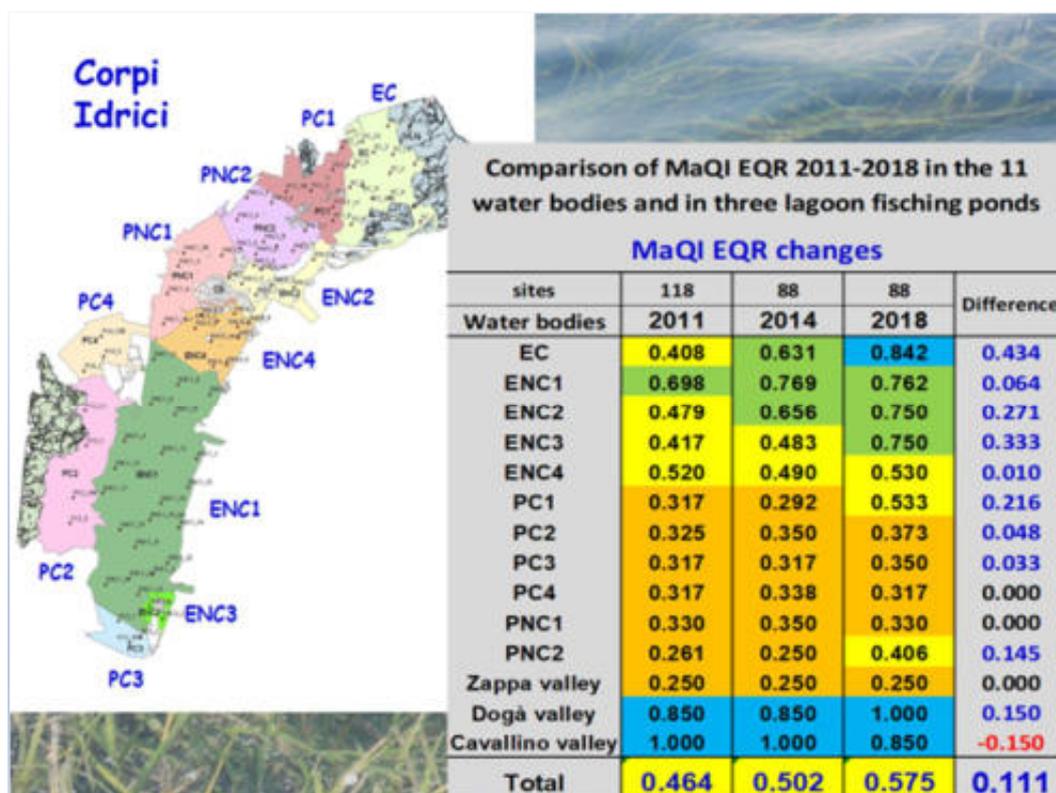


Fig. 5.17 Variazioni annuali e confronto tra i valori dell'Indice MaQI (come RQA), in 11 corpi idrici della laguna di Venezia e in tre valli da pesca. (Fonte: Sfriso, 2019)
N.B. Le classi di stato ecologico sono espresse tramite i colori convenzionali: blu: ELEVATO (RQA:0,8-1); verde: BUONO (RQA: 0,6-0,8); giallo: SUFFICIENTE (RQA: 0,4-0,6); arancio: SCARSO (RQA: 0,2-0,4); rosso: CATTIVO (RQA: 0-0,2).

5.5.3 *La ripresa della laguna e il progetto SeResto: obiettivi raggiunti*

Per descrivere e sottolineare la capacità di ripresa dell'ecosistema lagunare, il relatore, a conclusione della sua presentazione, illustra in sintesi i risultati salienti ottenuti dal progetto SeResto, che aveva tra i vari obiettivi di ripristino dell'habitat acquatico lagunare, quello principale di ricostituire la prateria sommersa di fanerogame e sostenere la sua naturale espansione nelle aree circostanti.

L'area interessata dal progetto è situata nella parte settentrionale della laguna. La figura 5.18 riporta l'ubicazione dei 35 siti dove, tra il 2014 e il 2015, sono stati effettuati i trapianti di zolle di diverse specie di angiosperme acquatiche, proseguendo poi col trapianto di singoli rizomi, per un totale di oltre 75.000, in tutta l'area dell'intervento (ca. 36,6 km²).

La risposta del sistema non si è fatta attendere, come ben rappresentato nella figura 5.19.

I risultati complessivi ottenuti a progetto ultimato, in termini di copertura massima raggiunta dalle fanerogame nelle stazioni dove era stata effettuata la piantumazione, sono riassunti nella figura 5.20 e visualizzati in figura 5.21. La vegetazione sommersa ha raggiunto il 100% di copertura in almeno 20 dei 35 siti inizialmente sottoposti alla sperimentazione. Il successo conseguito è fuori discussione: in tutta l'area interessata dal progetto SeResto, il grado di copertura finale delle praterie a fanerogame è valutabile intorno al 70% (come media delle percentuali ottenute in ciascuno dei 35 siti di sperimentazione) e a ca. 10 km² dell'area soggetta ai trapianti (figura 5.21).

Il parametro "grado di copertura", utilizzato a misura immediata degli obiettivi raggiunti, si rivela però un indicatore limitato, da solo non permette di verificare il miglioramento dell'habitat acquatico in termini di crescita della biodiversità, di varietà delle specie insediate e della loro valenza ecologica. A questo riguardo l'Indice MaQI si è dimostrato uno strumento versatile e utilissimo nel registrare la ripresa dell'ambiente lagunare nei termini testé descritti.

In soli 3-4 anni, da una situazione generale di qualità "scarsa" e solo in qualche caso "sufficiente", si è passati ad uno stato ecologico "buono" in 14 siti ed "elevato" in 12 siti, su un totale di 35 siti monitorati (Fig. 5.22).

Il progetto SeResto è stato un ottimo banco di prova per saggiare la resilienza di un ambiente lagunare compromesso e soprattutto per testare la rapidità del recupero da parte dell'EQB "Macrofite", rispetto alle migliorate condizioni ambientali.

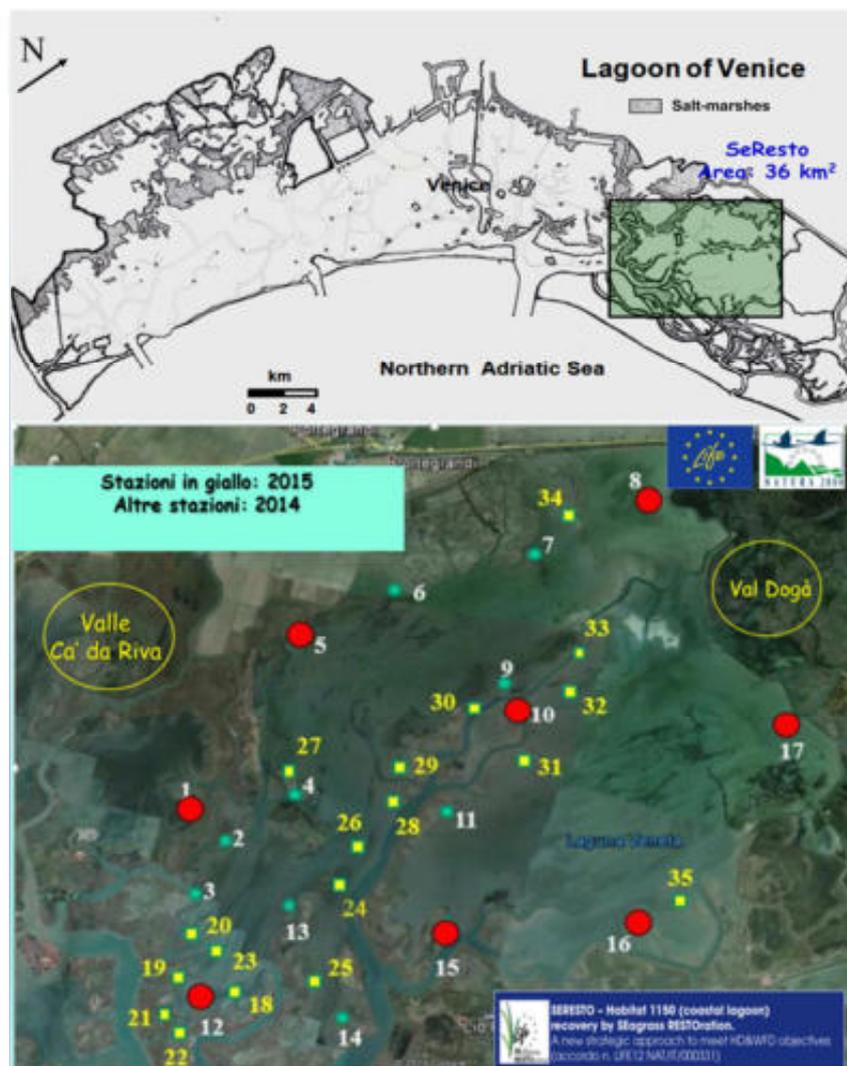


Fig.5.18 Progetto SeResto: area lagunare interessata dagli interventi e ubicazione dei siti dove è stato effettuato il trapianto dei rizomi di fanerogame marine. (Fonte: Progetto SeResto, Life12 NAT/IT/000331)

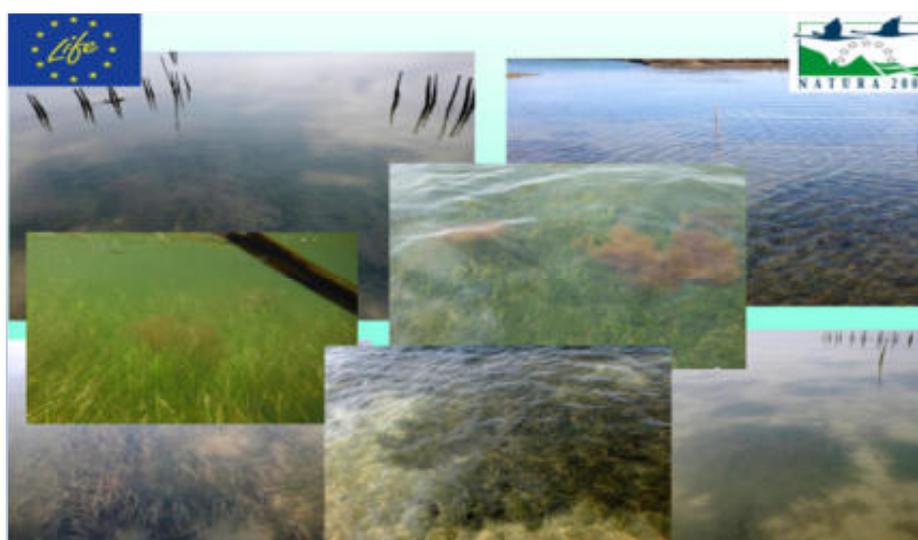


Fig. 5.19 Sviluppo della prateria in alcuni siti significativi, dopo 18-30 mesi dal trapianto. (Fonte: Progetto SeResto, Life12 NAT/IT/000331)

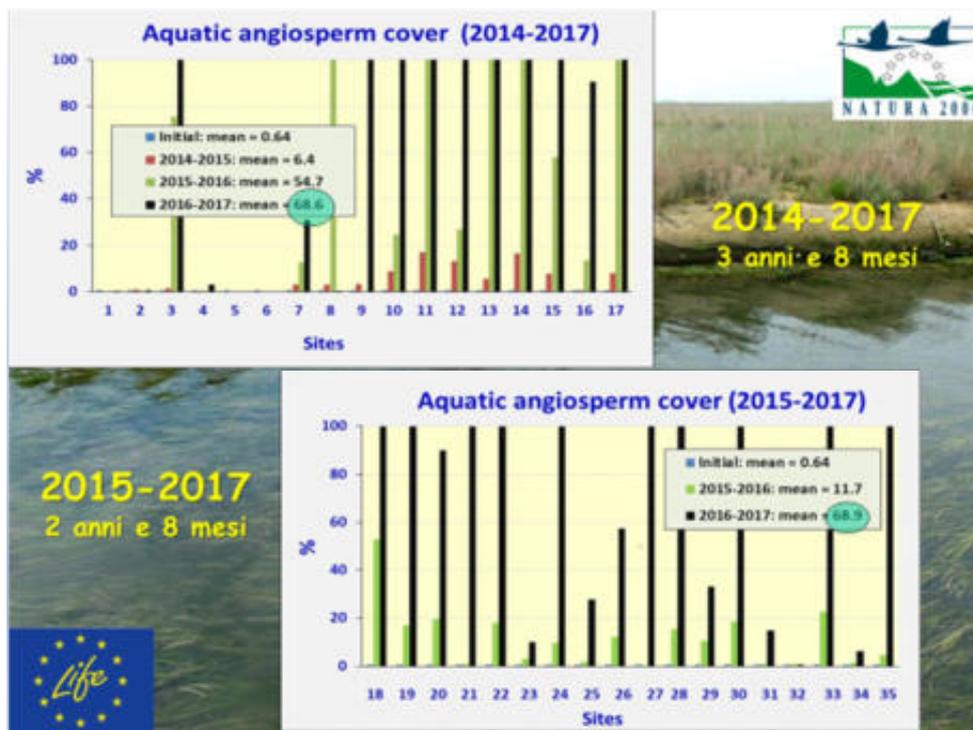


Fig. 5.20 Progetto SeResto: percentuale di copertura raggiunta dalle fanerogame dopo il trapianto. (Fonte: Progetto SeResto, Life12 NAT/IT/000331)

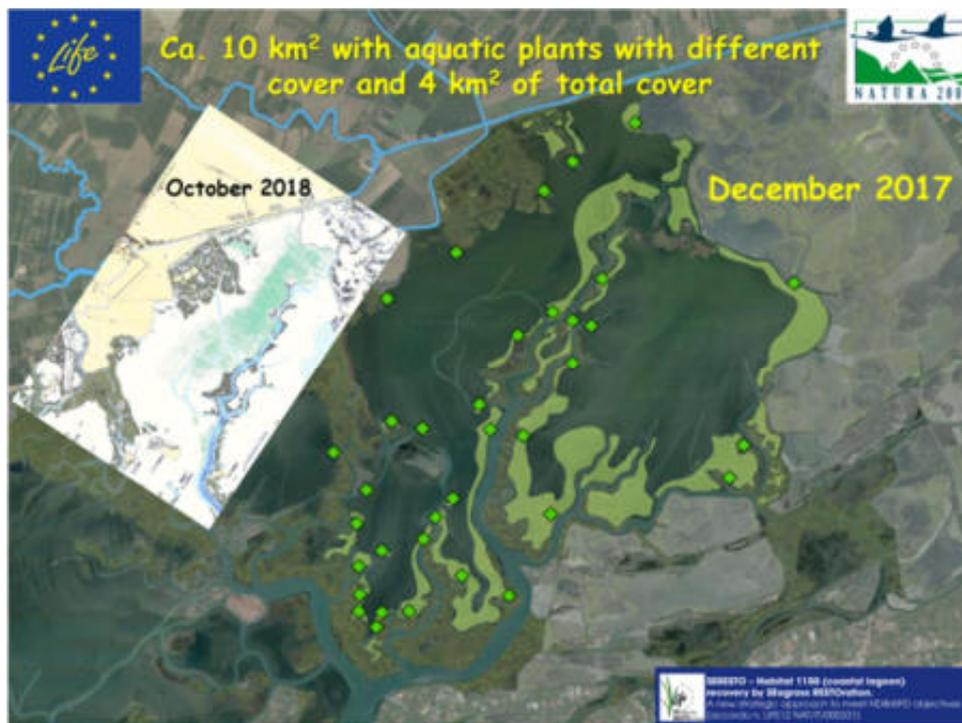


Fig. 5.21 Progetto SeResto: visualizzazione della copertura raggiunta dalle fanerogame a 3 anni e mezzo dall'inizio dei trapianti (Giugno 2014-Dicembre 2017), con aggiunta di ulteriori praterie formatesi fino ad ottobre 2018. (Fonte: Progetto SeResto, Life12 NAT/IT/000331)

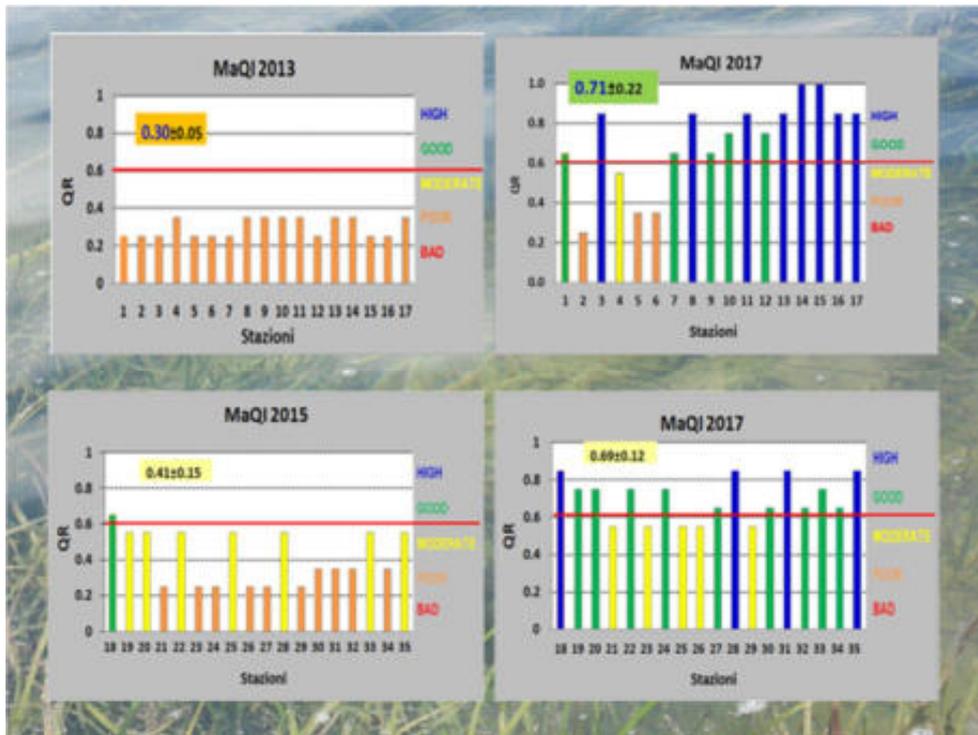


Fig. 5.22 Classificazione dello stato ecologico per l'EQB Macrofite. Confronto dei valori del MaQI ottenuti per tutte le stazioni, prima dell'avvio e a conclusione del Progetto LIFE SeResto. (Fonte: Progetto SeResto, Lif12 NAT/IT/000331)

Bibliografia

- AA.VV., 2006. Atlante della laguna: Venezia tra terra e mare. Marsilio Editori.
- Autorità Portuale di Venezia, 2013. L'impatto economico della crocieristica a Venezia. Febbraio 2013, (<https://www.port.venice.it>).
- Autorità Portuale di Venezia, 2017. Piano Operativo Triennale 2018-2020 - Porto e Territorio Documento approvato dal Comitato di Gestione. Venezia, ottobre 2017, (<https://www.port.venice.it>).
- Badino G., Bona F., Maffiotti A., Giovanardi O., Pranovi F., 2004 *Impact of mechanical clam harvesting on benthic habitat: evaluation by means of sediment profile imaging*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 14, 59-67.
- Cossu A., De Fraja-Frangipane E. 1985 Stato delle conoscenze sullo inquinamento della laguna di Venezia - Progetto Venezia, Ministero dei Lavori Pubblici, Magistrato alle Acque, Consorzio Venezia Nuova, Venezia, 4 vol.
- European Commission, 2013. Commission Decision of 20 September 2013 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise. 2013/480/EU
- Giovanardi O., Boscolo R., Casale M., Franceschini G., 2002. Studio dell'impatto della raccolta delle vongole veraci filippine (*Tapes philippinarum*) nella laguna di Venezia per una gestione razionale della risorsa e dell'ambiente. IV Piano Triennale della Pesca e dell'Acquacoltura, Ministero per le Politiche Agricole e Forestali.
- Pranovi F., Raicevich S., Da Ponte F., Boscolo R., Franceschini G., Torricelli P., Giovanardi O., 2001. *Effects of mechanical clam harvesting on bottom sediment in the Venice lagoon*. In: 36th CIESM Congress Proceedings. Multiprint, Monaco, p. 410
- Pranovi F., Libralato S., Raicevich S., Granzotto A., Pastres R., Giovanardi O., 2003. *Mechanical clam dredging in Venice lagoon: ecosystem effects evaluated with a trophic mass-balance model*. Marine Biology 143, 393-403
- Progetto Life12 NAT/IT/000331 - SeResto "*Habitat 1150* (Coastal lagoon) recovery by Seagrass RESTORation. A new strategic approach to meet HD & WFD objectives*" European Commission. www.lifeseresto.eu.
- Progetto Life16 NAT/IT/000663 - Lagoon Refresh "*Coastal lagoon habitat (1150*) and species recovery by restoring the salt gradient increasing fresh water input*" European Commission. www.lagoonrefresh.eu.
- Provincia di Venezia, 2014. Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della provincia di Venezia", Provincia di Venezia – Assessorato alla Pesca. Giugno 2014.
- Sfriso A., 2019. Accordo di collaborazione tecnico-scientifica ARPAV-Università Ca' Foscari di Venezia ai sensi dell'art. 15 L. n. 241/1990 e ss.mm.ii. nell'ambito del monitoraggio della laguna di Venezia. Progetto MO.V. Eco III. EQB: Macrofite. Rapporto conclusivo.
- Sfriso A., Buosi A., Mistri M., Munari C., Franzoi P., Sfriso A.A., 2019. *Long-term changes of the trophic status in transitional ecosystems of the northern Adriatic Sea, key parameters and*

future expectations: The lagoon of Venice as a study case. In: Mazzocchi M.G., Capotondi L., Freppaz M., Lugliè A., Campanaro A. (Eds): *Italian Long-Term Ecological Research for understanding ecosystem diversity and functioning. Case studies from aquatic, terrestrial and transitional domains.* Nature Conservation 34: 193-215.

Sfriso A., Facca C., Marcomini A, 2005b. *Sedimentation rates and erosion processes in the lagoon of Venice.* Environment International, 31: 983-992.

Sfriso A., Favaretto M., Ceoldo S., Facca C., Marcomini A, 2005a. *Organic carbon changes in the surface sediments of the Venice lagoon.* Environment International, 31: 1002-1010,

Sfriso, A., 2010a. *Macrophyte Quality Index (MaQI)* per la valutazione dello stato ecologico dei sistemi di transizione dell'ecoregione-Mediterranea. In: Bonometto, A., Gennaro, P., Boscolo Brusà, R. (Eds.). *Linee Guida per l'applicazione del Macrophyte Quality Index (MaQI). Implementazione della Direttiva (2000/60/CE).* ISPRA, pp. 34.

Sfriso, A., 2010b. *Chlorophyta multicellulari e fanerogame acquatiche. Ambienti di transizione italiani e litorali adiacenti.* I Quaderni di ARPA. ARPA Emilia-Romagna, Bologna, Odoya srl, pp. 320. ISBN 88-87854-25-1.

Sfriso, A., Facca, C., Bonometto, A., Boscolo, R., 2014. *Compliance of the Macrophyte Quality Index (MaQI) with the WFD (2000/60/EC) and ecological status assessment in transitional areas: the Venice Lagoon as study case.* Ecological Indicators, 46: 536-547.

Sfriso, A., Facca, C., Ghetti, P.F., 2007. *Rapid Quality Index, based mainly on Macrophyte Associations (RMaQI), to assess the ecological status of the transitional environments.* Chemistry and Ecology, 23 (6): 1-11.

Sfriso, A., Facca, C., Ghetti, P.F., 2009. *Validation of the Macrophyte Quality Index (MaQI) set up to assess the ecological status of Italian marine transitional environments.* Hydrobiologia, 617: 117-141.

Ufficio di Piano, 2008. *Attività di salvaguardia di Venezia e della sua laguna: lo stato ecologico della laguna, Rapporto Tematico.*

Veneto Agricoltura, 2013). *La venericoltura veneta 2013.* www.venetoagricoltura.org

Zirino A. (2005). *The monitoring programme in the Venice lagoon: striving toward a comprehensive knowledge of the lagoon ecosystem.* In: Fletcher C.A., Spencer T. eds.: *Flooding and environmental challenges for Venice and its lagoon: state of knowledge.* Cambridge University Press.

Sezione D. La Molluschicoltura e la Pesca in Adriatico

Cap. 6. La Molluschicoltura nell'Alto Adriatico. Sviluppo e tendenze

Relatore: Giuseppe Prioli - Consorzio Mitilicoltori Emilia-Romagna

6.1 Introduzione

La comunicazione del Dr. Prioli, presentata al CRM di Cesenatico nel corso dell'incontro del 21/11/2018, riguarda l'importante settore della molluschicoltura in Alto Adriatico. Il relatore entra subito in argomento, fornendo i "numeri" della mitilicoltura in Italia ed in Emilia-Romagna. L'importanza economica del settore è determinata sia dalle produzioni complessive, sia dal numero di imprese e di addetti coinvolti. Dopo aver descritto le tecniche di allevamento, evidenziando l'esperienza acquisita e le innovazioni tecnologiche adottate, Prioli si sofferma sulle prospettive future della mitilicoltura e richiama la necessità di una diversificazione non solo delle produzioni, ma anche dei redditi delle imprese, con attività complementari legate al settore turistico-ricreativo e ai servizi rivolti alla qualificazione ambientale, sia a terra che in mare.

6.2 Il settore della Mitilicoltura in Italia ed in Emilia-Romagna

La pratica di maricoltura maggiormente rappresentata lungo il litorale dell'Emilia-Romagna è certamente l'allevamento dei mitili (*Mytilus galloprovincialis*), condotto perlopiù su impianti a filari o *long-line*. In Emilia-Romagna, così come a livello nazionale, l'allevamento dei mitili ha avuto uno sviluppo repentino a partire dalla seconda metà degli anni 80 del secolo scorso, con l'avvento di tecniche nuove che hanno reso possibile l'insediamento off-shore degli impianti. Questo processo è stato naturalmente favorito dalle caratteristiche idrologiche e ambientali presenti nelle acque della fascia costiera dell'Emilia-Romagna, da sempre considerate naturalmente ricche di nutrimento, grazie all'apporto del Po e dei corsi d'acqua minori, che favoriscono lo sviluppo del fitoplancton, cibo preferito dei molluschi bivalvi filtratori quali i mitili.

Mitili	IMPIANTI		2016	
	N°	% nazionale	t	% nazionale
Emilia Romagna	29	12%	21.601	34%
Veneto	28	11%	14.087	22%
Puglia	59	24%	10.000	16%
Friuli Venezia Giulia	24	10%	5.021	8%
Sardegna	39	16%	4.100	7%
Liguria	1	0%	2.682	4%
Campania	36	15%	2.000	3%
Marche	15	6%	1.860	3%
Abruzzo	5	2%	547	1%
Molise	2	1%	460	1%
Sicilia	3	1%	288	0%
Lazio	4	2%	190	0%
TOTALE	245	100%	62.837	100%

Vongole filippine 2016			
Regione	Impianti	Produzione (t)	%
Emilia Romagna	87	13,400	44,6
Veneto	65	15,599	51,9
Friuli V. Giulia	2	1,054	3,5
TOTALE	154	30.053	100,0

Vongole veraci 2016			
Regione	Impianti	Produzione (t)	%
Sicilia	2	93,65	86,0
Sardegna	8	15,22	14,0
TOTALE	6	108,87	100,0

Tab. 6.1 Produzione nazionale di mitili e di vongole veraci (*Ruditapes decussata*) e filippine (*Ruditapes philippinarum*) ripartita per regione - 2016 (fonte: MIPAAF - AMA).

Prendendo come riferimento l'anno 2016, osserviamo che l'Emilia-Romagna occupa il primo posto della classifica per le produzioni di mitili, con 21.600 ton anno⁻¹, corrispondenti al 34% dell'intera produzione nazionale (Tab. 6.1). Nella tabella sono riportati anche i dati relativi alle produzioni di

produzione dell'intero settore è cresciuta perché è migliorata l'efficienza e la resa per unità di superficie, senza la necessità di estendere ulteriormente l'area complessivamente adibita all'allevamento dei mitili, che peraltro dopo il 2000 mostra un tasso di crescita quasi trascurabile, di poche decine di nuovi Ha anno⁻¹.

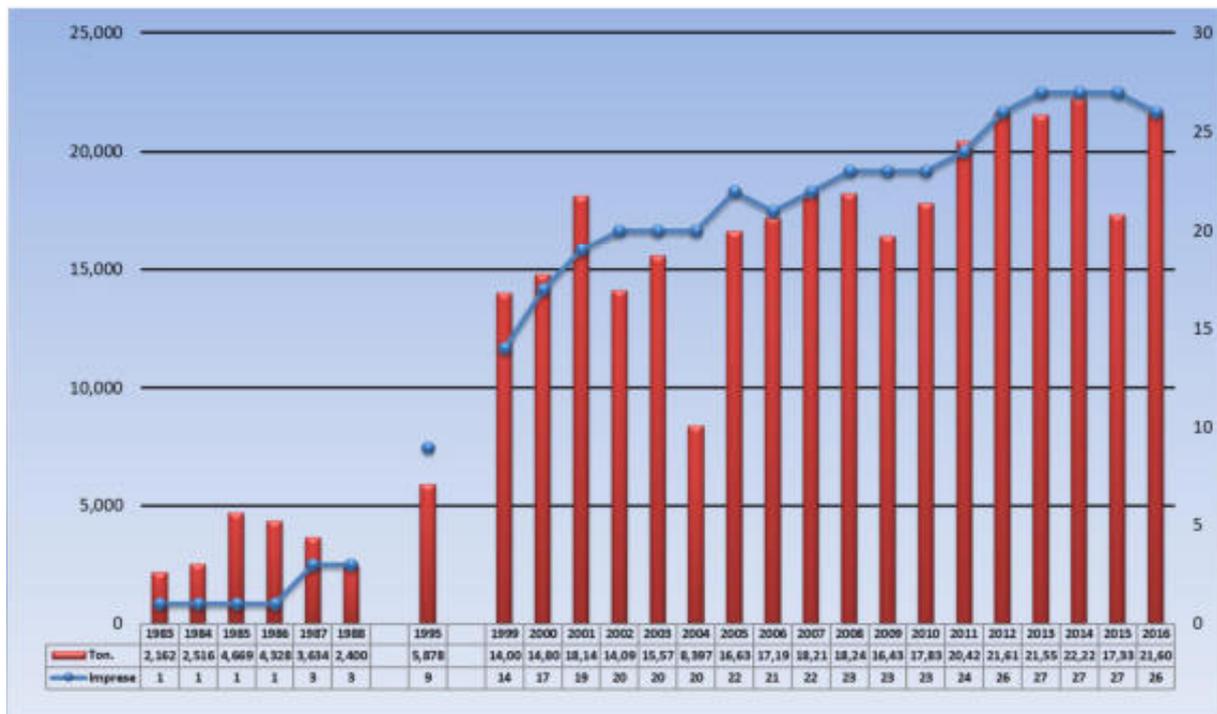


Fig. 6.2 Andamento della produzione di mitili in Emilia-Romagna. (Fonte: G. Prioli)

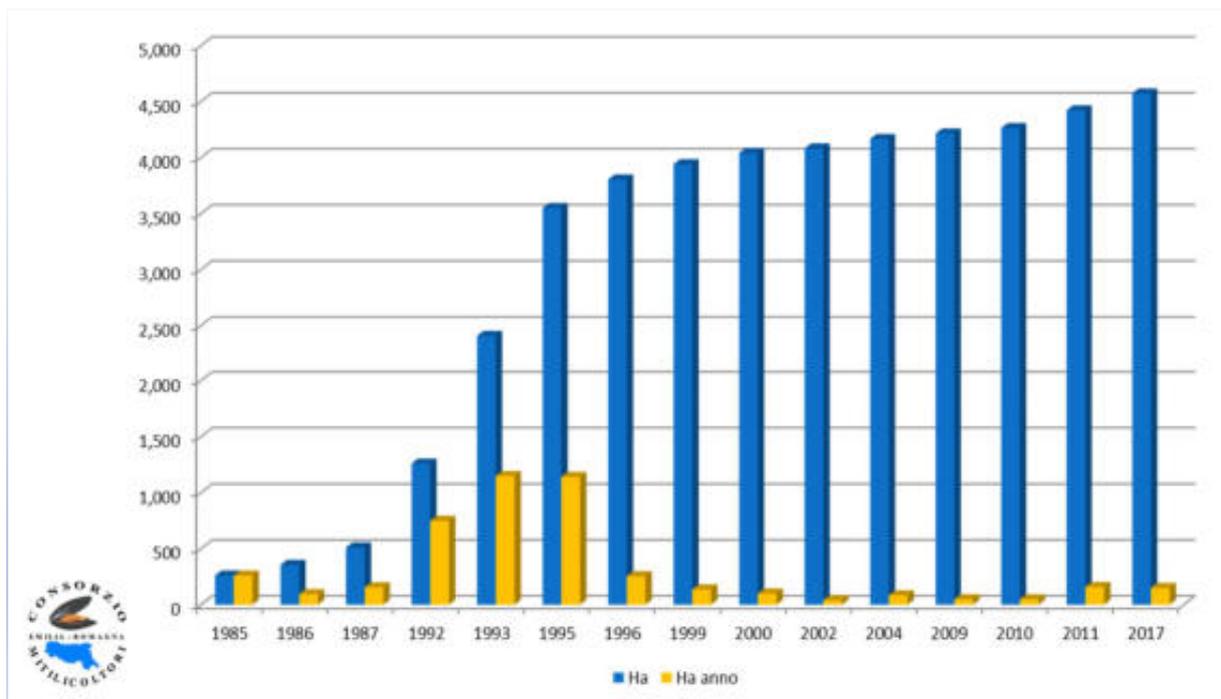


Fig. 6.3 Superficie occupata a scopo maricoltura (in blu) e incremento (in giallo) lungo la costa dell'Emilia-Romagna (valori in Ha). (Fonte: G. Prioli)

Per quanto riguarda il dato relativo alle unità produttive, la figura 6.4 riporta nel dettaglio il numero delle imprese per anno che hanno avviato l'attività di allevamento dei mitili. Si può constatare che il maggior numero di nuovi operatori è da riferire al periodo 1993-2000, con massimi di 9 nuove imprese nel 1995 e 7 nel 1999. Negli anni successivi il numero cresce di poco e si stabilizza nel 2017 su un totale di 37 imprese, da intendersi quindi come imprese che hanno operato, e/o ancora operano, nel settore.

La tabella 6.2 infine, riporta le unità produttive suddivise per anno di avvio delle attività e per provincia di appartenenza. Viene dunque confermato quanto già ricordato in precedenza, e cioè che il maggior numero di insediamenti è concentrato lungo la fascia costiera della provincia di Ferrara.

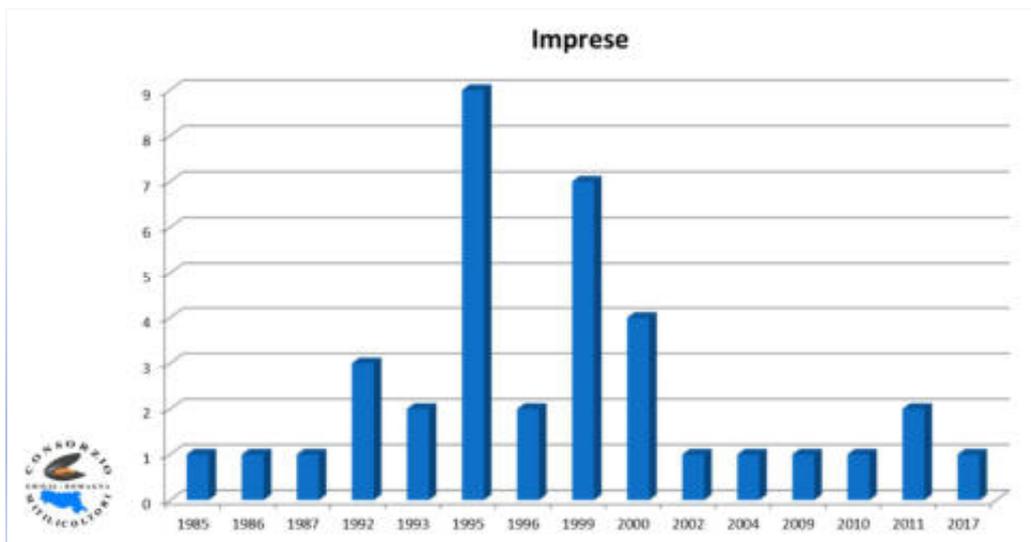


Fig. 6.4 Numero di imprese per anno di insediamento di impianti di maricoltura. (Fonte: G. Prioli)

Anno insediamento	Forlì-Cesena	Ferrara	Ravenna	Rimini	Totale complessivo
1985				1	1
1986				1	1
1987				1	1
1992	1	1		1	3
1993		2			2
1995		6	1	2	9
1996	1			1	2
1999		7			7
2000		4			4
2002		1			1
2004	1				1
2009		1			1
2010		1			1
2011		1	1		2
2017		1	1		2
Totale complessivo	3	24	3	7	37

Tab. 6.2 Numero di imprese per anno di insediamento di impianti di maricoltura ripartite per provincia. (Fonte. G. Prioli)

6.3 Le tecnologie d'allevamento

Ma vediamo in breve evoluzione, situazione e sviluppi delle tecnologie d'allevamento. La miticoltura in mare aperto nel corso degli anni si è evoluta moltissimo e gli impianti classici, costituiti da pali infissi nel fondale, ai quali in senso longitudinale veniva collegato il cavo atto a sorreggere le calze contenenti i mitili, sono stati via via soppiantati da forme di allevamento più moderne.

Il sistema “a pali fissi” (Fig. 6.5) è tipico delle zone lagunari o costiere riparate, dove la profondità non sono molto alte e le concessioni hanno dimensioni modeste (poche migliaia di metri quadrati).



Fig. 6.5 Impianti a pali fissi. (Fonte: OSEPA)

Per gli allevamenti *off-shore*, la tecnica più utilizzata risulta essere il sistema a filari galleggianti, detto *long-line*, che prevede l'installazione di una fune rettilinea orizzontale, il trave, ancorato al fondo tramite dei corpi morti di calcestruzzo e mantenuto ad una profondità di circa 2-3 metri rispetto alla superficie del mare, grazie ad una serie di galleggianti installati su di esso (Fig.6.6). Questi impianti galleggianti sono collocati in zone con profondità che può variare tra i 10 e i 30 metri lungo la fascia costiera e in genere si tratta di concessioni marittime di dimensione che vanno da pochi ettari ad un massimo di 10 ettari, delimitate con delle boe dotate di segnale luminoso.

I mitili vengono allevati in "reste", costituite da reti tubolari in polipropilene normalmente chiamate "calze" all'interno delle quali vengono inseriti i molluschi.

Tutte le operazioni di routine come la manutenzione delle strutture, il sollevamento delle reste, la sgranatura, il reicalzo degli esemplari, la fase di selezione e quella di raccolta, vengono eseguite tramite l'utilizzo di imbarcazioni dotate di macchinari e attrezzature che consentono di adempiere alla totalità delle operazioni sopracitate.



Fig. 6.6 Schema sistema *long-line* e vista dell'impianto dalla barca. (Fonte: OSEPA)

Di recente è stata introdotta la sperimentazione di un nuovo metodo di allevamento detto "a corda continua" (Fig. 6.7), già adottato con successo in Nuova Zelanda ed in altri paesi del mondo. Le corde utilizzate offrono ai mitili un supporto ideale dove accrescersi.

L'aspetto innovativo di questo sistema di impianto consiste nell'utilizzo di reti tubolari in cotone che avvolgono un manicotto di mitili attorno la corda frangiata centrale. La calza in cotone nel tempo si decompone lasciando liberi i mitili aderenti alla corda frangiata centrale di accrescersi liberamente. In questo caso vengono eliminate le reti tubolari, o calze, in polipropilene utilizzate nelle varie operazioni di incalzo che si succedono nel corso dell'allevamento, eliminando così eventuali residui di plastica che possono disperdersi dopo forti mareggiate o incidenti involontari.

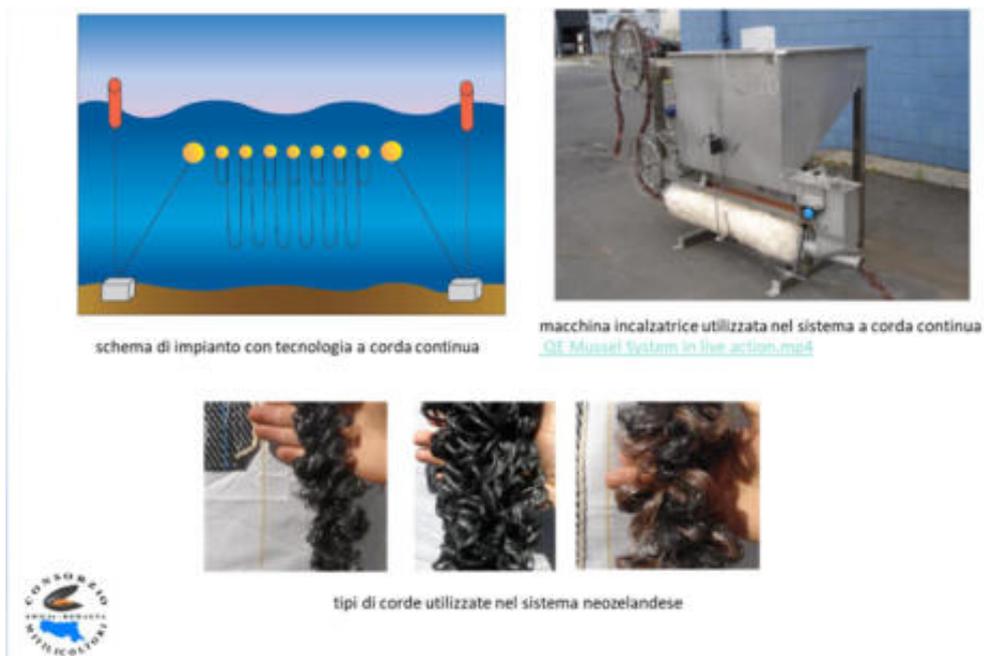


Fig. 6.7 Tecnologie innovative: sistema a corda continua. (Fonte: G. Prioli)

Un sistema di allevamento di nuova concezione è la tecnica *Smart Farm* (Fig.6.8), il cui impiego, nonostante la recente diffusione, risulta essere già particolarmente radicato in Nord Europa.

Le unità costituenti il sistema, denominate *Smart Unit*, appaiono adattabili ai diversi siti grazie all'utilizzo di tubi in polietilene galleggianti, che vengono posizionati sulla superficie del mare ed ancorati al fondo tramite l'utilizzo di corpi morti o ancore, collegati a ciascuna delle due estremità del tubo.

Lungo tutta la lunghezza del tubo viene installata una particolare rete in fibra plastica, che viene stesa in acqua perpendicolarmente rispetto all'asse orizzontale della superficie del mare e che rappresenta il substrato per la stabulazione dei mitili. La dimensione delle maglie della rete risulta variabile in funzione dello stadio di crescita dei mitili. Le unità destinate all'ultima fase, antecedente la raccolta del prodotto, sono costituite da rete dotata di maglie più grandi rispetto a quella impiegata in altre unità facenti parte del sistema di allevamento.

Questo tipo di tecnologia, sia per la sua conformazione che per le modalità di raccolta e gestione, è adatta a zone riparate, in quanto necessita di condizioni di mare piuttosto calmo. Così come avviene nei fiordi del nord Europa.



Fig. 6.8 Sistema a *Smart Farm*, (Fonte: G. Prioli)

Un ulteriore affinamento di questa tecnica è rappresentato dal sistema a pannelli di rete (Fig. 6.9), che consente di raggiungere i massimi livelli di automazione nella gestione di tutte le fasi dell'allevamento, con conseguenti benefici in termini sia di efficienza, sia soprattutto di tipo economico.

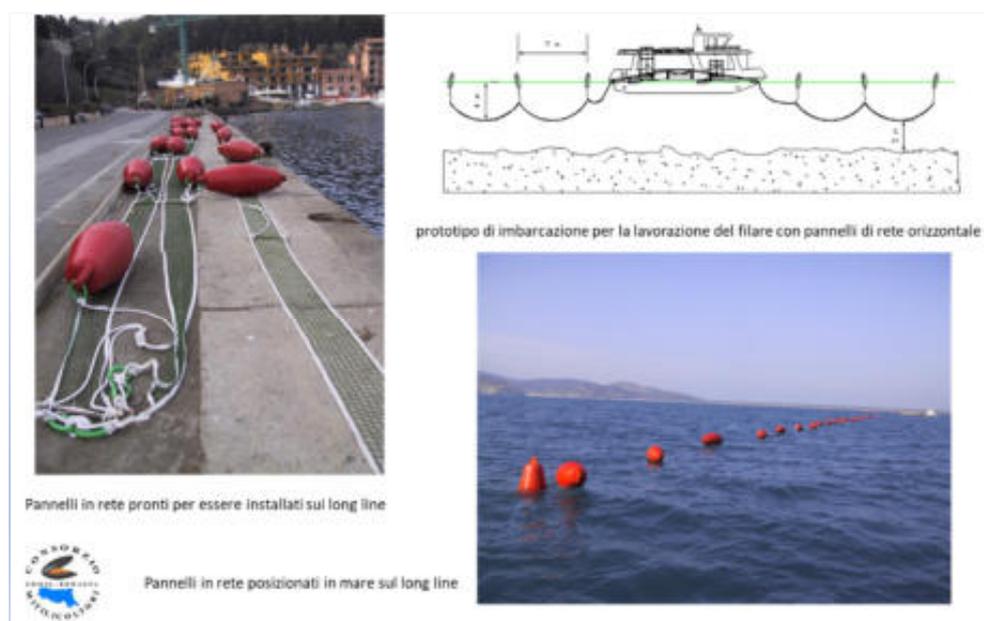


Fig. 6.9 Sistema a pannelli di rete. (Fonte: G. Prioli)

In tema di innovazione, corre l'obbligo di richiamare i risultati conseguiti dal progetto EcoSea (*Protection, improvement and integrated management of the sea environment and of cross border natural resources*), finanziato dalla UE attraverso il Programma di cooperazione transfrontaliera "IPA Adriatico" e conclusosi nel 2016.

Far convivere pesca e acquacoltura con la tutela e la valorizzazione dell'ambiente, questo era l'obiettivo per niente facile del Progetto EcoSea. Il progetto ha reso possibile l'avvio e il consolidamento della cooperazione fra Enti delle due sponde del Mare Adriatico (5 regioni italiane, due contee croate ed il Ministero dell'Ambiente albanese), ed ha operato principalmente sulle tecniche innovative e a basso impatto ambientale.

La sperimentazione e la realizzazione di numerose azioni-pilota portate avanti dalle regioni costiere nel settore della molluschicoltura, hanno dato un impulso non indifferente allo sviluppo e all'introduzione di pratiche, tecniche e strumenti innovativi nella gestione sostenibile degli allevamenti di mitili.

6.4 Tendenze e prospettive della mitilicoltura

A conclusione della presentazione, il Dr. Prioli ravvisa la necessità di fare il punto della situazione, fornendo un elenco di quelli che secondo lui rappresentano i bisogni reali della mitilicoltura e sottolineando le numerose opportunità che si aprono oggi per un'ulteriore crescita. Al tempo stesso individua nei cambiamenti climatici in atto, i pericoli maggiori che possono condizionare questa crescita e compromettere lo sviluppo di tutto il settore.

6.4.1 Esigenze e opportunità

- Nuove tecnologie di allevamento (esigenza di nuovi spazi *off-shore* con profondità elevate);
- Diversificazione delle produzioni, con particolare riferimento all'ostricoltura (*Crassostrea gigas*, *Ostrea edulis*);
- Valorizzazione dei servizi ambientali forniti dalla molluschicoltura (rimozione di azoto e Fosforo dalla colonna d'acqua, sequestro di CO₂, incremento della biodiversità);
- Opportunità di diversificazione del reddito con attività complementari legate al settore turistico-ricreativo (art. 3 Dlgs. n. 4 del 9 gennaio 2012²⁰; Reg. Regione Emilia-Romagna 2 agosto 2018, N.4. Reg. regionale in materia di pescaturismo, di ittiturismo, di acquiturismo e delle attività connesse, di cui alla Legge Regionale N. 22/2014). Andrebbero sviluppate tutte quelle attività che sono considerate praticabili da parte degli imprenditori di acquacoltura e che sono complementari all'attività di allevamento. Da quelle legate all'aspetto turistico e ricreativo, ai servizi rivolti alla qualificazione ambientale, sia a terra, sia in mare aperto. L'Italia è un paese in cui l'attività turistica è una delle maggiori fonti di reddito per molti operatori. Gran parte delle località turistiche sono localizzate in territori in cui viene

²⁰ DECRETO LEGISLATIVO 9 gennaio 2012, n. 4 "Misure per il riassetto della normativa in materia di pesca e acquacoltura, a norma dell'articolo 28 della legge 4 giugno 2010, n. 96". (GU Serie Generale n.26 del 01-02-2012).

Il citato art. 3, al punto 2, recita testualmente:

"Sono connesse all'acquacoltura le attività, esercitate dal medesimo acquacoltore, dirette a:

- a) manipolazione, conservazione, trasformazione, commercializzazione, promozione e valorizzazione che abbiano ad oggetto prodotti ottenuti prevalentemente dalle attività di cui al comma 1;
- b) fornitura di beni o servizi mediante l'utilizzazione prevalente di attrezzature o risorse dell'azienda normalmente impiegate nell'attività di acquacoltura esercitata, ivi comprese le attività di ospitalità, ricreative, didattiche e culturali, finalizzate alla corretta fruizione degli ecosistemi acquatici e vallivi e delle risorse dell'acquacoltura, nonché alla valorizzazione degli aspetti socio-culturali delle imprese di acquacoltura, esercitate da imprenditori, singoli o associati, attraverso l'utilizzo della propria abitazione o di struttura nella disponibilità dell'imprenditore stesso;
- c) l'attuazione di interventi di gestione attiva, finalizzati alla valorizzazione produttiva, all'uso sostenibile degli ecosistemi acquatici ed alla tutela dell'ambiente costiero."

esercitata anche l'acquacoltura. Quest'ultima, a sua volta, può costituire un polo attrattivo anche in senso turistico, basti pensare a quanto può essere offerto in questo senso dalla vallicoltura estensiva o dalla pesca ricreativa e, più in generale, nell'ambito della gastronomia e ristorazione. Il connubio tra queste due attività potrebbe quindi costituire una risorsa economica importante per il territorio in cui si svolge e per le aree limitrofe, purché gli operatori si trovino ad agire in un contesto normativo adeguato, tale da coniugare le attività lavorative con quelle legate all'accoglienza degli ospiti e ai loro spostamenti all'interno degli impianti di allevamento.

- Identificazione dei parametri per definire lo stato ecologico "elevato", come definito dalla direttiva 2000/60 CE WFD, o il GES (*Good Environmental Status*), come richiesto dalla direttiva Strategia Marina.

6.4.2 *Conseguenze dei cambiamenti climatici*

Un aspetto importante per l'acquacoltura, che non può essere sottovalutato, è quello relativo al ruolo degli effetti indotti dal cambiamento climatico. Se l'attuale tendenza dovesse confermarsi anche nei prossimi anni, le varie conseguenze generate potrebbero portare a rimettere in discussione l'attuale assetto produttivo nazionale e richiedere risorse per aggiornare i processi produttivi, le strutture di allevamento e, soprattutto, per implementare programmi di ricerca in grado di fornire risposte efficaci rispetto ai nuovi scenari.

Gli scenari possibili:

- L'acidificazione delle acque potrebbe determinare un rallentamento nel processo di fissazione della CO₂ nei gusci dei molluschi, rendendoli più vulnerabili ai processi di lavorazione attualmente adottati;
- L'aumento della temperatura e il generale riscaldamento delle acque del Mediterraneo potrebbe favorire l'insorgere di patologie, avere effetti negativi sull'accrescimento e sul ciclo riproduttivo delle specie più termosensibili, condizionare lo sviluppo del fitoplancton sia in termini quantitativi che qualitativi, con ripercussioni dirette sulla molluschicoltura;
- L'insorgere, ormai frequente, di eventi meteorologici sempre più intensi, può determinare l'afflusso di ingenti quantità di acque dolci lungo la fascia costiera, con ripercussioni sul ciclo vitale delle specie più stenohaline, apportare maggiore carico microbico e innescare fioriture sempre più intense di fitoplancton (incluse le specie portatrici di biotossine) e proliferazione di macrofite. D'altra parte, le forti mareggiate potrebbero incrementare il rischio di danni diretti alle strutture e agli impianti e, al contempo, determinare la perdita del prodotto in allevamento, ciò che costituisce il vero capitale dell'azienda di acquacoltura.

Bibliografia

DECRETO LEGISLATIVO 9 gennaio 2012, n. 4 "Misure per il riassetto della normativa in materia di pesca e acquacoltura, a norma dell'articolo 28 della legge 4 giugno 2010, n. 96". (GU Serie Generale n.26 del 01-02-2012).

Turolla E., Prioli G., 2016 - Studi e proposte operative nel settore della molluschicoltura in Emilia-Romagna. Progetto ECOSEA

Cap. 7. Stato e tendenze nel lungo periodo dei piccoli pelagici in Adriatico

Relatore: Andrea De Felice - CNR IRBIM, Ancona

7.1 Introduzione

Gli argomenti discussi e presentati dal Dr. Andrea De Felice nel corso della riunione del 21/11/2018, presso il CRM di Cesenatico, sono stati sviluppati con il concorso di altri ricercatori, tutti facenti capo all'ex CNR ISMAR di Ancona (Istituto di Scienze Marine).

Dall'ottobre 2018 la sede di Ancona è entrata a far parte dell'Istituto per le Risorse Biologiche e le Biotecnologie Marine - IRBIM. I ricercatori coinvolti sono i seguenti:

- Angelini S., Belardinelli A., Biagiotti I., Canduci G., Colella S., Costantini I., Croci C., De Felice A., Domenichetti F., Donato F., Leonori I., Martinelli M., Malavolti S., Panfilì M., Santojanni A., Tesaro C.

Il relatore introduce la sua presentazione richiamando il contesto internazionale in ambito FAO e gli organismi che svolgono attività di controllo, coordinamento e gestione per le attività di pesca nel bacino del Mediterraneo e in Adriatico.

7.2 Lo *stock assessment* delle alici e delle sardine in Adriatico

7.2.1 *Il contesto internazionale*

La valutazione (*stock assessment*) delle dimensioni e dello stato degli stock ittici di interesse per la pesca, rappresenta uno dei pilastri della corretta gestione di questo importante settore economico. Al riguardo la FAO, attraverso la Commissione Generale per la Pesca nel Mediterraneo e nel Mar Nero (*General Fisheries Commission for the Mediterranean - GFCM*), ha costituito Gruppi di lavoro permanenti – sulle specie demersali e pelagiche – con il compito di fornire supporto scientifico e definire linee guida per la salvaguardia degli stock ittici e per l'ottimale gestione delle risorse ittiche che, in Adriatico, sono condivise da 5 Paesi, Italia, Slovenia, Croazia, Montenegro e Albania²¹.

Sempre con l'obiettivo di promuovere la cooperazione scientifica tra i 5 Paesi che si affacciano sull'Adriatico, la FAO avviava, già dal settembre 1999, il progetto regionale AdriaMed (Cooperazione scientifica a sostegno della pesca responsabile nel Mare Adriatico), finanziato dal MiPAAFT (Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali e Turismo), dal 2007 dalla Commissione Europea, dal gennaio 2016 dal Ministero dell'Agricoltura Croato e dal febbraio 2018 dal Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali della Slovenia.

Tra gli obiettivi principali del progetto AdriaMed, possiamo elencare i seguenti:

- sviluppare una base conoscitiva comune, per supportare le politiche e i processi internazionali finalizzati alla gestione della pesca;
- rafforzare il coordinamento scientifico tra le diverse istituzioni interessate all'attività di pesca;

²¹ I Paesi citati rientrano a loro volta nella *Regional Fisheries Management Organization* – RFMO, sotto la diretta responsabilità della GFCM.

- stabilire una rete permanente tra le principali istituzioni presenti nell'Adriatico coinvolte in attività di gestione della pesca.

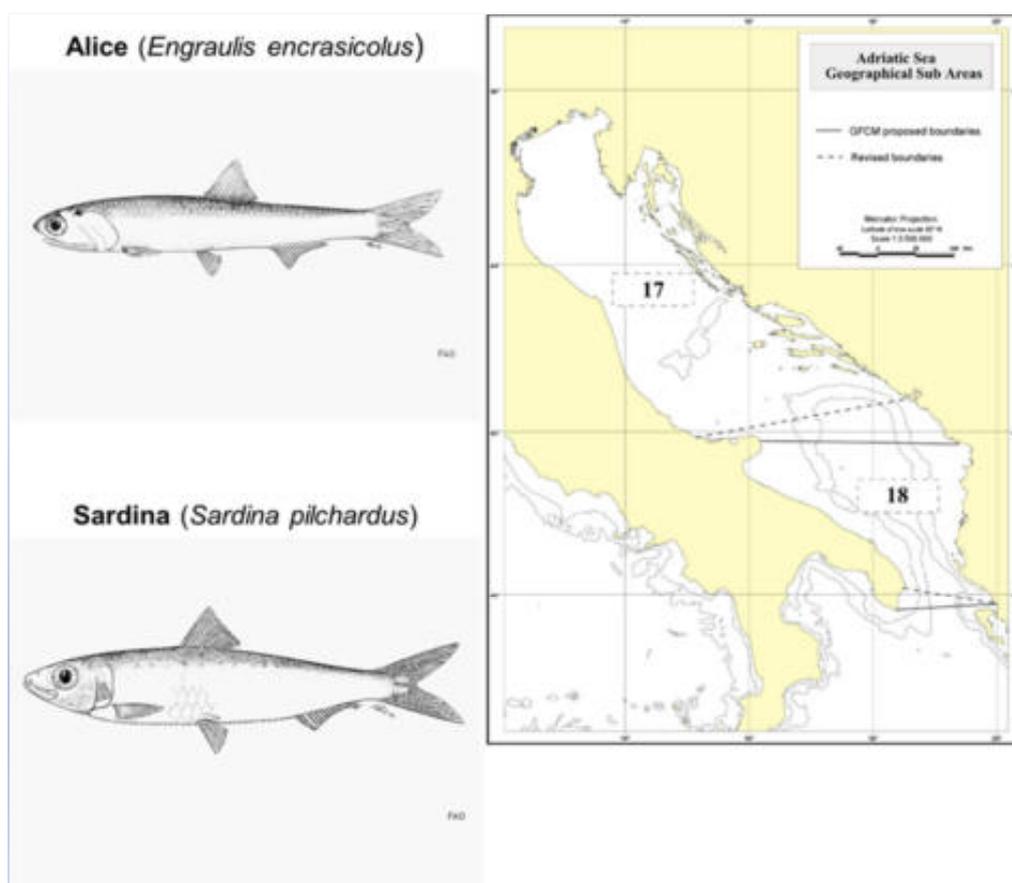


Fig. 7.1 I “piccoli pelagici” di interesse per questa presentazione e la suddivisione del mare Adriatico nelle due Sub-aree Geografiche (GSA 17: Alto e Medio Adriatico e GSA 18: Basso Adriatico), come originariamente indicato dalla GFCM (linea continua) e da una revisione più recente (linea tratteggiata). (Fonte: A. Santojanni)

Alice e sardina sono specie pelagiche, che rappresentano due delle specie di interesse commerciale più importanti per la pesca in Adriatico. I piccoli pelagici rivestono un ruolo rilevante nell’ecosistema, in quanto catturano energia dai livelli più bassi della catena trofica per renderla disponibile ai predatori dei livelli più alti (Coll *et al.*, 2007). Le popolazioni di piccoli pelagici sono soggette a considerevoli fluttuazioni nel tempo e nello spazio, causate soprattutto da variazioni ambientali (Azzali *et al.*, 2002; Santojanni *et al.*, 2003, 2005 e 2006, Malavolti *et al.*, 2018), dal loro ciclo vitale piuttosto breve (2 – 3 anni) e dalla pressione di pesca.

Gli stock pelagici di alici e sardine, costituiscono anche gli stock condivisi, “*shared stock*”, più importanti in Adriatico (Slovenia, Croazia, Serbia-Montenegro e Albania). La corretta gestione di questa importante risorsa comune presenta perciò anche una valenza politica, oltre che economica e commerciale.

Nel novembre 2016, si riuniva a Roma, presso la sede della FAO, il Gruppo di lavoro sulla valutazione degli stock delle piccole specie pelagiche (*Working Group on Stock Assessment of Small Pelagic Species – FAO*) (SAC & WGSASP, 2016), con il compito di a) esaminare la coerenza delle procedure seguite per la valutazione degli stock, b) rivedere e discutere le stime già effettuate, c) affrontare i problemi metodologici sulla base delle diverse esperienze, utilizzando dati reali.

L'obiettivo finale del meeting era quello di stabilire, per ciascuna GSA del Mediterraneo, se gli stock di piccoli pelagici erano da considerare in uno stato di "sostenibilità" ecologica, oppure al di fuori dei limiti biologici sicuri, a causa del sovrasfruttamento dovuto alla pesca, o comunque ecologicamente sbilanciati. I dati relativi alle due GSA dell'Adriatico (GSA 17 e GSA 18), che costituiscono l'oggetto di questa presentazione, sono stati dunque presentati alla riunione di Roma e approvati dal WGSASP.

Il relatore entra quindi nel merito delle modalità della cosiddetta valutazione degli *stock* e ritiene utile aprire una parentesi per spiegare in breve le procedure seguite in questa valutazione, la metodologia acustica per la valutazione della biomassa dei piccoli pelagici in mare, il modello concettuale di riferimento relativo alla dinamica delle popolazioni ittiche, e le tecniche di pesca prevalenti in Adriatico.

7.2.2 La metodologia acustica per la valutazione della biomassa dei piccoli pelagici in mare

Il rilevamento acustico, schematizzato in figura 7.2, consente di valutare la densità di pesce presente in mare (*echo-survey data*) indipendentemente dalla pesca. I dati acustici MEDIAS (*Mediterranean International Acoustic Surveys*), acquisiti annualmente dal CNR IRBIM di Ancona nel versante occidentale dell'Adriatico (GSA 17 e GSA 18), seguendo un protocollo internazionale (MEDIAS²² Handbook, 2017), vengono raccolti lungo transeiti paralleli e perpendicolari alla costa, spazati tra loro di circa 8-10 miglia nautiche (Fig. 7.3). Questi dati si presentano in forma di ecogrammi per le successive elaborazioni (Fig. 7.4), cioè rappresentazioni grafiche di aggregazioni di organismi marini in colonna d'acqua.

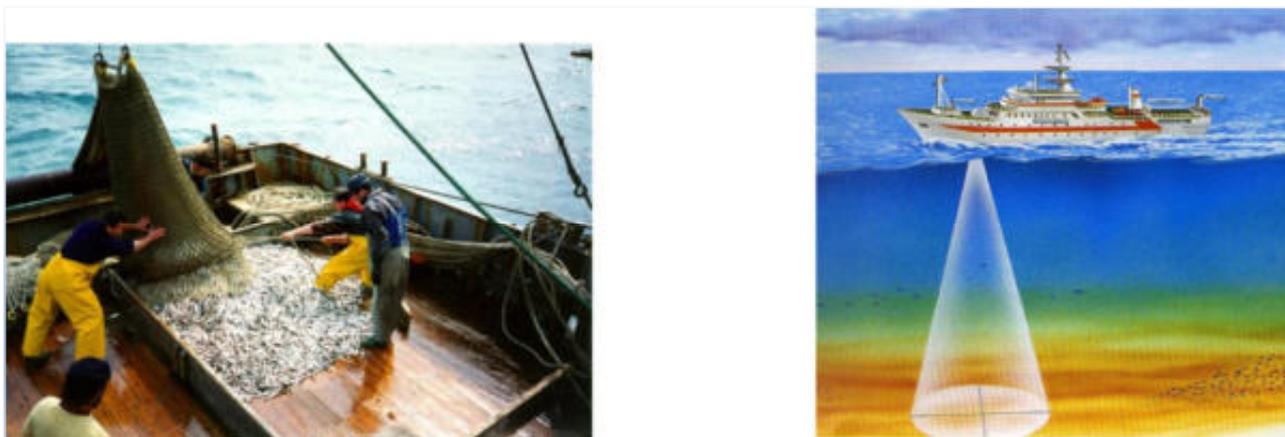


Fig. 7.2 La pesca dei piccoli pelagici e schema di rilevamento acustico dalla nave per la valutazione degli stock ittici. (Fonte: Leonori *et al.*, 2017)

²² L'attività di ricerca di survey acustico è svolta dal CNR IRBIM (già ISMAR) di Ancona, a bordo della N/O Dallaporta. Il progetto MEDIAS GSA 17 e GSA 18 (Resp. Scientifico: Iole Leonori), rientra nel quadro generale dell'UE per la raccolta e gestione dei dati sulla pesca (UE DCF – *Data Collection Framework*). Gli Stati membri devono riferire annualmente sull'attuazione dei rispettivi programmi nazionali e il Comitato Scientifico, Tecnico ed Economico per la Pesca dell'UE (STECF), valuta tali relazioni annuali.

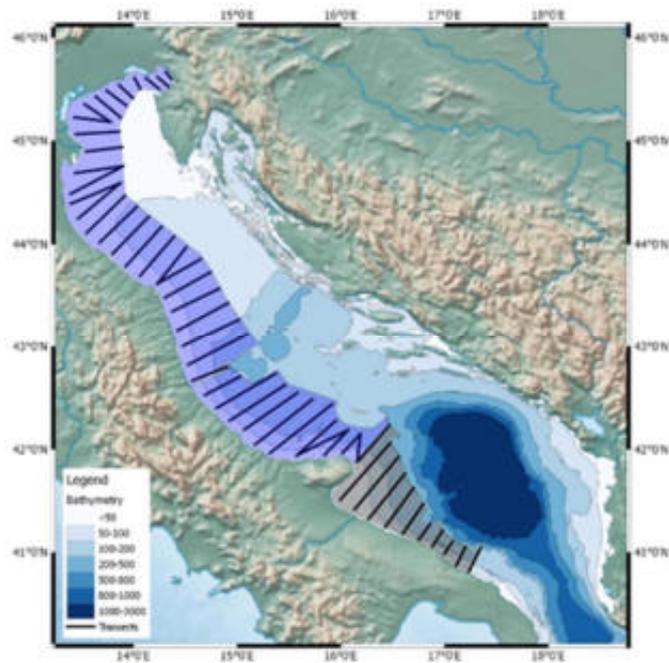


Fig. 7.3 Piano dei transetti del survey acustico MEDIAS realizzato annualmente dal CNR IRBIM di Ancona nel versante occidentale dell'Adriatico (GSA 17 e GSA 18) seguendo il protocollo internazionale. (Fonte: Leonori *et al.*, 2017)

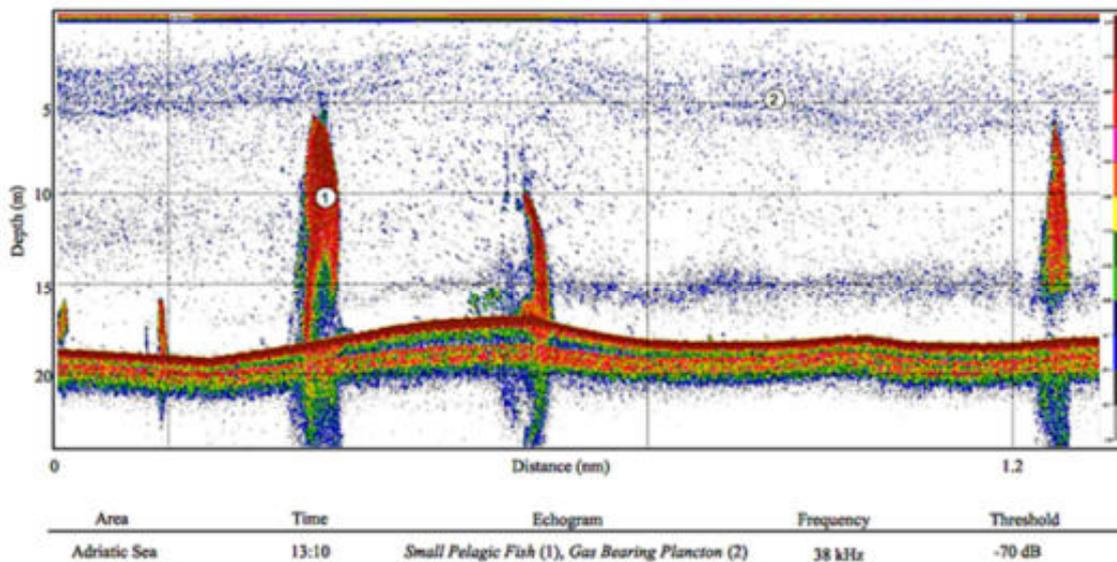


Fig. 7.4 Esempio di ecogramma, costruito dall'insieme di acquisizioni successive di echi dalla colonna d'acqua sotto la nave in risposta ai coni acustici emessi durante la percorrenza dei transetti del piano di campionamento. (Fonte: Leonori *et al.*, 2017)

Questi ecogrammi vanno interpretati e puliti, mediante opportune tecniche, da rumore ed echi da parte di organismi che non sono di interesse per la valutazione, in modo che rimangano i soli echi delle specie bersaglio. La densità acustica di piccoli pelagici così registrata per ogni miglio nautico, viene convertita in abbondanza numerica e successivamente biomassa delle singole specie, sulla base delle informazioni desunte dalle cale di pesca sinottiche al rilevamento acustico, effettuate con

rete volante nell'area di studio. In particolare si utilizzano la composizione in percentuale nel numero di individui delle specie di piccoli pelagici e le informazioni relative alla loro distribuzione di taglia.

Applicando equazioni di *Target Strength* (intensità riflettente specifica di una specie), ottenute mediante esperimenti mirati, e utilizzando le informazioni desunte dalle cale, la densità grezza acustica può essere convertita in abbondanza numerica e biomassa delle specie pelagiche di interesse.

Abbondanza e biomassa di una specie vengono inoltre ripartite in classi di taglia sulla base dei dati biologici raccolti mediante campionamento con la rete; la suddivisione in classi di età viene invece effettuata attraverso la lettura degli otoliti da campioni prelevati in mare e la determinazione di chiavi età-lunghezza che mettano in relazione le taglie degli individui di una specie con l'età stimata dagli otoliti.

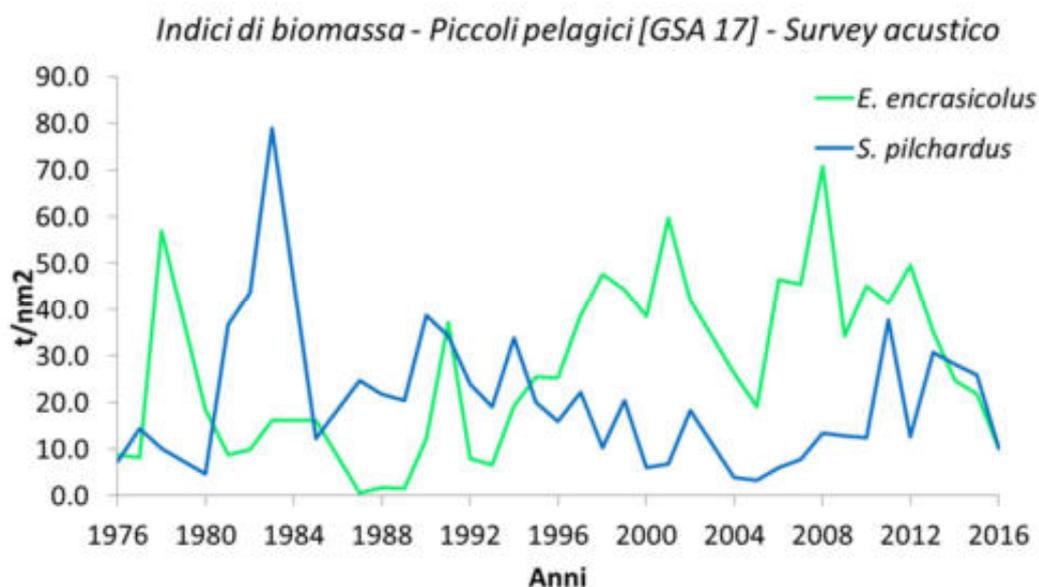


Fig. 7.5 Serie storiche (1976-2016) delle densità di biomassa (t per nm²), nella parte occidentale della GSA 17, rilevate con la metodologia acustica. (Elaborazioni da progetto MEDIAS e precedente ECHOADRI. Fonte: Leonori *et al.*, 2017)

La figura 7.5 riporta l'andamento della biomassa ottenuto con metodi acustici nel versante occidentale della GSA 17, dalla costa italiana alla *Mid Line*.

Per tutto l'Adriatico è invece disponibile una serie storica più corta, dal 2004, che include le stime nel versante croato (Leonori *et al.*, 2012), utilizzata appunto nelle più recenti valutazioni degli stock di alici e sardine: nello specifico, i dati di abbondanza per classe di età vengono utilizzati per il cosiddetto *tuning* (i.e. calibrazione) dei modelli di dinamica di popolazione impiegati nello *stock assessment*, perché rappresentano la stima degli stock presenti in mare tramite un sistema indipendente dalla pesca.

7.2.3 I modelli di dinamica delle popolazioni ittiche e le tecniche di pesca dei piccoli pelagici

Gli indici annuali di abbondanza per classi di età sono richiesti dai suddetti modelli di dinamica di popolazione, i quali permettono così di risalire all'abbondanza assoluta in numero e in peso (biomassa) degli stock delle due specie. La Figura 7.6 riporta lo schema generale di un modello che

descrive i vari comparti in cui è suddivisa una popolazione e i fattori che influenzano la biomassa complessiva dello stock: riproduzione, reclutamento, accrescimento, mortalità (naturale e da pesca).

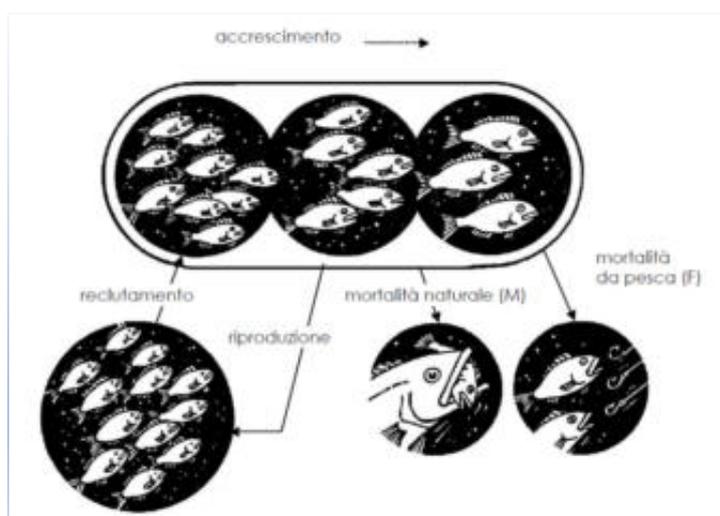


Fig. 7.6 Schema concettuale del modello di dinamica della popolazione (Fonte: A. Santojanni)

L'area di pesca delle alici e delle sardine riguarda in pratica tutta la piattaforma continentale e quindi tutto il Nord e Medio Adriatico, mentre nel Basso Adriatico l'area utile per la pesca del pesce azzurro risulta più ristretta, essendo la piattaforma continentale molto meno estesa.

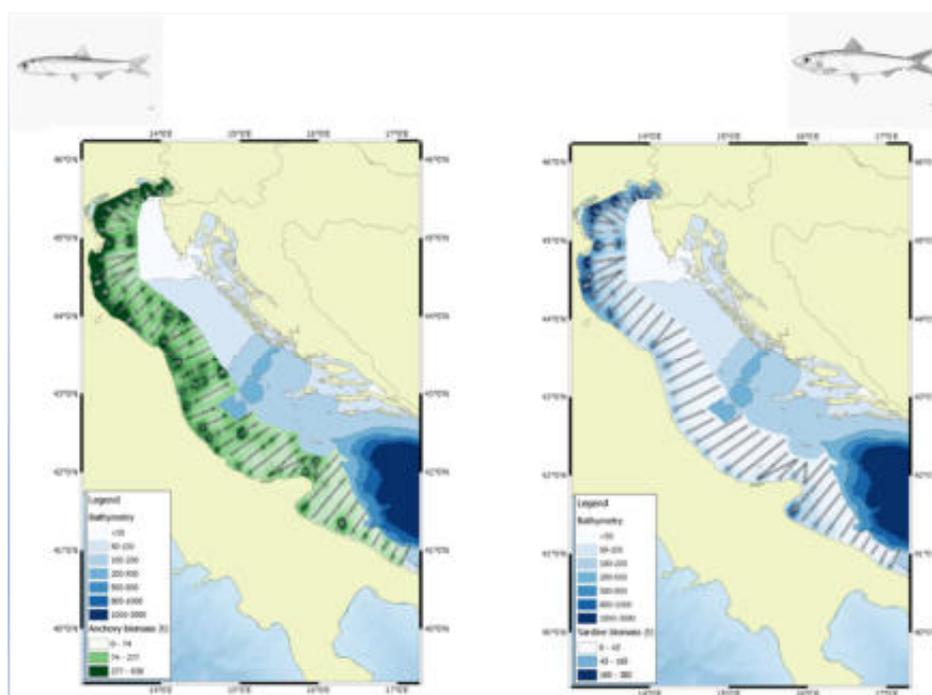


Fig. 7.7 MEDIAS 2017 - Distribuzione spaziale di alice (a sinistra) e sardina (a destra) nel versante occidentale delle GSA 17 e 18. (Fonte: I. Leonori)

La figura 7.7 illustra la distribuzione spaziale degli stock di alici e sardine, espressi in tonnellate, lungo il versante italiano, per le due sub-aree geografiche, GSA 17 e GSA 18. Questi dati si riferiscono alla campagna di *survey* acustico realizzata nel 2017 nell'Adriatico occidentale, nell'ambito del progetto MEDIAS, coordinato internazionalmente, seguendo il citato protocollo MEDIAS, operativo già dal 2009, in sostituzione del precedente *survey* acustico ECHOADRI.

Il pesce azzurro viene catturato dalla flotta peschereccia italiana mediante l'ausilio di due attrezzi da pesca: la volante (Fig. 7.8 – pannello a sinistra), costituita da una rete semi-pelagica trainata da due imbarcazioni e la lampara (Fig. 7.8 – pannello a destra), che consiste in una rete a circuizione nella quale il pesce viene attirato con l'ausilio di potenti lampade. La volante è il tipo di pesca più praticato. Essa è attiva nell'Alto e Medio Adriatico, mentre la lampara è diffusa a sud di Ancona. Poiché la volante pesca più vicino alla costa (10-25 miglia), la pezzatura media del pescato, soprattutto per le alici, è inferiore a quella della lampara, che pesca più al largo (30-40 miglia).

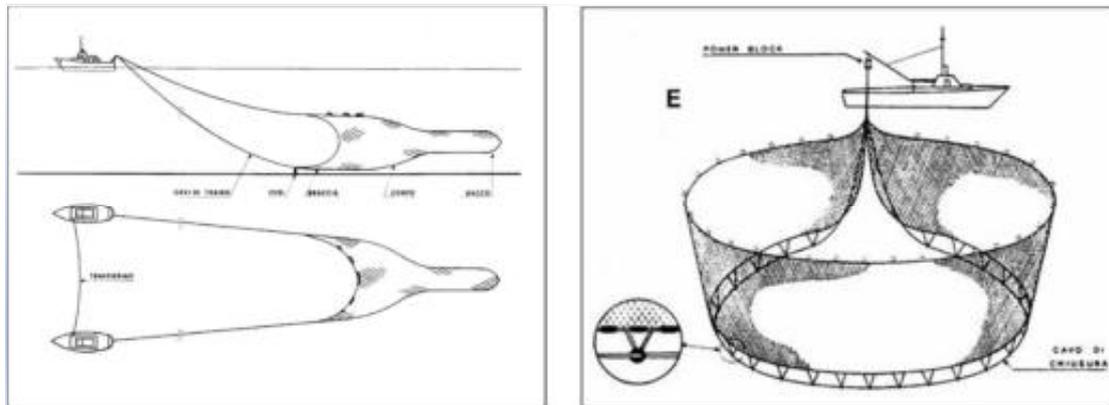


Fig. 7.8 Sistemi di pesca dei piccoli pelagici. (Fonte: A. Santojanni)

7.2.4 Le fluttuazioni degli stock pelagici e serie storica degli andamenti delle catture

Nonostante la diffusa abbondanza del pesce azzurro, una caratteristica peculiare degli stock pelagici è la rilevante fluttuazione della loro biomassa anche nell'arco di pochissimi anni. Queste ampie fluttuazioni, irregolari nel tempo e nello spazio, sono probabilmente dovute a fattori ambientali, ma anche una pesca troppo intensa può avere una influenza negativa, specialmente quando viene esercitata in corrispondenza di una fluttuazione verso il basso della biomassa.

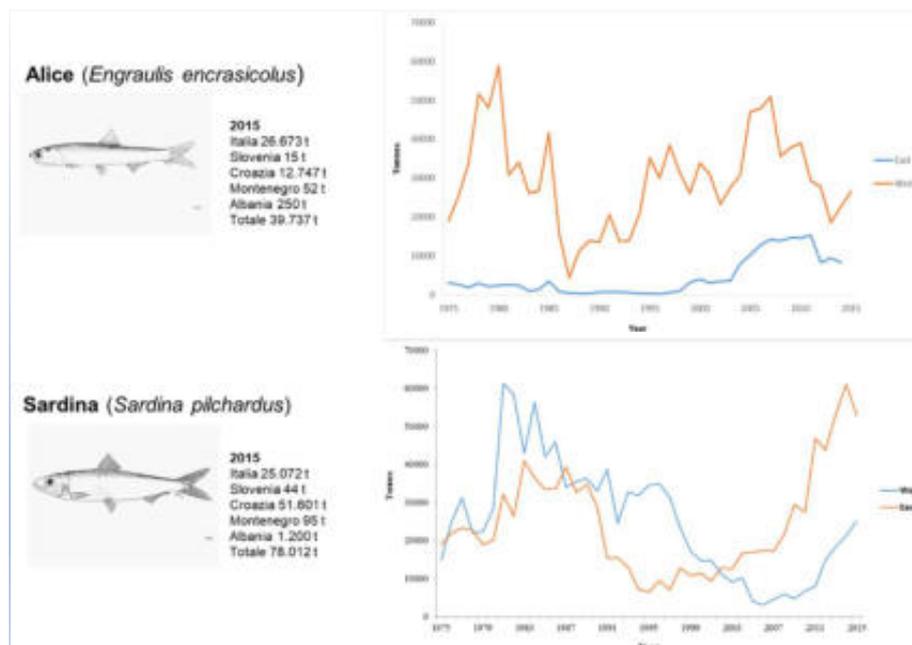


Fig. 7.9 Catture in peso di volanti e lampare dell'Adriatico dal 1975 al 2015. (Fonte: A. Santojanni)

La figura 7.9 riporta le catture espresse in peso di biomassa, per alici e sardine per il periodo 1975-2015, relative sia alla flotta del versante occidentale (Italia) dell'Adriatico sia a quelle del versante orientale (Slovenia, Croazia, Montenegro, Albania).

Come si può notare, la variabilità interannuale è elevata. Nel corso degli anni si sono succeduti diversi periodi di crisi, che hanno portato le catture a poche migliaia di ton anno⁻¹, dovute molto probabilmente a cause ambientali, ma, verosimilmente, anche al sovrasfruttamento. Nel caso delle alici, nella parte italiana, a metà degli anni '80 si è verificato un crollo verticale delle catture, da più di 50.000 tonnellate negli anni 1978-80, a meno di 5.000 tonnellate nel 1987, in corrispondenza di una brusca diminuzione della biomassa naturale. Negli anni successivi lo stock delle alici ha avuto una lenta ripresa che, tra il 2005 e il 2010, ha riportato le catture a livelli simili a quelli della fine degli anni '70. Attualmente (2015), l'entità delle catture è di circa 26.600 ton anno⁻¹.

Anche le sardine hanno subito un notevole declino a partire dagli anni '90. Dopo il 2005 però, lo stock si mostra in ripresa, fino a raggiungere un valore di 25.000 tonnellate di catture nel 2015.

È interessante osservare la differenza tra l'entità delle catture nella parte occidentale (Italia) e quella orientale dell'Adriatico. Nel caso della sardina, a partire dal 1995, si assiste ad una crescita molto pronunciata delle catture che porta i valori di pescato complessivo a circa 53.000 ton nel 2015 (il dato per la sola Croazia ammonta a ben 51.600 ton).

7.2.5 *Le classi di età del pesce*

Nei principali porti italiani, a partire dal 1975 (dal 1984 anche a San Benedetto del Tronto e Vieste), sono stati prelevati i campioni biologici di alici e sardine, necessari per ottenere le frequenze della lunghezza dei pesci, i pesi individuali, indispensabili per risalire al peso medio per classe di taglia e quindi alla biomassa complessiva, nonché l'età dei pesci. Tutti questi dati biometrici, insieme alle catture totali e a dei valori stimati del tasso di mortalità naturale (M) per classe di età, rappresentano i dati di "input" richiesti dai modelli di dinamica di popolazione utilizzati negli *stock assessment* in oggetto.

Sulla scorta di tutte queste informazioni, i diagrammi sulle catture espresse in ton anno⁻¹, così come riportato in figura 7.9, sono stati reinterpretati in termini di numero di individui catturati, ripartiti per classi di età (Fig. 7.10).

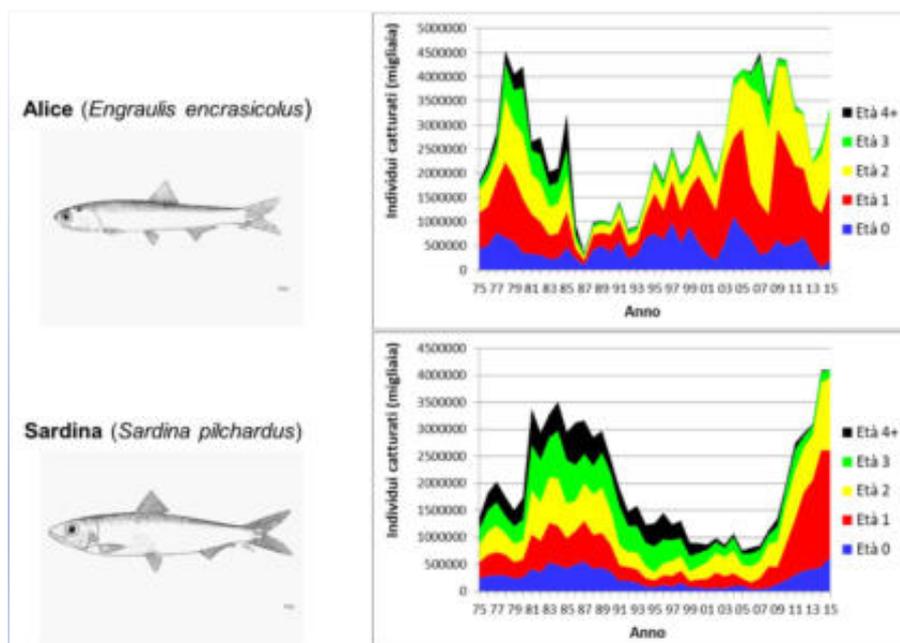


Fig. 7.10 Numero di individui per classe di età catturati dalle volanti e dalle lampare dell'Adriatico dal 1975 al 2015.

L'esame della figura 7.10 ci consente di evidenziare un fenomeno che accomuna in modo più o meno simile le catture sia di alici che di sardine: il progressivo calo, fino alla loro quasi scomparsa, delle classi di età 3 e 4+ nel pescato.

Nel caso delle alici, questa forte riduzione è già evidente a partire dalla crisi delle catture avvenuta negli anni 1986-87. Dopo quella data, la classe di età 4+ è di fatto scomparsa, mentre la classe 3 pur essendo presente anche dopo il 1987, si va assottigliando sempre più, con valori nel 2015, di fatto trascurabili, se confrontati con la biomassa totale catturata.

Il fenomeno è ancora più marcato nel caso delle sardine. Se per tutti gli anni '80 le varie classi di età nelle catture, risultavano ben bilanciate tra loro, a partire dall'anno 2000, le classi di età 4+ e 3 si riducono visibilmente, tanto da poter concludere che, nel 2015, tutte le catture sono rappresentate esclusivamente da individui appartenenti alle classi di età 0 (reclutamento), 1 e 2.

Le stime relative alla consistenza degli stock di alici e sardine, per il periodo 1975-2015, ottenuto come output dei modelli di dinamica di popolazione, è riportato nella figura 7.11.

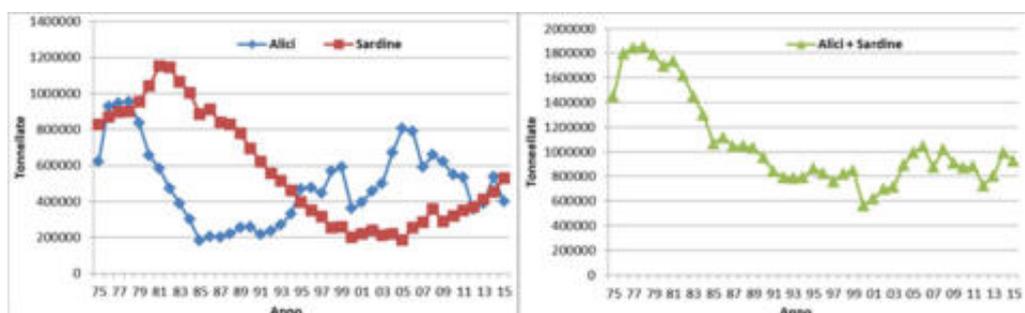


Fig. 7.11 Biomassa totale degli stock dal 1975 al 2015. (Fonte: A. Santojanni)

La crisi delle catture delle alici nel 1987, effettivamente corrisponde al minimo valore di biomassa lungo tutto il periodo (solo 200.000 tonnellate nel 1987, contro un massimo di circa 1 milione di tonnellate anno^{-1} nel triennio 1977-1979).

Se si considera la somma degli stock di alici e sardine si osserva che la consistenza dello stock complessivo di piccoli pelagici si stabilizza intorno alle 800.000-1.000.000 tonnellate anno⁻¹, a partire dagli anni '90 del secolo trascorso.

La figura successiva (Fig. 7.12), riguarda invece il rapporto tra le Reclute del nuovo anno (R_{t+1}), e lo stock dei Riproduttori (SSBt), stimati nell'anno precedente, rapporto che ci può fornire un'idea del successo riproduttivo dello stock parentale in ciascun anno. Nel caso delle sardine, si assiste ad una crescita notevole del rapporto, da circa 50 negli anni 92-96 a valori intorno a 140 nel 2015. L'andamento di questo rapporto nel caso delle alici è molto variabile, con evidenti oscillazioni interannuali, ma possiamo concludere che, dall'anno 2000 in poi, queste oscillazioni rimangono all'interno del range compreso tra 600 e 800.

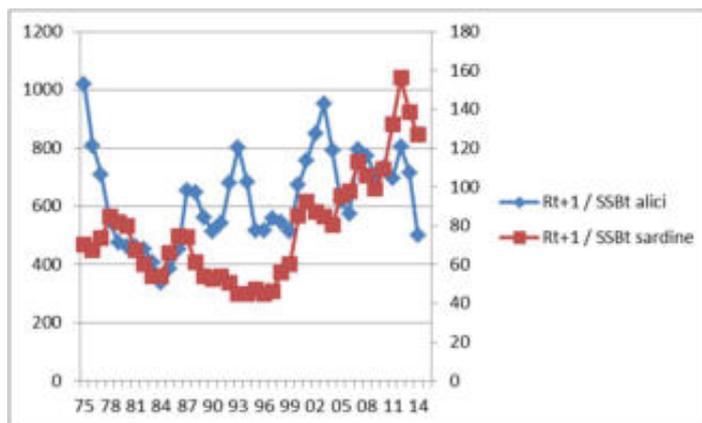


Fig.7.12 Andamento del rapporto Reclute $t+1$ / Riproduttori t dal 1975 al 2014. (Fonte: A. Santojanni)

7.2.6 Gli effetti della pressione di pesca sugli stock

I diagrammi presentati in figura 7.13 sono stati ottenuti accoppiando gli andamenti del dato statistico delle catture con le risposte fornite dai modelli di dinamica della popolazione, relativamente al solo comparto dei riproduttori.

Esaminando gli andamenti raffigurati nel grafico, la tendenza generale delle catture risente della variabilità della biomassa dei riproduttori che, come già discusso per tutto lo stock dei piccoli pelagici, sono soggetti a fluttuazioni interannuali anche notevoli.

Ma in questo caso si tratta di capire se questa variabilità è da riferire alle sole cause naturali e/o ambientali, oppure se è l'attività di pesca che influenza in qualche misura la dimensione dello stock dei riproduttori. Questo comparto è infatti cruciale per alimentare il comparto del Reclutamento e garantire così la continuità biologica di una popolazione.

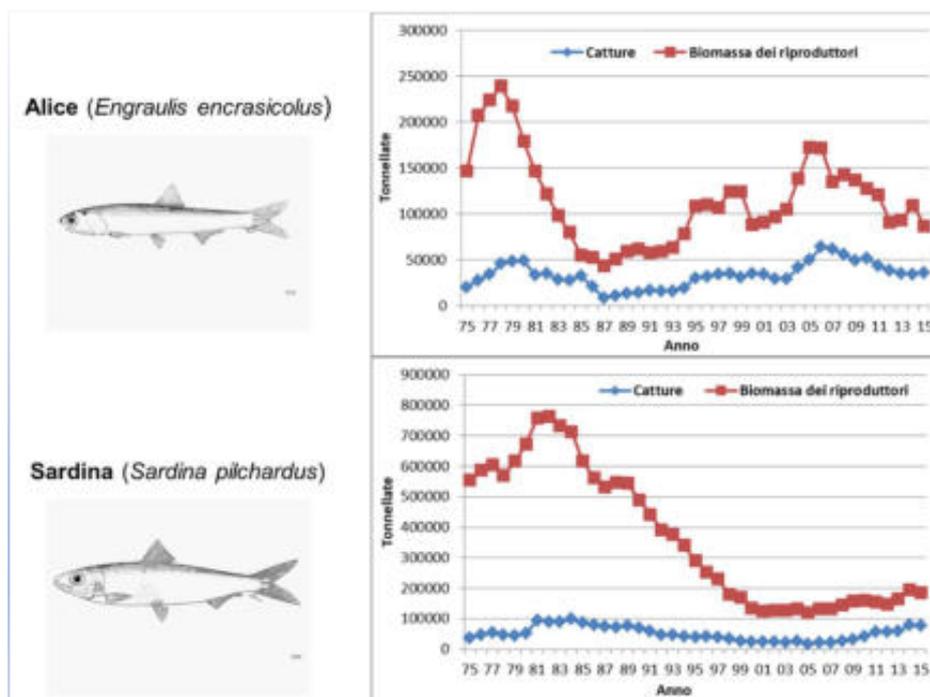


Fig. 7.13 Catture in peso e stima annuale della biomassa dei riproduttori in Adriatico dal 1975 al 2015. (Fonte: A Santojanni)

Partendo dalla constatazione che la base fondamentale per la conservazione e la gestione delle risorse ittiche deriva dalla conoscenza delle caratteristiche biologiche delle specie ittiche che costituiscono gli stock, gli esperti di pesca e di dinamica delle popolazioni (FAO, 2003), hanno elaborato procedure e metodi per la verifica della sostenibilità “ecologica” dell’attività di pesca. In particolare sono stati formulati indici e indicatori che forniscono una misura a questa sostenibilità.

Uno di questi indici è l’*FMSY* (*Fishing pressure Maximum Sustainable Yield*).

L’*Fmsy* è un *reference point*, un punto di riferimento biologico per la gestione sostenibile della pesca. Esso rappresenta il valore massimo della pressione di pesca che fornisce il “massimo rendimento sostenibile” a lungo termine, senza che lo stock ittico bersaglio della pressione subisca danni apprezzabili. Questo *reference point* viene calcolato mediante simulazioni analitiche che, sulla base delle relazioni tra il comparto del reclutamento e lo stock in accrescimento, forniscono gli scenari risultanti. In passato, la sovrapesca è stata una caratteristica comune nella maggior parte delle aree marine, non solo mediterranee. Una pesca eccessiva determina un valore corrente di F (F_{cur}), superiore a F_{msy} .

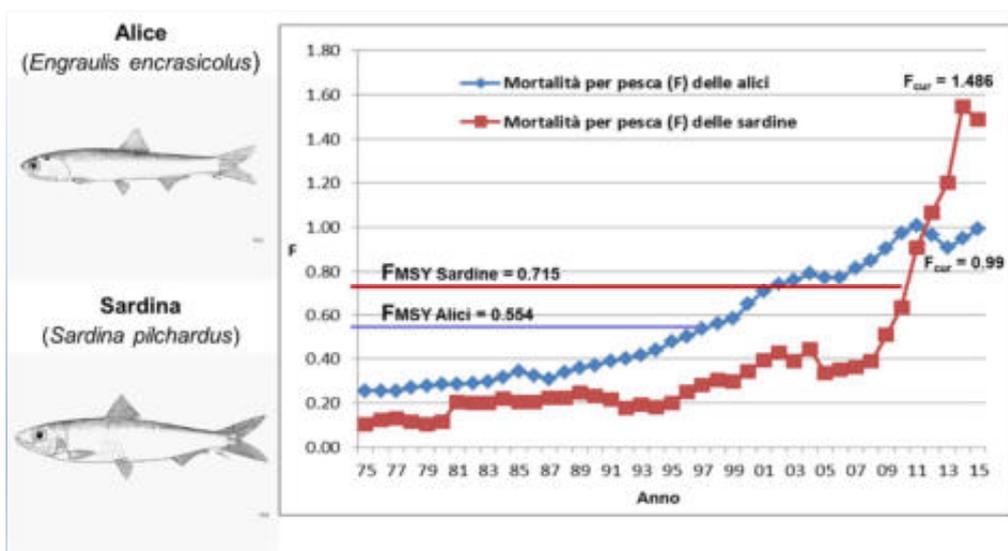


Fig. 7.14 Stato degli stock: indicazioni dai *biological reference points* basati sul tasso di mortalità per pesca. Per quel che riguarda invece i *biological reference points* basati sulla biomassa dei riproduttori, il valore più recente di tale grandezza, B_{cur} , è, per le alici, pari a 86.595 tonnellate, quindi tra il valore limite $B_{lim} = 45.936$ e quello precauzionale $B_{pa} = 91.872$; nel caso delle sardine si ha $B_{cur} = 183.873$ tonnellate vs $B_{lim} = 125.318$ e $B_{pa} = 250.636$. (Fonte: A. Santojanni)

Come si può accertare dall'esame della figura 7.14, gli stock di alici e sardine dell'Adriatico, sono stati sovrasfruttati, a partire dal 1999 e dal 2010 rispettivamente e sono tuttora in una fase di sovrasfruttamento.

Questa è la conclusione a cui sono giunti i componenti del Gruppo di Lavoro AdriaMed sulle Piccole Specie Pelagiche (WGSASP), nella già ricordata riunione di Roma del 7-12 novembre 2016.

Prima di passare alle conclusioni generali, il relatore illustra la figura 7.15, relativa ai cambiamenti nella composizione per taglia e per età dei pesci. La diminuzione della lunghezza media dei singoli individui nelle catture della flotta italiana (i cui dati vanno dal 1975 al 2014), inizia a manifestarsi in maniera evidente a partire dalla seconda metà degli anni '90, per le alici da circa 13,5 cm a < 12 cm nel 2014, per le sardine da valori > 16 cm a circa 13 cm. Per le catture delle flotte del versante orientale dell'Adriatico, le serie delle misure sono più corte (con inizio ben dopo il 1975) e caratterizzate da forte variabilità, soprattutto per le alici. Tuttavia, nel caso delle sardine, si può già riconoscere un trend in diminuzione, da 15,5 cm nel 2005 a < 14 cm nel 2014.

Questi andamenti comunque confermano quanto già dimostrato nella precedente figura 7.10 (Ripartizione degli individui per classi di età nelle catture), dove veniva sottolineato il progressivo e vistoso calo delle classi di età 3 e 4+, le età, per intenderci, degli individui di maggior taglia.

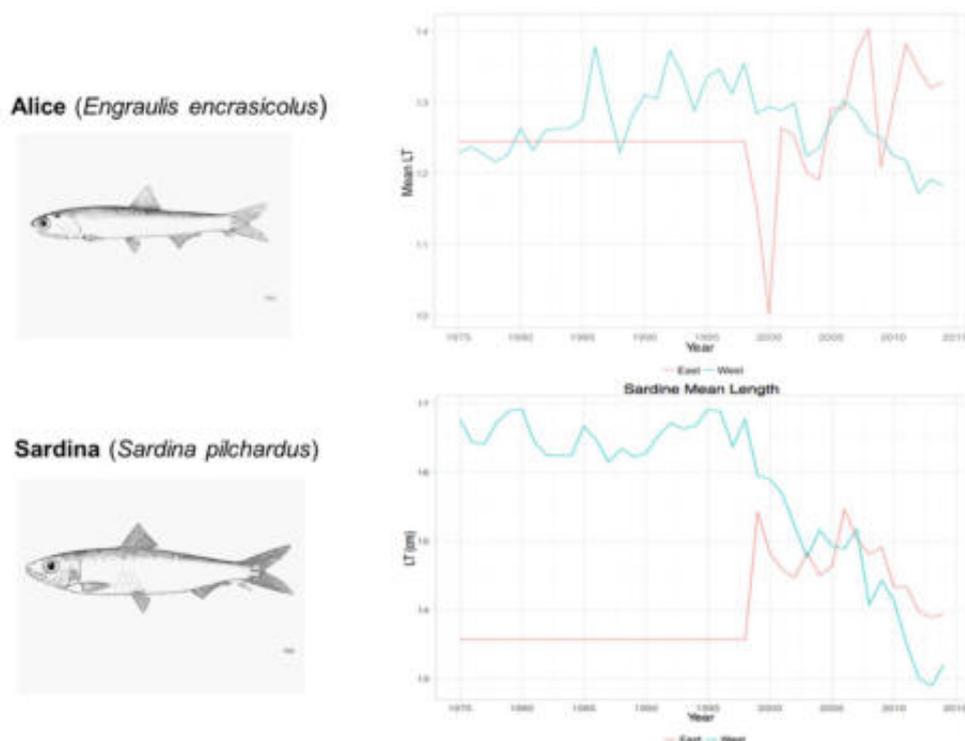


Fig. 8.15 Piccoli pelagici: cambiamenti nella composizione nella lunghezza media di alici e sardine (*West* = dati di cattura della flotta italiana; *East* = dati di cattura delle flotte del versante orientale dell'Adriatico). (Fonte: A. Santojanni)

7.3 Interpretazione dei fenomeni in atto

Per fornire una spiegazione dei fenomeni descritti precedentemente, in relazione soprattutto alla tendenza in atto verso un calo dell'età e delle dimensioni medie degli individui, il relatore fa riferimento alla ricca letteratura prodotta recentemente su questi argomenti. In particolare si sofferma sul lavoro di Brosset *et al.*, (2017), che analizza il fenomeno alla scala di tutto il Mediterraneo. In tutte le GSA mediterranee studiate, le alici e le sardine mostrano la stessa tendenza decrescente per quanto riguarda le dimensioni. Si tratta di un cambiamento generale e rapido che ha interessato e sta interessando tutto il Mediterraneo e che mostra una evidente sincronicità nelle varie GSA.

Quanto alle possibili cause, si può fare riferimento alla disponibilità di cibo, in particolare al comparto zooplanctonico, che rappresenta la principale fonte di predazione e alimentazione da parte dei piccoli pelagici (Basilone *et al.*, 2006). Minori livelli di qualità e/o quantità nelle risorse alimentari possono avere influito negativamente sulla crescita o, per meglio dire con il corrispondente termine anglosassone, sulla *body condition* del pesce, abbassandone sia la media complessiva, sia la dimensione massima. Al riguardo sono state osservate variazioni nella composizione delle comunità zooplanctoniche in diverse parti del Mediterraneo. Per l'Adriatico settentrionale esistono dati che indicano uno spostamento verso le specie più piccole di zooplancton (Mozetič *et al.*, 2012). Un quadro simile è stato segnalato per le acque costiere della Spagna settentrionale da Calvo *et al.*, (2011), i quali hanno messo in relazione questo fenomeno con un aumento delle temperature superficiali e della conseguente forte stratificazione di densità della colonna d'acqua.

Per quanto riguarda invece il ciclo biologico dei piccoli pelagici in Adriatico, un meccanismo in grado di influenzare l'intensità del reclutamento dell'alice nel nuovo anno, potrebbe essere correlato

al comportamento della Corrente Costiera Adriatica Occidentale (WACC) nella stagione autunnale precedente (Santojanni *et al.*, 2006).

Questa corrente innesca la formazione di un forte fronte di separazione che tende a separare le acque costiere dalle acque oligotrofiche del mare aperto. Elevati afflussi di acque dolci padane, unitamente a venti moderati da SSE e da ESE, sono le condizioni che possono facilitare l'estensione verso il largo della WACC, con acque ricche di nutrienti in grado di sostenere una maggior crescita della biomassa fito e zooplanctonica. In questo modo verrebbe aumentata l'area favorevole al reclutamento delle alici post-larvali, con benefici e vantaggi per la consistenza dell'intero stock.

7.4 Conclusioni

I piccoli pelagici sono tra le specie di pesci marini più importanti dal punto di vista ecologico ed economico (Morello & Arneri, 2009). La consistenza di questi stock è caratterizzata da ampie fluttuazioni: in Adriatico, il calo degli stock, unitamente a quello delle catture, si è già verificato nel passato recente, provocando gravi situazioni di crisi della pesca.

I dati presentati ci confermano che attualmente la pressione di pesca è eccessiva e potrebbe interferire con le “normali” fluttuazioni che già si osservano negli stock delle specie ittiche e, in particolare, di quelle dei piccoli pelagici. Lo studio della variabilità della *body condition* di alici e sardine rappresenta pertanto un indice chiave per determinare lo stato di salute delle popolazioni e la loro risposta ai cambiamenti ambientali e antropogenici.

Sulla base delle serie storiche dei dati di cattura e degli indici di abbondanza ottenuti con la metodologia acustica sono stati alimentati i modelli di dinamica di popolazione di alici e sardine, al fine di valutare la consistenza effettiva degli stock, suddivisa nei vari comparti (riproduttori, reclute, ecc.). In tal modo è stato possibile ricostruire l'intero ciclo biologico di queste due specie. Gli studi e le analisi hanno messo in luce una generale tendenza verso il peggioramento della *body condition*, accompagnata da un progressivo calo delle classi di età 3 e 4+.

Tuttavia, i tentativi di correlare questa generale tendenza a qualche fattore ambientale comune a tutte le GSA mediterranee, non hanno dato risultati certi. Probabilmente i cambiamenti osservati, tra cui la riduzione delle dimensioni degli individui, sono da rapportare anche ad effetti ambientali ed antropogenici regionali e locali. Per l'Adriatico sono da includere tra le possibili cause che possono determinare questi cambiamenti, il progressivo spostamento della composizione dello zooplancton verso specie più piccole e il comportamento della corrente costiera occidentale (WACC).

Bibliografia

- Azzali, M., De Felice, A., Luna, M., Cosimi, G., Parmiggiani, F., 2002. *The state of the Adriatic Sea centered on the small pelagic fish populations*. Marine Ecology, 23 (Suppl.1): 78-91.
- Basilone, G., Guisande, C., Patti, B., Mazzola, S., Cuttitta, A., Bonanno, A., Kallianiotis, A., 2004. *Linking habitat conditions and growth in the European anchovy* (*Engraulis encrasicolus*). Fisheries Research. 68. 9-19. 10.1016/j.fishres.2004.02.012.
- Brosset, P., Fromentin, J., Van Beveren, E., Lloret, J., Marques, V., Basilone, G., Bonanno, A., Carpi, P., Donato, F., Čikeš Keč, A., De Felice, A., Ferreri, R., Gašparević, D., Giráldez, A., Gücü, A., Iglesias, M., Leonori, I., Palomera, I., Somarakis, S., Ticina, V., Torres, P., Ventero A., Zorica, B., Ménard, F., Saraux, C., 2017. *Spatio-temporal patterns and environmental controls of small pelagic fish body condition from contrasted Mediterranean areas*. Progress in Oceanography, Volume 151, February 2017, Pages 149-162.
- Calvo, E., Simó, R., Coma, R., Ribes, M., Pascual, J., Sabatés, A., Gili, J., et al., 2011. *Effects of climate change on Mediterranean marine ecosystems: the case of the Catalan Sea*. Climate Research, 50: 1-29.
- Coll, M., Santojanni, A., Palomera, I., Tudela, S., Arneri, A., 2007. *An ecological model of the Northern and Central Adriatic Sea: Analysis of eco system structure and fishing impacts*. Journal of Marine System, 67 (2007): 119-154.
- FAO, 2003. Fish Stock Assessment Manual. (Emygdio L. Cadima - Consultant). FAO Fisheries Department. FAO FISHERIES TECHNICAL PAPER 393 Rome, 2003
- Leonori I., Ticina V., De Felice A., Vidjak O., Grubisic L., Pallaoro A. 2012. *Comparisons of two research vessels' properties in the acoustic surveys of small pelagic fish*. Acta Adriatica. 53(3): 389-398.
- Leonori I., De Felice A., Biagiotti I., Canduci G., Costantini I., Malavolti S. 2017. *La valutazione degli stock dei piccoli pelagici in Adriatico: l'approccio acustico*. In: Marini M., Bombace G., Iacobone G. Il mare Adriatico e le sue risorse. ISBN-978-88-95346-92-2. Carlo Saladino Editore; pp. 61-79, 268 pp.
- Malavolti S, De Felice A, Costantini I, Biagiotti I, Canduci G, Grilli F, Marini M, Tirelli V, Borme D, Caputo Barucchi V. and Leonori I. 2018. *Distribution of Engraulis encrasicolus eggs and larvae in relation to coastal oceanographic conditions (the South-western Adriatic Sea case study)*. Mediterranean Marine Science, 19(1), 180-192.
- MEDIAS Handbook, 2017. Common protocol for the Pan-MEDITerranean Acoustic Survey (*MEDIAS*), April 2017. 22 pp. <http://www.medias-project.eu/medias/website>.
- Morello, E.B., Arneri E., 2009. *Anchovy and Sardine In The Adriatic Sea: An Ecological Review*. Oceanography and Marine Biology. 47. 209-256. 10.1201/9781420094220.ch5.
- Mozetič, P., Francé, J., Kogovšek, T., Talaber, I., Malej, A., 2012. *Plankton trends and community changes in a coastal sea (northern Adriatic): Bottom-up vs. top-down control in relation to environmental drivers*. Estuarine Coastal and Shelf Science. 115. 138-148. 10.1016/j.ecss.2012.02.009.

- SAC & WGSASP, 2016. Scientific Advisory Committee on Fisheries (SAC). Working Group on Stock Assessment of Small Pelagic Species (WGSASP). GFCM and FAO headquarters, Rome, Italy, 7–12 November 2016. Final report.
- Santojanni, A., Arneri, E., Barry, C., Belardinelli, A., Cingolani, N., Giannetti, G., Kirkwood, G., 2003. *Trends of anchovy (Engraulis encrasicolus, L.) biomass in the northern and central Adriatic Sea*. *Scientia Marina* 67: 327-340.
- Santojanni, A., Arneri, E., Bernardini, V., Cingolani, N., Di Marco, M., Russo, A., 2006. *Effects of environmental variables on recruitment of anchovy in the Adriatic Sea*. *Climate Research* 31: 181-193.
- Santojanni, A., Cingolani, N., Arneri, E., Kirkwood, G., Belardinelli, A., Giannetti, G., Colella, S., Donato, F., Barry, C., 2005. *Stock assessment of sardine (Sardina pilchardus, Walb.) in the Adriatic Sea, with an estimate of discards*. *Scientia Marina* 69 (4): 603-617.

Cap. 8. Nutrienti, produzione primaria e sbarcato: possibili legami

Relatore: Simone Libralato - OGS

8.1 Introduzione

I contenuti di questa presentazione, che si è svolta presso il CRM di Cesenatico il 21/11/2018, hanno visto il contributo dei ricercatori dell'Istituto Nazionale di Oceanografia e di Geofisica Sperimentale – OGS, di Trieste: S. Libralato (relatore), G. Cossarini e C. Solidoro del gruppo ECHO²³ (*Ecology and Computational Hydrodynamics in Oceanography*), la cui attività comprende l'analisi e l'uso di metodi di analisi numerica, modelli fisici e modelli ecologici accoppiati a modelli di trasporto di varia complessità. Sono state riportate attività sviluppate anche con il contributo di T. Fortibuoni, O. Giovanardi e Saša Raicevich dell'Istituto Superiore per la Ricerca e la Protezione dell'ambiente (ISPRA), sezione di Chioggia, e di F. Pranovi del Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica (DAES) dell'Università Ca' Foscari di Venezia.

Gli argomenti dibattuti riguardano le relazioni che esistono tra l'apporto a mare di nutrienti, la produzione primaria, e più in generale le dinamiche biogeochimiche, le relazioni trofiche e la produzione ittica.

8.2 Il mondo della pesca

Il relatore introduce la sua presentazione con un'immagine un po' provocatoria (Fig. 8.1), che in qualche modo contribuisce a chiarire fin dall'inizio il contesto in cui ci si deve muovere per un approccio corretto a tutta la problematica: l'influenza delle variabili ambientali ed antropiche sullo stato delle risorse ittiche condiziona direttamente la sopravvivenza del mondo della pesca.

Le interazioni che si stabiliscono tra tutte queste variabili non sono sempre e chiaramente distinguibili; da qui la necessità di un approccio integrato che consenta di rappresentarne la complessità e spiegarne i meccanismi, con l'obiettivo di fare emergere quelle relazioni di causa-effetto tra le varie componenti che possono influenzare le dinamiche di medio e lungo periodo delle risorse ittiche in Adriatico.



Fig. 8.1 Come sarà il pescatore del futuro?

²³ <https://www.inogs.it/en/content/echo-ecology-and-computational-hydrodynamics-oceanography>

Si tratta infatti di analizzare lunghe serie di dati di varia natura, di individuare trend, di verificare gli effetti dei nutrienti sui livelli trofici e quindi sulla produttività del sistema. L'analisi consente in taluni casi di identificare i processi predominanti che influiscono sull'entità dello sbarcato e verosimilmente sulla consistenza degli stock.

8.3 Evoluzione dei livelli trofici

Il parametro ambientale più facilmente disponibile per descrivere lo stato trofico del sistema è rappresentato dalla clorofilla, indicatore primario di biomassa fitoplanctonica. La misura della clorofilla è comunemente effettuata in tutte le campagne di monitoraggio in Adriatico, per cui sono disponibili serie temporali ormai più che trentennali di dati, non solo, ma è anche possibile accedere alle immagini satellitari ed ai dataset ad esse collegati. L'analisi delle serie storiche di questo importante indicatore consente di inferire sull'evoluzione nel tempo dei livelli trofici del sistema.

Non sempre i risultati di queste analisi concordano. La variabilità nel lungo periodo può essere influenzata dalla lunghezza e completezza delle serie temporali utilizzate, dalla frequenza delle misure e dalla complessità stessa, intrinseca della serie temporale, dove l'eventuale trend di lungo periodo è fortemente "disturbato", dalle forti variazioni stagionali e casuali della clorofilla. Questo vale anche nel caso in cui le tecniche di analisi delle serie temporali siano applicate ai dati da satellite, dove assume grande importanza la risoluzione spaziale adottata (i.e. le dimensioni dei *pixel*), la presenza e dimensione dei gaps temporali nella serie (ad. Esempio a causa della copertura nuvolosa), la scala temporale su cui mediare il dato puntuale e, non ultima, la bontà e la tipologia dell'algoritmo utilizzato per trasformare il segnale satellitare in concentrazione di clorofilla.

8.3.1 Elaborazione dei dati da satellite

L'esempio proposto relativo al bacino mediterraneo, spiega molto bene quanto i risultati delle analisi possano essere contrastanti. (Fig. 8.2)

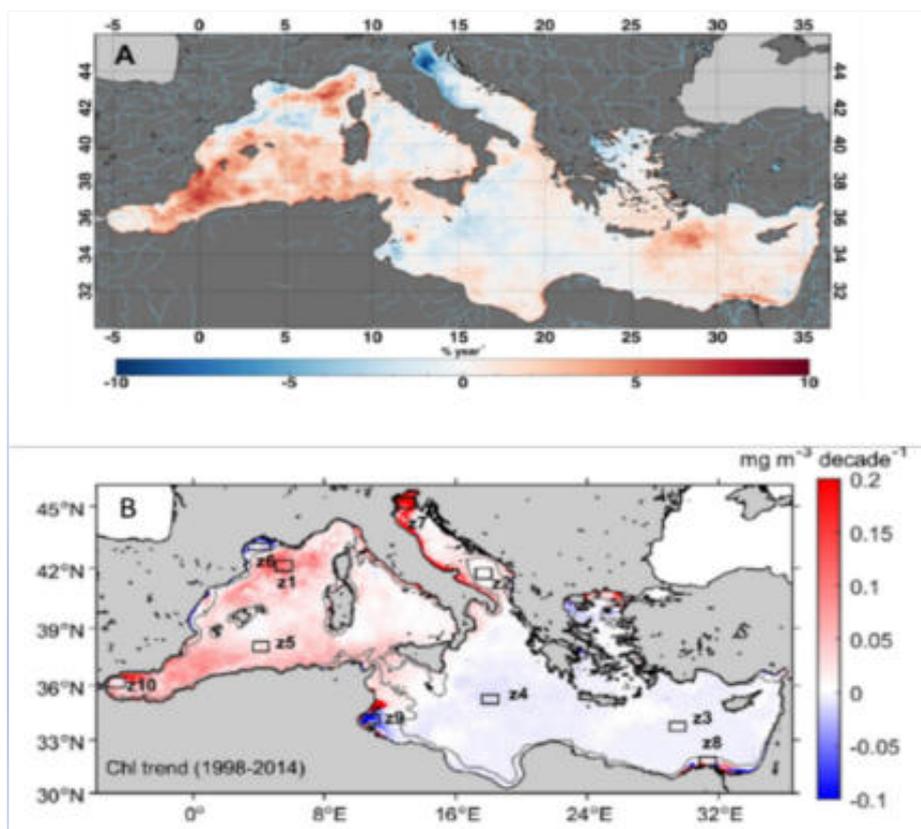


Fig. 8.2 Bacino del Mediterraneo: trend delle concentrazioni di Chl-a, ottenuti dall'elaborazione dei dati satellitari. Pannello superiore: da Colella *et al.*, 2016. Pannello inferiore: da Salgado-Hernanz *et al.*, 2018.

Nella figura 8.2, nella parte superiore, vengono mostrati i trend delle concentrazioni della clorofilla ottenute accedendo al dataset OC (*Ocean Colour satellite dataset*) (Colella *et al.*, 2016). Il set di dati disponibile copre l'intero bacino mediterraneo, per il periodo che va dal 1998 al 2009, con una risoluzione temporale giornaliera e una risoluzione spaziale di 1 km. Nella figura sono rappresentate, con opportune gradazioni del colore, le differenze relative (%), corrispondenti al trend dimensionale della clorofilla (espresso cioè in $\pm \text{mg Chl-a m}^{-3} \text{ anno}^{-1}$), rispetto ai valori della sua concentrazione climatologica (i.e. la media di tutto il periodo).

Queste elaborazioni mettono ben in evidenza un trend negativo delle misure di clorofilla per il Nord Adriatico (compreso tra -5 e -10%) e sembrano indicare un sistema sempre più oligotrofico.

Nel pannello inferiore sono invece rappresentati i trend della clorofilla valutati su un periodo che va dal 1998 al 2014 (Salgado-Hernanz *et al.*, 2018). La scala adottata (gradazioni di colore), si riferisce al trend espresso in $\text{mg Chl-a m}^{-3} \text{ decade}^{-1}$. La mappa mostra la distribuzione globale del valore di trend sul lungo periodo (17 anni). Si individua chiaramente un trend positivo per l'Adriatico, dove l'incremento medio della clorofilla è risultato pari a $+0.047 \pm 0.085 \text{ mg m}^{-3} \text{ decade}^{-1}$, con un massimo di $+0.241 \pm 0.022 \text{ mg m}^{-3} \text{ decade}^{-1}$ lungo la costa nord-occidentale.

Va specificato che le due analisi riportate (Colella *et al.*, 2016; Salgado-Hernanz *et al.*, 2018) si basano sulla stessa fonte di dati ovvero il servizio EU Copernicus. Tuttavia i sensori (MODIS, VIRS e SeaWiFS) utilizzati per creare il dato e l'algoritmo utilizzato per la zona costiera (MEdOC4) hanno subito alcune variazioni nel corso del tempo. Oltre alla lunghezza e al differente periodo analizzato, quindi, una certa incertezza è attribuibile anche alla diversa origine del dato stesso.

8.3.2 *La tendenza all'oligotrofizzazione in Alto Adriatico*

Preso atto di queste evidenti differenze, vengono illustrati i risultati salienti di uno studio ormai non più recente (Mozetič *et al.*, 2009), che però può essere considerato basilare ed essenziale per comprendere i fenomeni in corso, relativi all'evoluzione dei livelli trofici nel bacino Adriatico settentrionale. Lo studio in questione si riferisce alle analisi condotte su una base dati che raccoglie tutte le osservazioni *in situ* di Chl-a, per il periodo 1970-2007, nel mare Adriatico settentrionale. Lo studio prende in considerazione anche le informazioni satellitari SeaWiFS²⁴ (Fig. 8.3).

²⁴ SeaWiFS (*Sea-Viewing Wide Field-of-View Sensor*). Questo sensore, montato su satellite, era stato progettato per raccogliere e trasmettere dati biologici globali sull'oceano. SeaWiFS, attivo dal settembre 1997 al dicembre 2010, ha reso disponibile numerosissime mappe-immagine satellitari della concentrazione di Chl-a nelle acque marine superficiali, incluso l'Adriatico settentrionale.

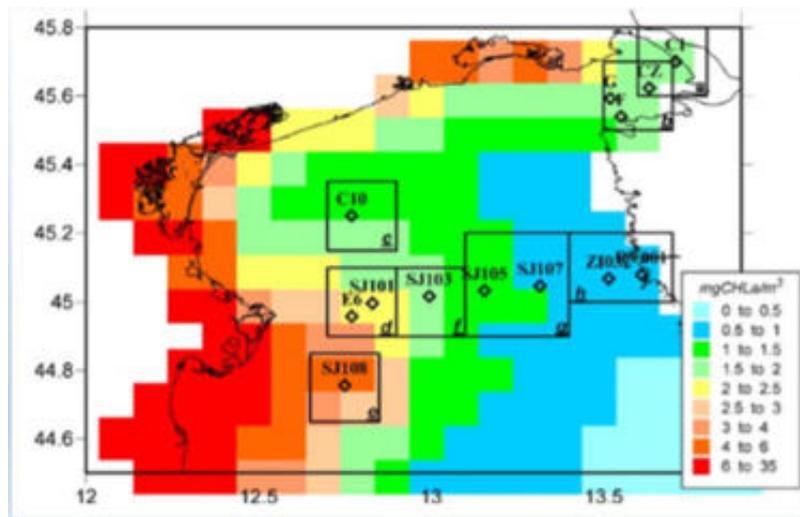
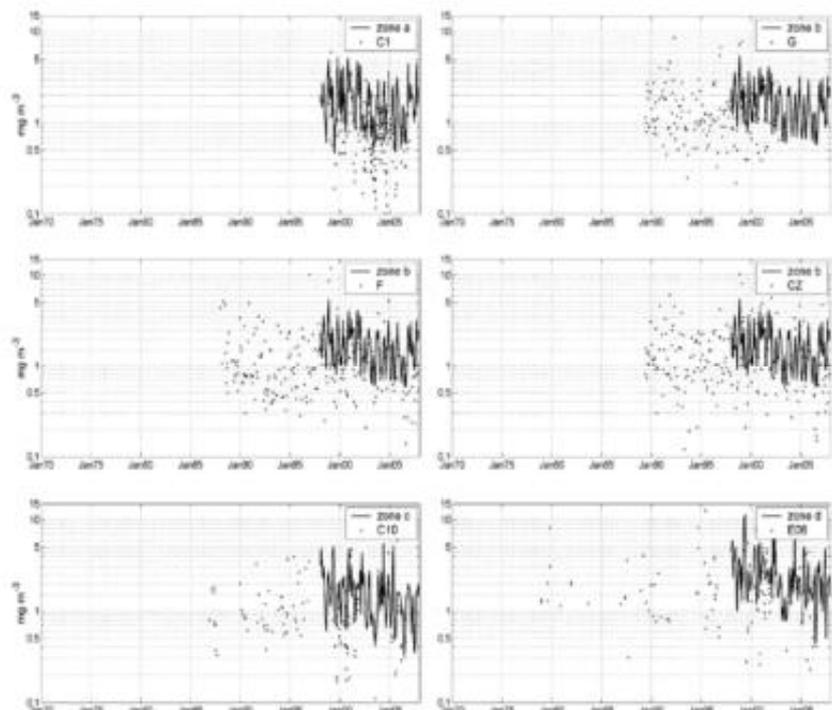


Fig. 8.3 Mappa satellitare dell'Adriatico settentrionale, che riporta le concentrazioni di clorofilla *a*, come medie del periodo gennaio 1998-dicembre 2007. Con il simbolo □ sono anche rappresentate 13 stazioni di campionamento per le determinazioni di Chl-*a* *in situ*. I quadrati contrassegnati dalle lettere dalla *a* alla *h*, si riferiscono alle 8 zone per le quali sono state calcolati i trend dai dati di Chl-*a* da satellite. Ogni quadrato contiene da una a tre stazioni di campionamento. (Da Mozetič *et al.*, 2009)

Le successive elaborazioni mostrano una tendenza generale verso la riduzione della clorofilla, verificatosi nell'arco degli anni indagati, che sembra più marcata nella zona eutrofica a ridosso del delta padano, direttamente interessata dagli apporti del fiume Po.

Quello che emerge dalle rappresentazioni riportate in figura 8.4, è una sostanziale diminuzione delle concentrazioni di Chl-*a* per tutto il bacino settentrionale dell'Adriatico, quantificabile con un tasso di riduzione mediamente pari a $-0,11 \text{ mg m}^{-3} \text{ anno}^{-1}$.



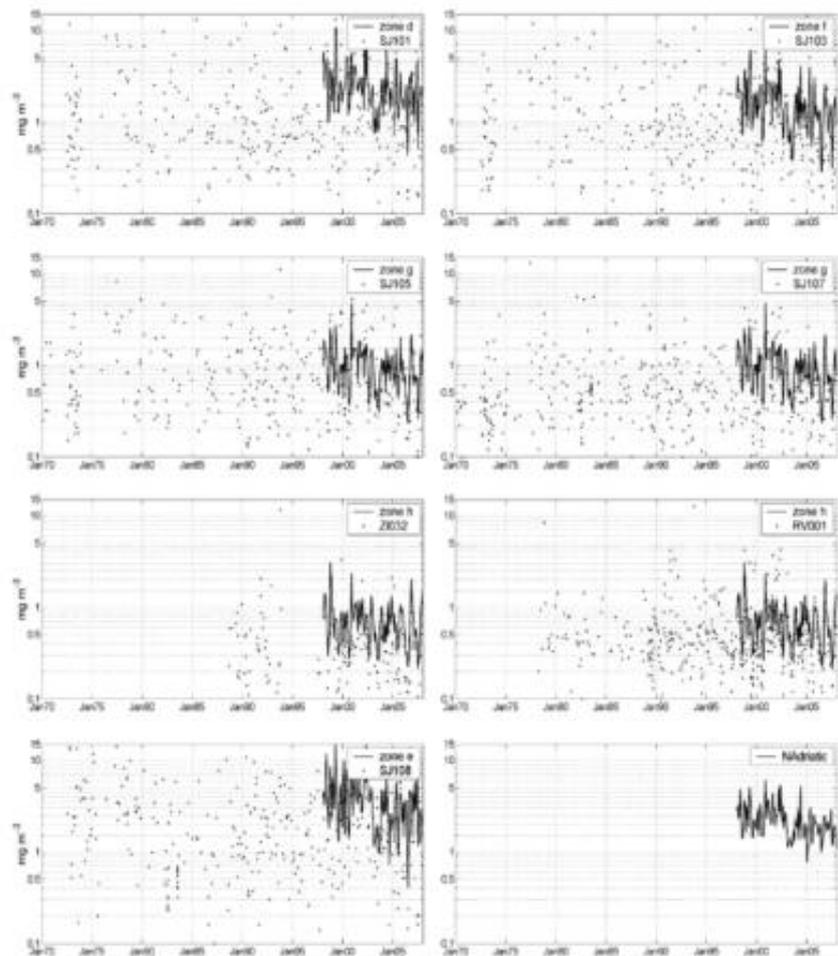


Fig. 8.4

Serie temporali delle concentrazioni di Chl-a superficiale. I punti si riferiscono alle misure in campo nelle 13 stazioni indicate nella figura precedente, per il periodo 1970-2007. Le linee rappresentano le medie mensili di Chl-a da satellite, per il periodo 1998-2007 nelle aree rappresentate dai quadrati nella figura precedente. L'ultimo pannello in basso a destra rappresenta la serie dei dati satellitari per tutto l'Adriatico settentrionale. (Da Mozetič *et al.*, 2009)

Gli autori del citato lavoro giungono ad affermare che siamo in presenza di un fenomeno in controtendenza, di una “oligotrofizzazione” in atto per l'Adriatico settentrionale, in congruità anche con il corrispondente calo delle concentrazioni di Fosforo-ortofosfato e Azoto ammoniacale a mare. E concludono dicendo che la percezione ancora molto diffusa che l'Adriatico sia un bacino eutrofizzato ormai non è più appropriata, almeno per la parte settentrionale del bacino e per gli anni più recenti.

8.3.3 Elaborazioni statistiche di dettaglio

Ad avvalorare questa conclusione, altre elaborazioni sempre tratte dal lavoro di Mozetič *et al.* (2009), permettono di assegnare un valore quantitativo alla oligotrofizzazione del bacino, distinguendo sia le diverse aree, sia i diversi momenti stagionali.

La tabella 8.1 presenta i risultati dell'applicazione del test non-parametrico, Kendall-Tau-Sen²⁵ sui dati aggregati stagionalmente, allo scopo di rilevare le tendenze di lungo periodo (circa 35 anni di dati). Sono riportati i coefficienti di trend con i rispettivi *p-values*.

Zone	Station	Winter		Spring		Summer		Autumn	
		Trend	<i>p</i> Value						
a	C1	-0.310	0.07	0.020	0.90	-0.010	0.54	-0.070	0.54
b	F	0.005	1.00	0.016	0.35	-0.022	0.55	0.030	0.55
	CZ	0.001	0.96	-0.014	0.44	-0.015	0.26	-0.060	0.27
	G	0.016	0.56	0.025	0.38	-0.011	0.58	-0.040	0.12
c	C10	-0.028	0.37	-0.008	0.96	-0.033	0.22	0.030	0.58
d	E6	0.031	0.45	0.016	0.63	0.008	0.80	-0.010	0.78
	SJ101	0.004	0.88	0.024	0.41	-0.003	0.73	-0.020	0.61
f	SJ103	-0.003	0.89	-0.028	0.31	-0.012	0.05	-0.030	0.32
g	SJ105	0.016	0.08	-0.004	0.70	-0.003	0.40	0.020	0.13
	SJ107	0.004	0.27	0.004	0.42	-0.003	0.28	0.010	0.49
h	ZI032	0.018	0.47	-0.008	0.22	-0.005	0.22	-0.030	0.40
	RV001	0.006	0.30	0.000	0.92	-0.003	0.43	-0.010	0.48
e	SJ108	-0.046	0.03	-0.026	0.36	-0.021	0.20	-0.040	0.19

Tab. 8.1 Analisi dei trend delle concentrazioni di clorofilla con il test Kendall-Tau-Sen, per le 13 stazioni dell'Adriatico settentrionale. I dati sono aggregati per stagione. (N.B.: i coefficienti di trend sono espressi in mg Chl-a m⁻³ anno⁻¹. La loro significatività statistica è evidenziata in grassetto). (Da Mozetič *et al.*, 2009)

La caratteristica più evidente in tutte le stagioni è la diminuzione delle concentrazioni di Chl-a nella zona notoriamente eutrofica, in corrispondenza del delta del Po (stazione SJ108), soprattutto nella stagione invernale (-0,05 mg Chl-a m⁻³ anno⁻¹).

Nelle altre zone dell'Adriatico settentrionale la dinamica temporale della clorofilla appare più stabile, con trend poco significativi, sia in aumento, sia in diminuzione. Risulta tuttavia ben dimostrata la significativa tendenza generale all'abbassamento delle concentrazioni di Chl-a nel periodo estivo, in tutto il bacino.

Un chiaro e statisticamente significativo calo della clorofilla è comprovato anche applicando le stesse tecniche di analisi alle serie dei dati da satellite, dopo aver destagionalizzato²⁶ gli andamenti delle concentrazioni di Chl-a nel tempo. Nella tabella 8.2, per ciascuna delle 8 aree di interesse del

²⁵ Il Kendall-Tau-Sen test è in realtà un insieme di test non-parametrici, che prescindono cioè dall'assunto di normalità delle distribuzioni, particolarmente efficaci nell'analisi delle serie storiche di dati di concentrazione. Il primo, il Test di Mann-Kendall fornisce un'indicazione sull'esistenza o meno di una tendenza nei dati, positiva o negativa. Il successivo calcolo della Tau di Kendall consente di confrontare due serie di dati ed assegnare significatività alla loro eventuale correlazione. Infine, quando il test di Mann-Kendall dimostra l'esistenza di una tendenza monotonica (i.e. lineare) nei dati, è possibile tracciare una linea di Theil-Sen per stimare la pendenza della retta di tendenza. La linea di Theil-Sen è un'alternativa non parametrica alla più tradizionale retta di regressione ottenuta con il sistema dei minimi quadrati (*ordinary least squares method*), tipico della statistica parametrica.

²⁶ Una serie storica di dati (Y_t), è il risultato di una combinazione di più componenti che sono rappresentabili come: tendenza generale (T_t), stagionalità (S_t), resto (o variabilità residua: R_t). In genere queste componenti possono essere collegate tra loro in modo additivo: $Y_t = T_t + S_t + R_t$.

La componente ciclica S_t è presente nel caso di serie temporali che descrivono fenomeni relativi a periodi di osservazione piuttosto lunghi (multiannuali). Le attuali tecniche di analisi (ad es. *package stats* del programma R), permettono di ripulire la serie dalle componenti S_t e R_t , per restituire la sola componente T_t .

Nord Adriatico sono indicati i valori mediani della Chl-a per tutto il periodo 1998-2007, il coefficiente di trend e il corrispondente *p-value*, e infine la variazione relativa della clorofilla, espressa in percentuale per anno.

Considerando l'intero bacino (NA), il decremento medio ammonta a $-0.11 \text{ mg di Chl-a m}^{-3} \text{ anno}^{-1}$, che corrisponde ad un calo di oltre 1 mg m^{-3} nel decennio 1988-2007. Il trend negativo (da -0.12 a $-0.27 \text{ mg di Chl-a m}^{-3} \text{ anno}^{-1}$), risulta più marcato nell'area direttamente interessata dagli apporti del Po (zone *e, d, f*), con decrementi percentuali che raggiungono il -9% all'anno. Le acque più oligotrofiche della costa istriana (zona *h*) mostrano il decremento più basso, sia in valore assoluto che relativo, mentre le zone relative al Golfo di Trieste (zone *a, b*), al Golfo di Venezia (zona *c*) e alla parte centrale dell'Adriatico settentrionale (zona *g*), sono caratterizzate da un comportamento intermedio.

Zone	Median Chl <i>a</i> (mg m^{-3})	Trend ($\text{mg m}^{-3}\text{year}^{-1}$)	<i>p</i> Value	Relative coefficient (% per year)
a	1.50	-0.088	<0.001	-5.8
b	1.47	-0.090	<0.001	-6.1
c	1.47	-0.089	<0.001	-6.1
d	2.19	-0.192	<0.001	-8.8
f	1.47	-0.119	<0.001	-8.1
g	0.87	-0.056	<0.001	-6.4
h	0.67	-0.022	<0.001	-3.3
e	3.40	-0.272	<0.001	-8.0
NA	2.01	-0.108	<0.001	-5.4

NA Northern Adriatic

Tab. 8.2 Coefficienti di trend, espressi in $\text{mg Chl-a m}^{-3} \text{ anno}^{-1}$, con i rispettivi *p-values*, calcolati applicando il Kendall-Tau-Sen test alla serie destagionalizzata dei dati di clorofilla da satellite (1998-2007), per ciascuna delle 8 aree di interesse dell'Adriatico settentrionale. (Da Mozetič *et al.*, 2009)

Nel lavoro di Colella *et al.*, (2016), i risultati ottenuti sono in accordo con quanto descritto sopra. Nella figura 8.5, il dettaglio mostrato per il nord Adriatico e la scomposizione della serie dei dati di clorofilla, ci permette di seguire nel tempo la variazione dello stato trofico nel bacino settentrionale dell'Adriatico e di individuare nella prima parte degli anni 2000 (2001-2003), una brusca caduta delle concentrazioni di clorofilla, da $\sim 1,3$ a $\sim 0,5 \text{ mg m}^{-3}$. Questo salto nei valori è da riferire alla componente interannuale della clorofilla (i.e., il trend delle concentrazioni di Chl-a, ripulito dalla componente stagionale e dalla componente casuale), e sembra indicare il raggiungimento da parte del sistema, di un nuovo stato di equilibrio trofico, in cui le concentrazioni oscillano intorno a $0,5 \text{ mg Cha-a m}^{-3}$, senza presentare ulteriori brusche variazioni, per tutto il periodo successivo (2003-2009).

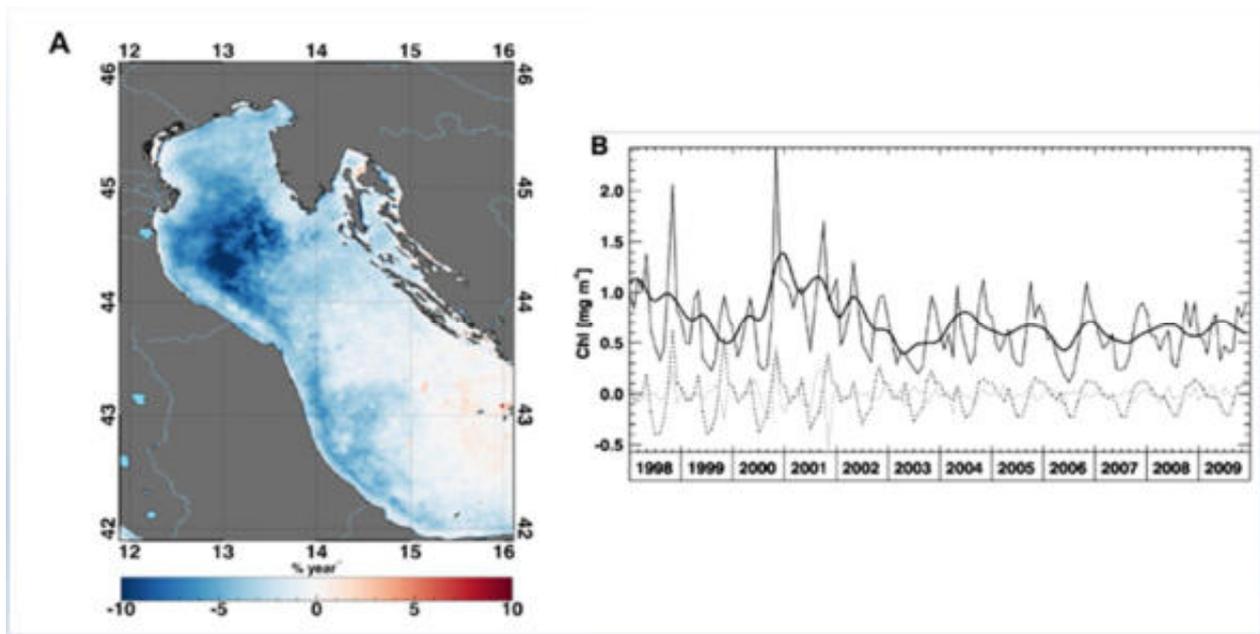


Fig. 8.5 Trend della clorofilla nel Nord Adriatico (a sinistra), espresso come percentuale di variazione rispetto al campo climatologico di Cha-a (1998-2009) e serie temporale del dato mediato su tutta l'area (a destra), con scomposizione della serie in tutte le sue componenti. (Da Colella *et al.*, 2016)

(Linea sottile: segnale originario della Cha-a; linea tratteggiata: componente stagionale; linea grigia: componente irregolare; linea più spessa: componente interannuale.)

8.3.4 Modificazioni nelle successioni stagionali e nella composizione specifica di fito-zooplankton

Il calo della clorofilla e la tendenza all'oligotrofizzazione potrebbero ascriversi al progressivo calo dei carichi di nutrienti di provenienza padana, che probabilmente ha influenzato anche la successione stagionale delle comunità fitoplanctoniche. I massimi di clorofilla che nei decenni passati si verificavano nel periodo tardo invernale (gennaio-febbraio), compaiono ora sempre più avanti nella stagione primaverile (da aprile a maggio). Se nel periodo precedente ai picchi di clorofilla tardo-invernali erano associati bloom dominati da piccole diatomee (es. *Skeletonema marina*, Bernardi Aubry *et al.*, 2006; Harding *et al.*, 1999), nell'ultimo decennio i picchi di aprile e maggio sono in genere da riferire a comunità fitoplanctoniche dominate da nanoflagellati autotrofi, e occasionalmente dalla diatomea *Cerataulina pelagica* (Socal *et al.*, 2008), e da piccole dinoflagellate, ad es. *Prorocentrum minimum* (Bernardi Aubry *et al.*, 2006).

In linea con questo scenario, è da annoverare anche la diminuita intensità dei bloom e la comparsa di varie specie di diatomee del genere *Chaetoceros* nelle fioriture tardo invernali che si verificano nel golfo di Trieste. Queste fioriture negli anni recenti presentano una più elevata frequenza, se confrontate con quelle che si registravano nei primi anni '90 (Virgilio, 2007). Le piccole dimensioni e la disposizione a catenella di *Chaetoceros* spp., con un alto rapporto tra superficie e volume cellulare, favoriscono l'assunzione di sostanze nutritive e sono il sintomo dell'adattamento del sistema alla bassa disponibilità di nutrienti e all'aumento del rapporto N:P (Lagos *et al.*, 2004).

I cambiamenti del livello trofico sono dunque accompagnati da una variazione non solo delle abbondanze totali, ma anche della composizione specifica delle comunità fitoplanctoniche e zooplanctoniche. Il monitoraggio delle composizioni relative ai diversi gruppi costituisce pertanto un passaggio obbligato per meglio connotare gli effetti delle modificazioni del regime trofico.

Al riguardo il relatore fa riferimento a due importanti lavori, il primo sul golfo di Trieste (Cabrini *et al.*, 2012), il secondo sul golfo di Venezia (Bernardi Aubry *et al.*, 2012).

In entrambi gli studi, gli autori riportano i risultati ottenuti applicando alla serie dei dati di plancton, organizzate in matrici di comunità (*community matrix*), tecniche innovative di analisi (*Indicator Species Analysis*²⁷), che consentono di identificare le specie più rappresentative caratterizzanti i popolamenti, a seconda del sito e/o della stagione. (Fig. 8.6)

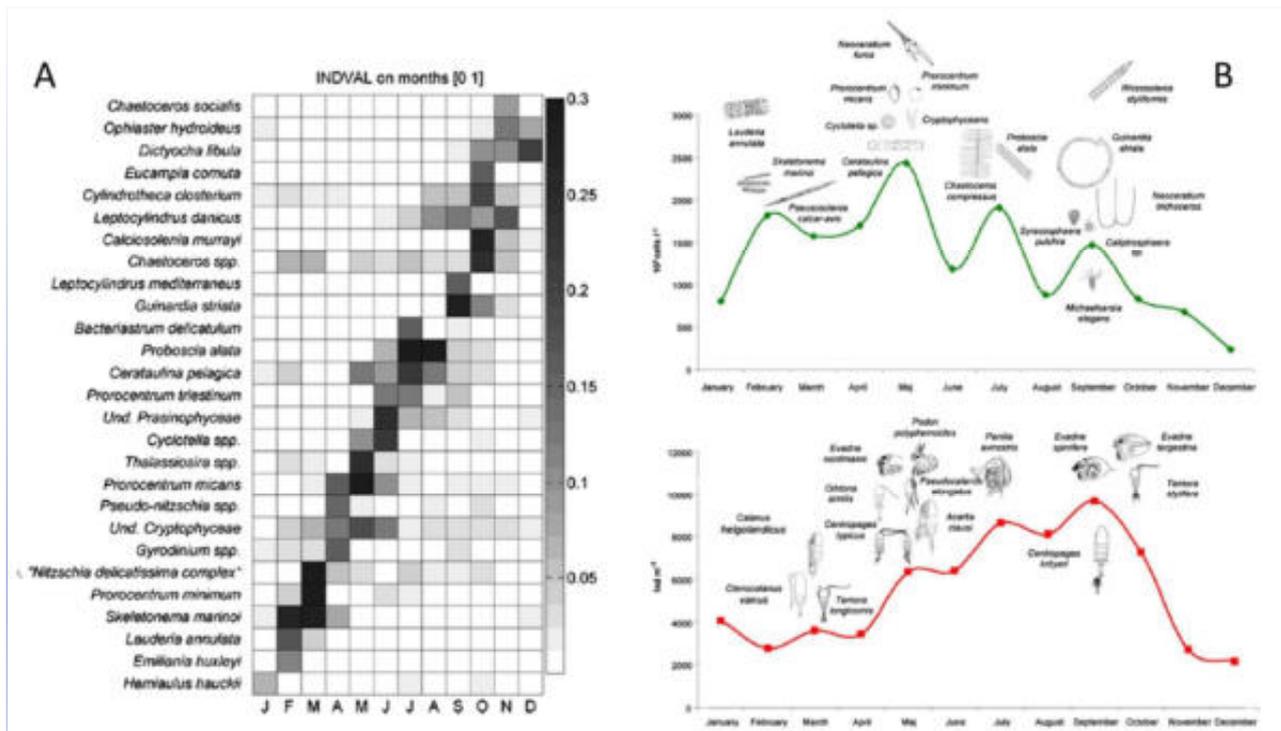


Fig. 8.6 Variazioni nella composizione specifica del plancton nell'arco annuale. A) **Pannello a destra** (Golfo di Trieste, da Cabrini *et al.*, 2012): elenco dei taxa fitoplanctonici caratterizzati da *IndVal* più alto e significativo, per mese. B) **Pannello a sinistra** (Nord Adriatico, da Bernardi Aubry *et al.*, 2012): trend annuali delle abbondanze di fito- e meso-zooplancton; i valori mensili rappresentano le abbondanze medie mensili, calcolate dall'intero dataset (1977-2006 per il fito-, e 1986-2006 per lo zooplancton). In corrispondenza di ogni *bloom* sono indicati i taxa più rappresentativi.

Nello schema raffigurato a sinistra (Pannello A), relativo al golfo di Trieste, sono evidenziati i taxa fitoplanctonici con punteggio *IndVal* più alto, e cioè le specie più frequenti e con abbondanza relativa più elevata per ogni mese. I risultati mostrano che nei mesi invernali prevalgono i coccolitoforidi, in primavera dominano le piccole diatomee mentre i dinoflagellati e le diatomee più grandi sono tipiche della stagione estiva. L'autunno infine è caratterizzato da coccolitoforidi e da diatomee coloniali.

Per quanto riguarda l'Alto Adriatico (Pannello B), i diagrammi riportati si riferiscono all'andamento delle medie mensili delle abbondanze, calcolate su tutta la serie temporale

²⁷ Alla base dell'*Indicator Species Analysis* vi è la stima del Valore Indicatore (*IndVal*) da assegnare ad ogni taxon presente in un assemblaggio di dati di fito e/o zooplancton. Questo *IndVal* viene calcolato testando tutte le combinazioni possibili dei valori di frequenza di occorrenza e di abbondanza relativa per ciascuna specie, in ciascun gruppo di osservazioni (ad es. tutti i valori relativi ad un dato periodo stagionale). Il valore dell'*IndVal* risulterà tanto maggiore, quanto più la specie sarà frequente e/o abbondante in quel dato gruppo di osservazioni, rispetto alle altre specie.

disponibile per fito- e mesozooplankton. Nel caso del fitoplancton sono ben evidenti 4 massimi nei valori di abbondanza, relativi ai mesi di febbraio, maggio, luglio e settembre. Il valore più alto raggiunto dalle abbondanze fitoplanctoniche è quello del mese di maggio, con circa $2500 \cdot 10^3$ cell L^{-1} . Il meso-zooplankton mostra invece due picchi minori a marzo e a maggio ed un *plateau* estivo, con un valore assoluto massimo raggiunto in settembre, con circa 10.000 ind m^{-3} .

In corrispondenza di ogni mese, sono indicate le specie fitoplanctoniche e zooplanctoniche rappresentative del periodo, che hanno raggiunto i più alti e significativi valori del punteggio *IndVal*.

Nel complesso dunque sembra di poter affermare che tutto l'Adriatico settentrionale è stato interessato da una notevole variabilità interannuale nelle abbondanze, sia di fito- che di zooplankton. Per il fitoplancton, la variabilità complessiva, caratterizzata da un'alternanza di picchi e di bassi valori delle abbondanze, sembra essere in sincronia con le alte o con le basse portate del fiume Po.

Per il meso-zooplankton, i dati a lungo termine hanno mostrato numerosi segni di cambiamento, dovuti all'aumento delle abbondanze di copepodi in inverno-primavera e dei sifonofori nella stagione estiva, mentre si è avuta una progressiva diminuzione dei cladoceri in estate e in autunno.

Riguardo ai cambiamenti nella composizione specifica, il progressivo abbassamento dello stato trofico sembra aver favorito le specie fitoplanctoniche di piccole dimensioni, che meglio si adattano alla ridotta disponibilità di nutrienti e all'aumento del rapporto N:P. Modificazioni significative nella composizione specifica sono intervenute anche per il meso-zooplankton, soprattutto per quanto riguarda alcune specie di copepodi, che negli ultimi 20 anni hanno aumentato la loro rappresentatività nelle comunità zooplanctoniche, in termini di frequenze di occorrenza e di abbondanze relative.

8.4 Conseguenze sull'entità del pesce sbarcato

Per descrivere gli effetti sul pescato, indotti dall'evoluzione dello stato trofico dell'Adriatico settentrionale è stato discusso un recente lavoro (Fortibuoni *et al.*, 2017), che sviluppa queste tematiche e riporta i risultati delle analisi statistiche condotte sui dati di sbarcato del mercato ittico di Chioggia, il più importante porto Adriatico.

Lo studio in questione fa riferimento a 7 decenni (1945-2014) di statistiche sulle catture, disaggregate per tipologie di sbarcato. L'analisi della composizione degli sbarchi è stata arricchita con l'applicazione di una serie di indicatori ecologici: a) di tipo trofodinamico, quale la produzione primaria richiesta per sostenere le catture (PPR – *Primary Production Required*); b) indicatori basati sulla taglia del pesce, quale l'indicatore di grandi specie (LSI - *Large Species Indicator*); c) altri indicatori, quale ad es. il rapporto tra Elasmobranchi e Pesci Ossei (*E:B ratio*), e il rapporto tra le biomasse di specie pelagiche e quelle di specie demersali (*P:D ratio*). Gli indicatori sono stati poi confrontati con i principali driver dell'ecosistema, ovvero con la capacità di pesca (espressa in *Gross Tonnage* – GT), con i carichi di nutrienti di provenienza padana e con gli effetti dei cambiamenti climatici.

8.4.1 Relazioni tra pesce sbarcato, nutrienti e capacità di pesca

I risultati salienti dello studio citato possono essere riassunti analizzando le figure che seguono. La figura 8.7 rappresenta l'andamento delle serie storiche di sbarcato al mercato ittico di Chioggia. Le forti fluttuazioni nel tempo degli andamenti mostrano un'importante riduzione dello sbarcato a metà

degli anni 80 (pannello a sinistra). Se scaliamo le catture rispetto alla capacità di pesca utilizzato come indicatore approssimato di sforzo di pesca (pannello a destra), osserviamo che la diminuzione di catture per unità di capacità di pesca è diminuita in modo ancora più marcato attorno al 1985: lo sbarcato per unità di capacità di pesca (LPCU), si attesta su valori inferiori a quelli del periodo precedente e addirittura a quelli del periodo immediatamente post bellico.

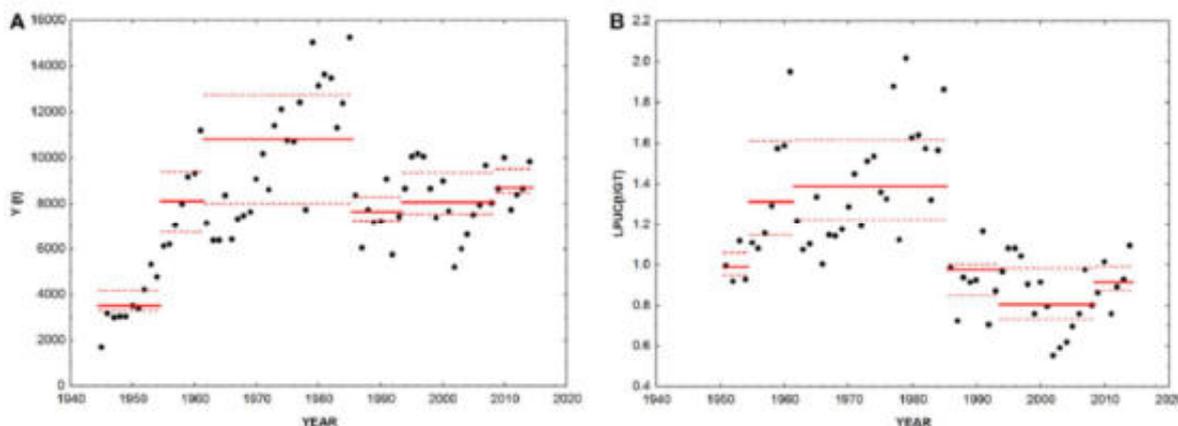


Fig.8.7 **Pannello a sinistra:** Sbarcato totale (*Total Landings - Y*). **Pannello a destra:** Sbarcato per unità di capacità di pesca (*Landings Per Unit of fishing Capacity - LPCU*). Le linee rosse continue rappresentano i valori mediani in ciascun periodo, identificato mediante *Cluster Analysis*. Le linee rosse tratteggiate individuano l'intervallo interquartile per ciascun periodo. (Da Fortibuoni *et al.*, 2017)

Nella figura successiva (Fig. 8.8), l'entità dello sbarcato è stata trasformata in unità di produzione primaria richiesta, ottenendo in tal modo un indicatore dell'energia necessaria a sostenere la produzione ittica. Si può facilmente constatare (pannello a sinistra), che questo andamento è in controfase rispetto al corrispondente aumento del rapporto stechiometrico NO_3/PO_4 . L'incremento di questo rapporto è pertanto da ascrivere agli apporti del fiume Po, come più volte ricordato anche da altri relatori, in relazione alla riduzione dei carichi di Fosforo di provenienza padana nel Nord Adriatico a partire dalla metà degli anni 80.

La relazione inversa che si stabilisce tra PPR/GT e NO_3/PO_4 , risulta altresì evidente nel pannello a destra della figura, dove le due variabili sono poste direttamente a confronto.

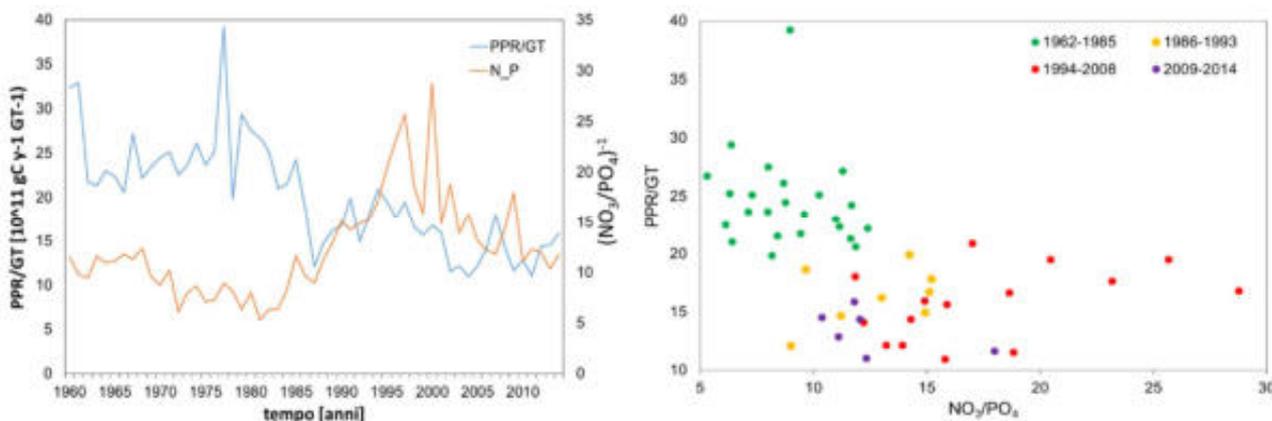


Fig.8.8 **Pannello a sinistra:** andamenti dello sbarcato, espresso come unità di produzione primaria necessaria, scalate rispetto alla capacità di pesca (PPR/GT), e variazioni del rapporto Nitrati: Fosfati. **Pannello a destra:** lo stesso andamento confrontato con il corrispondente valore del

rapporto Nitrati: Fosfati. Il colore dei pallini identifica i diversi periodi di riferimento. (elaborazioni sui dati riportati in Fortibuoni *et al.*, 2017)

L'analisi di questi grafici avvalorata l'ipotesi che l'aumento del rapporto N:P e lo *shift* dalle condizioni di N-limitazione a quelle di P-limitazione, abbia indotto sistematiche modificazioni non solo sulle quantità, ma anche sulla composizione del pescato, come peraltro comprovato dai dati statistici disaggregati delle catture, nei decenni successivi al 1980.

8.4.2 L'evoluzione del sistema

Per fornire una spiegazione convincente sulle possibili dinamiche che hanno determinato le trasformazioni precedentemente descritte, il relatore presenta la figura 8.9.

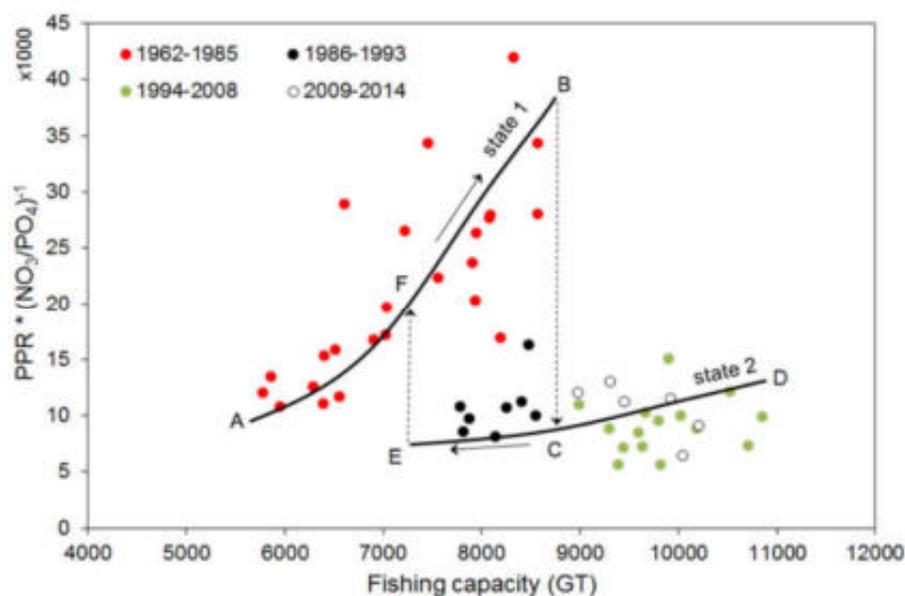


Fig. 8.9 Dinamica della produzione della pesca in base alle variazioni della capacità di pesca e alla limitazione da nutrienti, dal 1960 al 2014. (Da Fortibuoni *et al.*, 2017)

In questo grafico, lungo l'asse delle ordinate, la PPR è stata scalata rispetto al rapporto N:P, per tenere conto degli effetti della limitazione da nutrienti sulle produzioni. Le linee continue, tratte empiricamente, individuano traiettorie principali che identificano l'evoluzione del sistema secondo due stati alternativi: stato 1- linea AFB; stato 2- linea CDE.

Come si può constatare, la produzione della pesca espressa come rapporto tra PPR e N:P, è aumentata fino alla metà degli anni '80, a dimostrazione che tale incremento era una diretta conseguenza dell'arricchimento di nutrienti e dell'aumento dei livelli trofici (stato 1- linea AFB) e che tale produzione era sfruttata in modo crescente dall'attività di pesca.

Il brusco crollo nelle produzioni che si verifica alla metà degli anni '80 segna il salto dallo stato 1 allo stato 2 (linea tratteggiata BC). Tale salto "catastrofico" è stato determinato, oltre che dal passaggio del sistema alla P-limitazione anche dai notevoli cambiamenti intervenuti nella comunità ittica a causa dell'eccessivo sfruttamento della pesca.

Per tornare dallo stato attuale ad uno stato precedente all'evento catastrofico della metà degli anni '80, sembrerebbe necessario, almeno come opzione immediata, ridurre considerevolmente la capacità di pesca (da C ad E) in modo da consentire un recupero dell'ecosistema (linea tratteggiata EF, collocata empiricamente).

Lo stato 2 (situazione attuale), è dunque caratterizzato dall'elevato sforzo di pesca esercitato e da una capacità produttiva molto più bassa (rappresentata dal rapporto PPR e N: P con valori nettamente più bassi nello stato 2 (CDE) rispetto allo stato 1 (AFB)).

Questo risultato sembra perciò indicare che l'attuale situazione di criticità non è soltanto il risultato di una cattiva gestione del settore della pesca (i.e. eccessivo sforzo di pesca), ma è dovuta anche alle politiche ambientali relative alla qualità delle acque e al controllo dei nutrienti che hanno determinato un rilevante disequilibrio del rapporto N:P in Adriatico.

8.5 Conclusioni

Il lavoro di Fortibuoni *et al.*, (2017), dimostra che l'ecosistema e i *driver* ecologici dell'Adriatico settentrionale sono cambiati radicalmente negli ultimi decenni. La conclusione è che l'attuale stato di crisi del settore della pesca nel Mare Adriatico settentrionale, può essere attribuito sia all'eccessivo sfruttamento della risorsa, sia ai cambiamenti intervenuti nei quantitativi di nutrienti di origine padana scaricati a mare e nella modificazione del rapporto elementare N:P.

Il collasso che si è verificato negli anni '80 trova infatti una spiegazione nel calo degli apporti di Fosforo provenienti dal bacino padano, portando così ad una combinazione di effetti quali l'elevato sfruttamento da un lato, e la riduzione della produttività dall'altro, ciò che potrebbe ben giustificare il crollo degli sbarchi anche per gli anni successivi.

L'ipotesi di due stati alternativi di equilibrio, che è tipica dei sistemi reali complessi, implica interventi che vanno oltre la sola gestione della pesca, ma riguardano anche il raggiungimento di condizioni trofiche ottimali e la regolamentazione del rilascio di nutrienti a mare.

Purtroppo trovare una soluzione pratica e immediata per risolvere i problemi del settore della pesca è alquanto complesso. Le dinamiche che sono state evidenziate sono il frutto di interazioni non sempre e chiaramente distinguibili tra gestione della pesca, apporto di nutrienti, produzione primaria e stato della risorsa ittica. D'altra parte l'analisi delle serie storiche di sbarcato e la formulazione di indicatori sempre più mirati, potrebbero contribuire a collocare l'attuale stato di equilibrio in un quadro storico sempre più definito e meglio delineato, con indubbe potenzialità di supporto alla comprensione dei fenomeni e quindi alla corretta gestione dell'intero settore.

Bibliografia

- Bernardi Aubry, F., Acri, F., Bastianini, M., Bianchi, F., Cassin, D., Pugnetti, A., Socal, G., 2006. *Seasonal and interannual variations of phytoplankton in the Gulf of Venice (Northern Adriatic Sea)*. *Chem Ecol* 22, 71–91.
- Bernardi Aubry, F.; Cossarini, G.; Acri, F.; Bastianini, M.; Bianchi, F.; Camatti, E.; De Lazzari, A.; Pugnetti, A.; Solidoro, C.; Socal, G., 2012. *Plankton communities in the northern Adriatic Sea: Pattern and changes over the last 30 years*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Volume 115, Pages 125-137. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.03.011>.
- Cabrini M., Fornasaro D., Cossarini G., Lipizer M., Virgilio, D. (2012) - *Phytoplankton temporal changes in a coastal northern Adriatic site during the last 25 years*. *Estuar. Coast. Shelf S.*, 115: 113-124
- Colella, S., Falcini, F., Rinaldi, E., Sammartino, M. and R. Santoleri, (2016). *Mediterranean Ocean Colour Chlorophyll Trends*. CNR-ISAC, Via Fosso del Cavaliere 100, 00133 Rome, Italy. PLoS ONE 11(6): e0155756. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155756>
- Fortibuoni, T., Giovanardi, O., Pranovi, F., Raicevich, S., Solidoro, C., and S. Libralato, 2017 *Analysis of Long-Term Changes in a Mediterranean Marine Ecosystem Based on Fishery Landings*. *Front. Mar. Sci.* 4:33. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00033>
- Harding, L.W., Degobbi, D., and Precali, R., 1999, *Production and fate of phytoplankton: Annual cycles and interannual variability*. In Malone, T. C., Harding, L. W., Jr., Smolaka, N., and Turner, R. E., eds., *Ecosystems at the Land-Sea Margin: American Geophysical Union*, Washington, D.C., p. 131–172
- Lagus, A., Suomela, J., Weithoff, G., Heikkilä, K., Helminen, H. and J. Sipura, 2004. *Species-specific differences in phytoplankton responses to N and P enrichments and the N:P ratio in the Archipelago Sea, northern Baltic Sea*, *Journal of Plankton Research*, Volume 26, Issue 7, July 2004, Pages 779–798, <https://doi.org/10.1093/plankt/fbh070>
- Mozetič, P., Solidoro, C., Cossarini, G.P., Socal, G., Precali, R., Francé, J., Bianchi, F., De Vittor, C., Smolaka, N. and S. Fonda Umani, 2009. *Recent Trends Towards Oligotrophication of the Northern Adriatic: Evidence from Chlorophyll a Time Series*. *Estuaries and Coasts*. 33:362–375. <https://doi.org/10.1007/s12237-009-9191-7>
- Salgado-Hernanz, P. M., Racault, M. F., Font-Muñoz, J. and G. Basterretxea, G., (2018). *Trends in phytoplankton phenology in the Mediterranean Sea based on ocean-colour remote sensing*. *Remote Sensing of Environment*. 221. 50-64. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.10.036>
- Socal, G., Acri, F., Bastianini, M., Bernardi Aubry, F., Bianchi, F., Cassin, D. Coppola, J., De Lazzari, A., Bandelj, V., Cossarini, G.P. and C. Solidoro. (2008). *Hydrological and biogeochemical features of the Northern Adriatic Sea in the period 2003–2006*. *Marine Ecology*. 29. 449 - 468. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2008.00266.x>.
- Virgilio, D. 2007. *Studio della comunità microfitoplanctonica del Golfo di Trieste (mare Adriatico settentrionale): Utilizzo di una serie storica con particolare riguardo al fenomeno dell'introduzione di taxa alloctoni*. Trieste: Università degli studi di Trieste.

Cap. 9. Possibili relazioni tra input a mare del fiume Po e dei nutrienti sui piccoli pelagici nel Mare Adriatico nord-occidentale

Relatore: Andrea De Felice, CNR IRBIM, Ancona

9.1 Introduzione

Questa breve presentazione, svoltasi presso il CRM di Cesenatico nella riunione del 15/03/2019, riprende le tematiche già introdotte da De Felice nella precedente riunione del Novembre 2018, relative ai possibili effetti delle portate padane sulla consistenza degli stock dei piccoli pelagici nell'Adriatico nord-occidentale. Vengono infatti illustrati i risultati preliminari di un'indagine condotta dal CNR-IRBIM di Ancona, finalizzata a chiarire il ruolo degli apporti del fiume Po sulle attuali condizioni di calo delle biomasse di alici e sardine.

Di seguito si riporta l'elenco dei ricercatori CNR-IRBIM coinvolti nell'indagine:

- Angelini S., Belardinelli A., Biagiotti I., Canduci G., Canduci N., Campanelli A., Colella S., Croci C., Costantini I., De Felice A., Domenichetti F., Donato F., Grilli F., Guicciardi S., Leonori I., Malavolti S., Marini M., Martinelli M., Panfili M., Santojanni A., Tesauro C.,

9.2 Finalità dello studio - tipologia e disponibilità dei dati utilizzati

In riferimento all'attuale condizione di calo della biomassa di alici (*E. encrasicolus*) e sardine (*S. pilchardus*) nell'Adriatico nord-occidentale e alla riduzione delle taglie medie e massime di queste specie in mare, il relatore descrive il programma di una ricerca da poco avviata dal CNR-IRBIM di Ancona.

L'indagine ha come principale finalità quella di chiarire il ruolo degli apporti padani ed eventualmente valutare l'effetto dei principali fattori ambientali (variazioni delle portate del fiume Po, andamento delle concentrazioni dei nutrienti a mare), sui livelli di abbondanza degli stock di piccoli pelagici, rilevati sia dai dati commerciali (sbarcato), sia dalle stime effettuate mediante la metodologia del *survey* acustico.

La figura 9.1 delimita l'area di studio, che comprende tutto il versante italiano dell'Adriatico, dal golfo di Trieste a Giulianova. Sono indicati i principali porti e i punti corrispondenti ai siti di campionamento e misura della fitta rete EMODNET²⁸.

L'intera area è inoltre coperta dal progetto UE MEDIAS (Cfr. la precedente figura 7.3, relativa al progetto *Mediterranean International Acoustic Surveys*), per la valutazione dell'abbondanza e della distribuzione spaziale dei piccoli pelagici in Mediterraneo (<http://www.medias-project.eu/medias/website/>).

²⁸ La rete europea di osservazione dei dati marittimi (*European Marine Observation and Data Network* - EMODnet) è una rete di organizzazioni sostenute dall'UE. Queste organizzazioni lavorano insieme per osservare il mare, elaborare i dati secondo gli standard internazionali e rendere tali informazioni liberamente disponibili, mediante *data layers* interoperabili. (www.emodnet.eu)

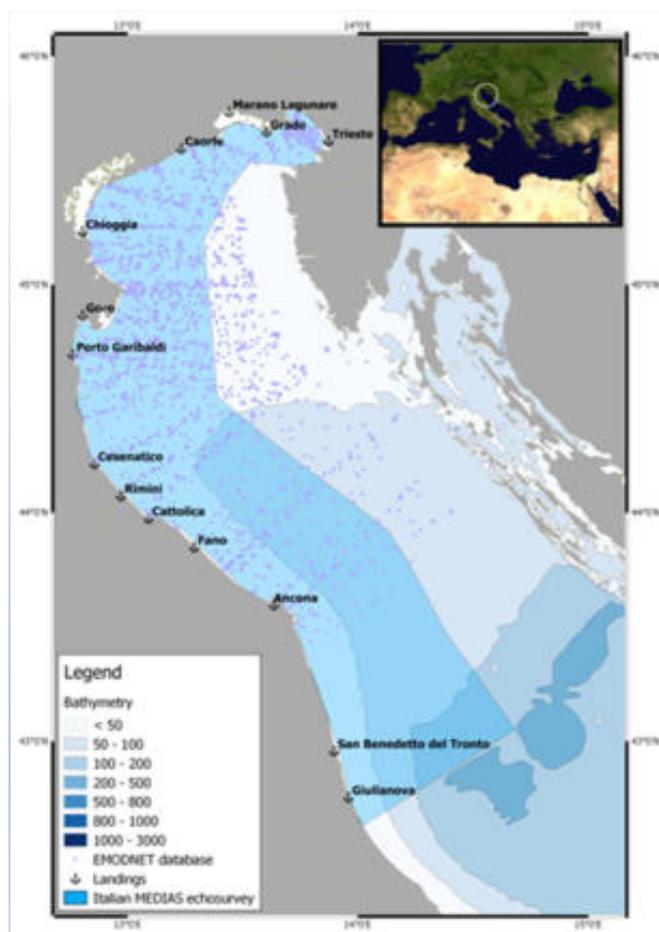


Fig. 9.1 L'area di studio (Fonte: CNR-IRBIM)

I dati relativi alle catture (in termini di tonnellate di pesce sbarcato), sono stati raccolti annualmente dal CNR-IRBIM dai principali porti adriatici presenti nell'area di studio, mentre le variazioni annuali della biomassa sono state valutate elaborando i dati acustici e biologici raccolti durante le campagne di *survey* acustico MEDIAS. Questi dati sono disponibili a partire dal 2009, anno di avvio del progetto MEDIAS, mentre per gli anni precedenti si è fatto ricorso ai dati prodotti da analoghe campagne scientifiche di rilevamento acustico (ECHOADRI).

Tutti i dati analitici relativi ai parametri ambientali di interesse per lo studio, sono stati acquisiti accedendo al portale EMODNET-Chemistry, mentre i dati di portata media giornaliera ($m^3 s^{-1}$) del fiume Po alla sezione di chiusura del bacino di Pontelagoscuro (FE), sono stati forniti da Idro-Meteo-Clima di ARPAE-ER²⁹. Dal momento che l'effetto esercitato dai parametri ambientali, sulle larve e i giovanili dei piccoli pelagici, influisce presumibilmente sul reclutamento dell'anno successivo, i dati analitici EMODNET e di portata del Po sono stati considerati sfasati di un anno rispetto alle stime di biomassa in mare.

9.3 Risultati preliminari

Nel presentare i primi risultati dello studio, il relatore ribadisce che questi risultati rappresentano un tentativo preliminare di mettere in relazione i parametri ambientali con i dati di sbarcato e di biomassa in mare e aggiunge inoltre di tenere presente che tutti i dati considerati si riferiscono al solo Adriatico nord-occidentale.

²⁹ <https://www.arpae.it/sim/>. Sezione Idrologia.

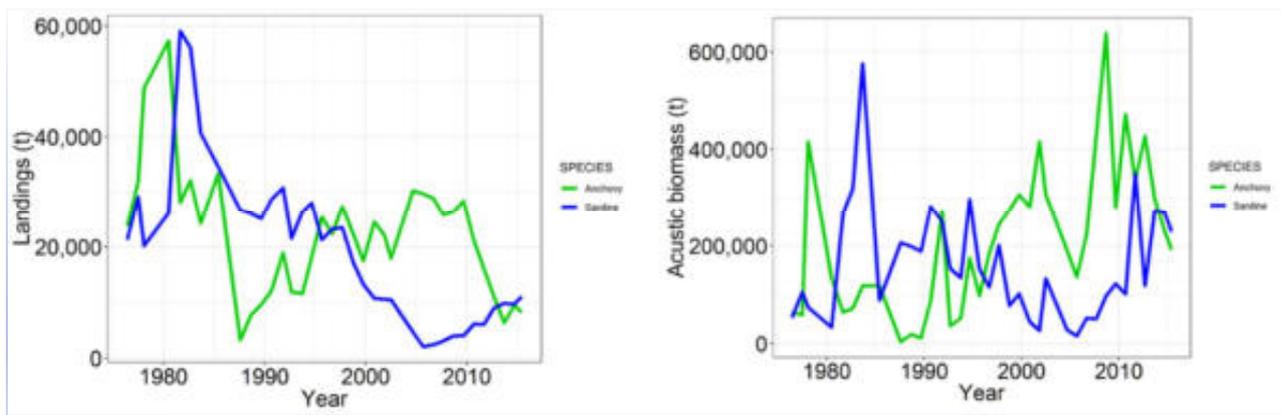


Fig. 9.2 Dati di sbarcato (pannello a sinistra) e stime di biomassa da survey acustico (pannello a destra) (Fonte: Angelini *et al.*, 2018)

La figura 9.2 riporta nel pannello a sinistra, gli andamenti delle catture (espresse in tonnellate di sbarcato), per il periodo 1976-2015. L'analisi della serie temporale delle catture, mostra un trend lineare in diminuzione per entrambe le specie, molto marcato nel caso delle sardine ($p\text{-value} = 2,69E-08$), ma comunque significativo anche per le acciughe ($p\text{-value} = 0,0169$).

Nel caso della biomassa in mare stimata con metodologia acustica (espressa in tonnellate – Fig. 9.2, pannello a destra), l'analisi della serie temporale restituisce un trend lineare in crescita solo per l'alice ($p\text{-value} = 1,44E-04$), mentre risulta non significativo (i.e. stabile), per la sardina ($p\text{-value} = 0,559$).

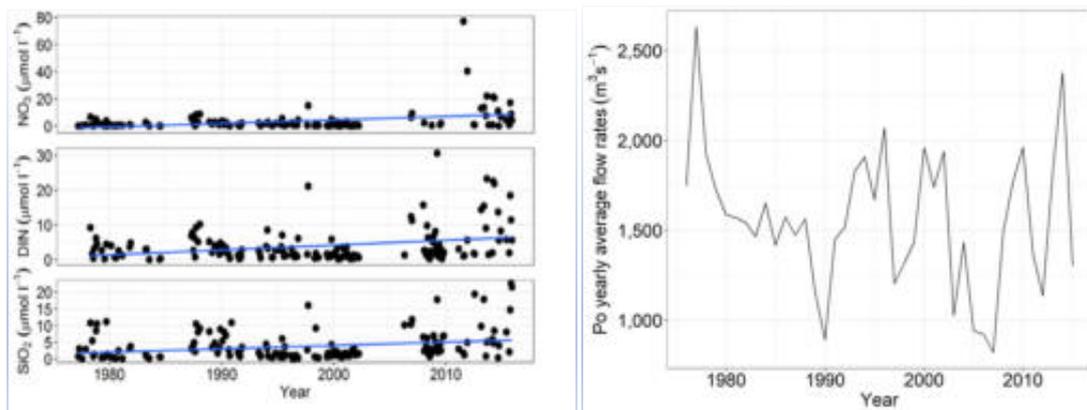


Fig. 9.3 Trend lineare per i tre parametri ambientali considerati nello studio (pannello a sinistra), e andamento delle portate del fiume Po (1976-2015: pannello a destra). (Fonte: CNR-IRBIM)

Passando poi a considerare le variazioni nel tempo delle variabili ambientali, osserviamo in figura 9.3 che tutti i parametri presi in considerazione sono caratterizzati da trend in crescita più o meno marcato:

- SiO_2 $p\text{-value} = 1,72E-03$
- NO_3 $p\text{-value} = 9,18E-05$
- DIN $p\text{-value} = 2,37E-04$

Nel caso delle portate padane, nel lungo periodo (1976-2015), l'analisi della serie temporale dei dati non sembra mostrare alcun trend ($p\text{-value} = 0,487$), ma sicuramente si evidenzia una forte variabilità interannuale nel breve periodo.

La tabella successiva (Tab. 9.1), riassume i risultati complessivi di questa prima fase dello studio. Sono confrontate le serie dei dati di biomassa (*acoustic biomass*) e di sbarcato (*landing*), con le corrispondenti serie dei valori di concentrazione di SiO₂, NO₃ e DIN. La significatività della relazione è valutata mediante il valore assunto da *p-value*.

Environmental variables				
	Species	SiO ₂	NO ₃	DIN
Acoustic biomass	ANE	0.146*	0.375*	0.276*
	PIL	0.498*	0.086*	0.828*
Landings	ANE	0.019	0.023	0.019
	PIL	0.024	0.006	0.030

Tab. 9.1 Significatività delle relazioni tra i trend lineari degli stock (ANE: *Engraulis encrasicolus*; PIL: *Sardina pilchardus*) e le variabili ambientali di interesse per lo studio. (In grassetto i valori di *p-value* significativi). (Fonte: Angelini et al., 2018)

* valori sfasati di un anno

L'interpretazione dei numeri riportati in tabella è la seguente:

- i parametri ambientali considerati non hanno mostrato influenze significative sulla biomassa in mare;
- la significatività della relazione tra sbarcato e parametri ambientali considerati si riferisce ad una relazione di tipo inverso (influenza negativa da parte dei nutrienti).

Occorre aggiungere che la stessa analisi condotta sulle portate scaricate a mare da parte del fiume Po non ha mostrato relazioni significative né con i nutrienti, né con i dati di sbarcato e di biomassa in mare.

9.4 Discussione sui risultati e confronto con i dati della letteratura

L'analisi dei dati EMODNET mostra un aumento significativo delle concentrazioni medie a mare dei nutrienti (SiO₂, NO₃ e DIN), da riferire agli anni recenti. Il fenomeno può essere spiegato con i crescenti apporti da parte dei fiumi e bacini minori afferenti in Adriatico, causati probabilmente dai sempre più frequenti eventi locali di precipitazione intensa, a fronte di una sostanziale stabilità nel lungo periodo degli afflussi di acque dolci padane.

L'aumento dei nutrienti tuttavia non sembra aver determinato una corrispondente crescita della biomassa di alici e sardine.

Se si prendono in considerazione i livelli di sbarcato, l'aumento dei nutrienti sembra avere invece un effetto negativo sulla consistenza delle catture.

Al riguardo, si può trovare una corrispondenza nel lavoro di Santos *et al.*, (2001). Questi autori riportano che condizioni di *upwelling* (risalita di nutrienti da acque profonde) avevano impatto negativo sul reclutamento dei piccoli pelagici lungo la costa portoghese, causando elevata mortalità larvale per probabile deriva al largo delle larve.

Altri autori (Gamito *et al.*, 2015) hanno riportato una correlazione negativa tra quantità di sbarcato di *S. pilchardus* e altre variabili ambientali, quali *Sea Surface Temperature* (SST) e NAO³⁰ (*North Atlantic Oscillation index*) invernale.

Il relatore cita infine il lavoro di Brosset *et al.*, (2016), per riprendere le principali conclusioni riportate nell'articolo, relativamente al caso dell'Adriatico.

- 1) Il calo delle dimensioni degli individui e il peggioramento della cosiddetta *body condition* per alici e sardine, fenomeno osservato in quasi tutte le GSA mediterranee, nel caso dell'Adriatico potrebbe essere messo in relazione con la diminuzione della biomassa zooplanctonica a partire dal 2004 (Mozetič *et al.*, 2012).
- 2) Solo per l'Adriatico, utilizzando tecniche di *breakpoint analysis* dei dati, è stata osservata una relazione tra *body condition* e fattori ambientali quali input fluviali, Chl-a (Nord Adriatico), Chl-a e temperatura superficiale (*Sea Surface Temperature* - SST) nel sud Adriatico. Queste analisi sono state rese possibili grazie al fatto che per l'Adriatico, rispetto ad altre aree del Mediterraneo, sono disponibili serie temporali di dati molto più lunghe.
- 3) I picchi annuali di *body condition* vengono raggiunti sempre più in anticipo rispetto al periodo stagionale tradizionale, per entrambe le specie. Questo anticipo può essere messo in relazione al corrispondente anticipo stagionale dei bloom fitoplanctonici, causato dall'aumento delle temperature registrato negli ultimi anni. Nel caso delle alici, il picco anticipa, ma rimane pur sempre entro il periodo riproduttivo (maggio-giugno). Per le sardine al contrario il picco anticipa a luglio, molto prima del periodo riproduttivo e questo comporta perdita di energia per la riproduzione e per superare la stagione invernale.

Il relatore conclude la sua presentazione citando un altro lavoro (Devine *et al.*, 2012), sul ruolo della pressione di pesca che diminuisce l'abbondanza degli stock e quindi la competizione per spazio e cibo. Di fatto la pesca induce una selezione nella popolazione dei piccoli pelagici, amplificando lo shift verso individui più giovani e favorendo una crescita più rapida e una maturazione sessuale più precoce.

³⁰ L'Oscillazione Nord Atlantica (in inglese NAO, *North Atlantic Oscillation*) è un indice formulato dai climatologi per caratterizzare la fluttuazione ciclica (oscillazione) della differenza di pressione al livello del mare tra l'Islanda e le Azzorre. Il moto di oscillazione est-ovest della depressione d'Islanda e dell'anticiclone delle Azzorre, determinerebbe la variabilità della circolazione atmosferica e la direzione delle perturbazioni lungo l'Atlantico settentrionale.

Bibliografia

- Angelini S., Costantini I., Guicciardi S., Grilli F., Belardinelli A., Biagiotti I., Campanelli A., Canduci G., Canduci N., Colella S., Croci C., De Felice A., Domenichetti F., Donato F., Malavolti S., Martinelli M., Panfili M., Tesauro C., Marini M., Leonori I., Santojanni A. 2018. *Possibili relazioni tra input a mare del fiume Po e dei nutrienti sui piccoli pelagici nel Mare Adriatico nord-occidentale*. Poster al GFCM Fish Forum, Roma, dicembre 2018.
- Brosset, P., Fromentin, J., Van Beveren, E., Lloret, J., Marques, V., Basilone, G., Bonanno, A., Carpi, P., Donato, F., Čkeš Keč, A., De Felice, A., Ferreri, R., Gašparević, D., Giráldez, A., Gücü, A., Iglesias, M., Leonori, I., Palomera, I. ... and C. Saraux. 2017. *Spatio-temporal patterns and environmental controls of small pelagic fish body condition from contrasted Mediterranean areas*. Progress in Oceanography, Volume 151, February 2017, Pages 149-162
- Devine, J.A., Wright, P.J., Pardoe, H.E., Heino, M., 2012. *Comparing rates of contemporary evolution in life-history traits for exploited fish stocks*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 69, 1105–1120.
- Gamito, R., Teixeira, C.M., Costa, M.J. and H.N. Cabral. 2015. *Are regional fisheries catches changing with climate?* Fisheries Research. Volume 161, January 2015, Pages 207-216. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.07.014>
- Mozetič, P., Francé, J., Kogovšek, T., Talaber, I., Malej, A. (2012). *Plankton trends and community changes in a coastal sea (northern Adriatic): Bottom-up vs. top-down control in relation to environmental drivers*. Estuarine Coastal and Shelf Science. 115. 138-148. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.02.009>
- Santos, A.M.P., Borges, M.F. and S. Groom, 2001. *Sardine and horse mackerel recruitment and upwelling off Portugal*. ICES Journal of Marine Science, 58: 589–596. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2001.1060>

Appendici

Nota esplicativa

Le tematiche discusse e sviluppate nelle sezioni precedenti, sono state ulteriormente approfondite nel corso della riunione di progetto tenutasi a Cesenatico in data 14 novembre 2019. I relatori hanno integrato i dati già presentati analizzando e focalizzando l'attenzione su aspetti specifici di particolare interesse quali: 1) le relazioni di causa-effetto tra le condizioni idrologiche, i carichi di nutrienti e la stechiometria ecologica (N, P, Si) in termini di risposta degli ecosistemi acquatici nel bacino padano-adriatico (App.1); 2) l'acidificazione e il riscaldamento in atto delle acque (App.2).

Per quanto riguarda la pesca in Adriatico, sono stati forniti nuovi dati relativi allo stato delle risorse demersali e alla sostenibilità dello sfruttamento degli stock relativi alle principali specie di interesse commerciale (App.3), che completano il quadro conoscitivo sull'argomento. A questo proposito, ritenendo l'informazione statistica originaria di per sé molto eloquente, si allegano le tabelle con i dati attinenti alle catture dal 1987 al 2017 in Emilia Romagna (All.1), e una raccolta di dati storici sullo sbarco di prodotti ittici presso il mercato ittico di Cesenatico (All.2).

App. 1 Eutrofizzazione: considerazioni relative alle relazioni di causa-effetto tra condizioni idrologiche, carichi e stechiometria ecologica (N, P, Si) e risposte in ecosistemi di acque interne, di transizione e marine-costiere nel bacino del Po – Alto Adriatico.

Relatore: Pierluigi Viaroli. (Autori: P. Viaroli e D. Nizzoli – Università di Parma)

Questa presentazione, come recita il lungo titolo, si propone di chiarire i meccanismi di risposta degli ecosistemi acquatici all'arricchimento in nutrienti e di rivedere criticamente i modelli tradizionali alla luce di nuove ipotesi e conoscenze, per quanto riguarda sia le relazioni di causa-effetto tra nutrienti e manifestazioni del fenomeno.

Dopo avere richiamato le varie definizioni che sono state date in tempi diversi dell'eutrofizzazione nelle Direttive europee, il relatore riprende le tematiche sviluppate nei precedenti incontri (Novembre 2018, Marzo 2019: cfr. Cap. 1 del presente rapporto), ponendo l'attenzione su alcuni dei problemi rimasti ancora aperti e sulle situazioni di criticità da tenere sotto controllo.

La letteratura scientifica e la revisione critica dei paradigmi

Alcune definizioni di eutrofizzazione che hanno guidato e indirizzato le politiche di controllo e di lotta contro di essa sono riportate Box 1)

- arricchimento dei nutrienti nell'acqua che stimola una serie di cambiamenti, tra cui un aumento della produzione algale e macrofittica, considerati indesiderabili e che interferiscono con l'uso della risorsa (OECD-Vollenweider 1982);
- aumento del tasso di arricchimento della sostanza organica in un ecosistema (Nixon, 1995);
- cambiamento da una bassa ad una elevata produttività causato da un aumento dell'input di nutrienti inorganici (Hilton et al., 2006);
- aumento di un fattore nutritivo che determina un aumento del metabolismo eterotrofo o autotrofo a livello di intero sistema (Dodds 2006, 2007);

Box 1 Definizioni dell'eutrofizzazione (approccio tradizionale)

La prima citazione è tratta dal rapporto OECD del 1982, che riconosceva nell'eutrofizzazione dei laghi un fenomeno ormai diffuso a scala globale, con danni rilevanti agli ecosistemi acquatici e importanti conseguenze sul piano economico. Il rapporto OECD forniva i criteri per la classificazione dello stato trofico dei laghi (*Open Boundary System*), e fissava i termini per una corretta gestione dei corpi idrici, per il monitoraggio e per l'avvio delle azioni di controllo e risanamento³¹.

³¹ Corre l'obbligo di ricordare che tutte le politiche a suo tempo messe in atto per fronteggiare l'eutrofizzazione dell'Adriatico, incluso il trattamento terziario agli impianti di depurazione e la legislazione nazionale sulla limitazione del fosforo nei detersivi, sono state ispirate dal rapporto OECD. Per quanto riguarda i criteri di classificazione OECD dello stato trofico, a causa della difficoltà oggettiva di adattare alle acque costiere adriatiche la classica suddivisione in oligo-, meso-, eu-trofia, sviluppata per ambienti limitati e chiusi come i laghi, era stata imboccata la strada che ha portato alla formulazione dell'Indice TRIX (N.d.R.).

Nixon (1995), lavorando negli ecosistemi marini-costieri fornisce una definizione che lega l'eutrofizzazione all'arricchimento della sostanza organica nelle acque. Questa definizione è coerente con l'uso storico³² della terminologia adottata e sottolinea che l'eutrofizzazione è un processo, non uno stato.

Per gli ambienti fluviali, Hilton *et al.*, (2006) affrontano il problema dell'eutrofizzazione delle acque lotiche ponendo l'attenzione soprattutto sull'aumento della produttività primaria causato dagli input di nutrienti.

Sempre riferendosi alle acque correnti, un altro autore (Dodds, 2006, 2007), propone di suddividere gli ecosistemi in autotrofici ed eterotrofici. Questa distinzione consente di valutare meglio l'effetto di fonti di carbonio esterne al sistema, nonché gli effetti di nutrienti come l'azoto e il fosforo che possono influenzare in misura diversa sia lo stato eterotrofico che quello autotrofico, con conseguenze che si riflettono a cascata sulle comunità animali presenti.

Tutte queste definizioni che definiremmo di tipo "tradizionale", nel corso degli anni sono state sottoposte a revisione critica, dettata soprattutto dall'esperienza maturata nel frattempo nello studio e nella gestione dei sistemi eutrofizzati e/o a rischio di eutrofizzazione. In particolare, si fa riferimento a due lavori che propongono idee e concetti innovativi (Box 2).

Cloern, (2001)

Fase 1 -carichi dei nutrienti e risposte del fitoplancton;

Fase 2 -risposte sito-specifiche;

-successione/*shift* nelle comunità dei produttori primari;

Fase 3 -fattori locali in grado di modulare i carichi di nutrienti;

-interazioni multiple e ritardo delle risposte;

-impatto delle pressioni antropiche;

-possibilità di *restoration/rehabilitation*.

Glibert, (2017)

-Metriche tradizionali della fase 1: descrittive, non rilevano cambiamenti di biodiversità;

-come stimare i carichi?

-approccio multielemento;

-effetti di tipo sinergico con altri fattori di disturbo;

-rilevanza della speciazione vs stechiometria.

Box 2 Revisione critica dei paradigmi

Cloern (2001) si pone la domanda su come l'arricchimento antropogenico di nutrienti possa provocare modificazioni della struttura e delle funzioni degli ecosistemi costieri. In particolare, osserva come il vecchio modello concettuale dell'eutrofizzazione (Fase I) sia frutto quasi esclusivamente di studi negli ambienti lacustri. In sintesi questi studi provano che l'aumentata

³² Uno dei primi protocolli di bio-valutazione dei corsi d'acqua, il "Sistema Saprobico", era basato sul danno provocato dall'inquinamento organico sugli ambienti fluviali. Esso risale alla fine dell'800, (Kolkwitz e Marsson, 1902). Successivamente, Åberg e Rodhe (1942), definiscono la "trofia" dei corpi idrici (laghi) come uno stato che dipende dall'intensità di arricchimento di sostanza organica, distinguendo i "Sistemi foto-autotrofici" (in cui la produzione primaria alimenta tutti i successivi processi trofodinamici collegati e il ciclo microbico dei decompositori-mineralizzatori), dai "Sistemi allotrofici" in cui l'approvvigionamento di sostanza organica che guida i processi proviene prevalentemente dall'ambiente circostante (da fonti esterne al sistema). (N.d.R.)

disponibilità dei nutrienti si traduce in un aumento della biomassa e della produttività fitoplanctonica. L'eccesso di biomassa che si accumula nei sedimenti causa, a sua volta, un aumento dell'intensità dei processi di decomposizione microbica con conseguente incremento del consumo di ossigeno nelle acque di fondo. Questo modello che si adatta bene ai laghi profondi in cui la produzione primaria è prevalentemente fitoplanctonica è di difficile applicazione nelle acque di transizione e costiere che hanno basse profondità e sono spesso colonizzate da fanerogame e/o macroalghe bentoniche.

Attualmente (Fase II), il modello concettuale utilizzato riflette tali differenze e prevede 1) l'identificazione degli attributi, specifici dei singoli ecosistemi, che agiscono come un filtro per modulare la risposta all'arricchimento dei nutrienti. Ciò porta ad una evidente differenziazione tra i vari sistemi estuarini e costieri, a seconda della loro peculiare sensibilità alla disponibilità di nutrienti; e 2) l'analisi di una complessa serie di risposte dirette e indirette che determinano le variazioni dei parametri del sistema, con forte interconnessione tra loro, includendo: trasparenza, vegetazione bentonica a fanerogame o macroalghe, processi biogeochimici sedimentari, stechiometria ecologica degli elementi in gioco, regolazione della composizione specifica delle comunità fitoplanctoniche, frequenza delle fioriture di specie tossiche/nocive, modificazioni dell'habitat per i metazoi, ciclo riproduttivo/crescita/sopravvivenza per gli invertebrati pelagici e bentonici, e cambiamenti, anche di lieve entità, delle funzioni caratteristiche dell'ecosistema, in termini di anticipo e/o ritardo stagionale (*seasonal shift*).

La Fase III rappresenta l'evoluzione della fase precedente ed è organizzata intorno alle questioni che dovrebbero guidare l'ecologia delle acque costiere nella parte iniziale del XXI secolo. In particolare viene sottolineata la necessità di indagare su quegli attributi del sistema che possono circoscrivere o amplificare le risposte all'arricchimento dei nutrienti e in che modo tale arricchimento interagisce con altri fattori di stress: la contaminazione da sostanze tossiche, lo sforzo di pesca, l'acquacoltura, l'impatto delle specie alloctone, la perdita di habitat, i cambiamenti climatici e i possibili sfasamenti fenologici nelle reti trofiche, ecc.

Menzionato sempre nel Box 2, un altro autore (Glibert, 2017) ha criticato molti dei paradigmi classici relativi all'eutrofizzazione. Glibert osserva che le metriche comunemente utilizzate per descrivere l'eutrofizzazione (ad es. clorofilla *a*, azoto totale, fosforo totale), non sono adeguate per comprendere i cambiamenti nella biodiversità, includendo tra questi, anche quelli associati alla proliferazione di specie algali tossico-nocive (*harmful algal blooms* – HAB).

Viene inoltre messo in discussione il concetto di fattore limitante. Le proporzioni e le forme prevalenti dei nutrienti possono alterare la biodiversità, anche quando N e P si trovano a concentrazioni superiori a quelle considerate limitanti.

Glibert osserva infatti che le strategie di gestione del problema "eutrofizzazione" sono sempre state costruite sul principio "dose/risposta", ma la complessità associata agli apporti di nutrienti nel corpo idrico (variazioni quantitative del carico nel tempo, modifica delle proporzioni di N e P e, nel caso dell'azoto, anche lo stato di ossidazione assunto), inducono effetti che non possono essere colti con il vecchio modello (Fase I). L'approccio tradizionale tende infatti a caratterizzare l'eutrofizzazione soltanto dal punto di vista degli input di nutrienti o della disponibilità di azoto e fosforo, e a verificare la risposta dei sistemi come aumento della biomassa fitoplanctonica (Clorofilla-*a*) o del grado di copertura delle macroalghe.

Non solo la disponibilità, ma anche la proporzione e la forma dei nutrienti (Speciazione vs Stechiometria), svolgono un ruolo fondamentale nel determinare e/o modificare la composizione delle comunità del fitoplancton. (Fig. 1)

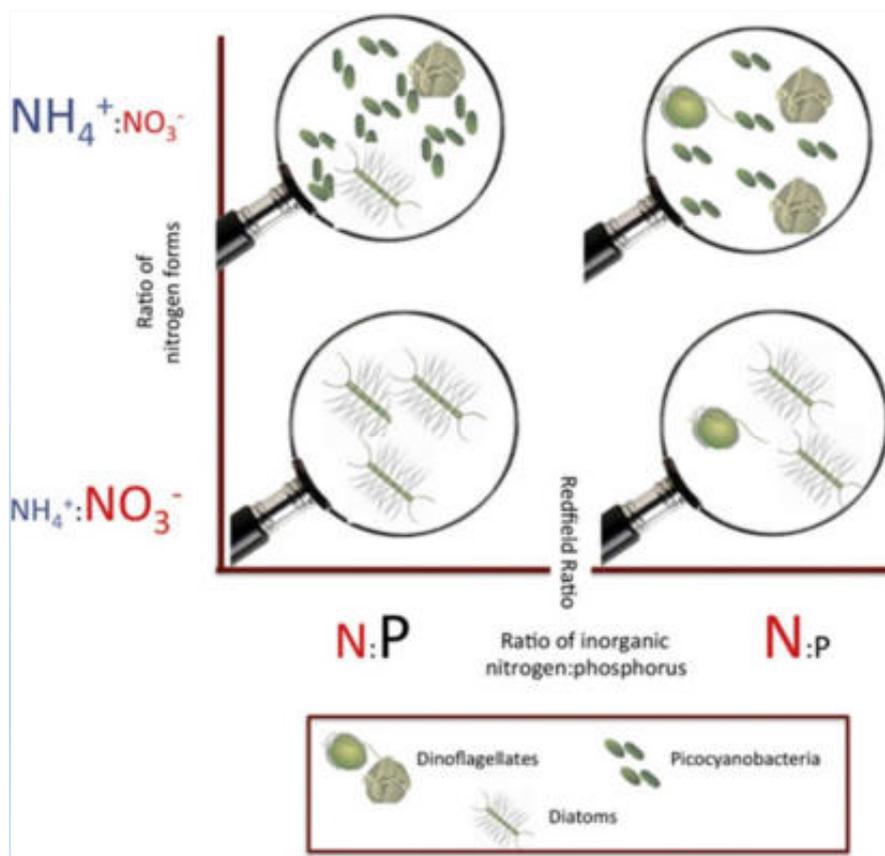


Fig. 1 Rappresentazione schematica degli effetti indotti nella composizione delle comunità fitoplanctoniche al variare del rapporto N:P e a seconda dello stato di ossidazione dell'Azoto inorganico disciolto. Quando i rapporti nutritivi si modificano nelle proporzioni e cambia lo stato di ossidazione di N, le abbondanze delle dinoflagellate e dei cianobatteri (specialmente il picoplancton nei sistemi marino-costieri e *Microcystis* nei sistemi d'acqua dolce), aumentano al crescere di N:P e al prevalere della forma ridotta dell'Azoto su quella ossidata ($[\text{NH}_4^+] \gg [\text{NO}_3^-]$) (Glibert, 2017)

È interessante notare come il lungo processo di revisione dei concetti e dei paradigmi abbia avuto un riflesso nelle definizioni che sono state date all'eutrofizzazione nelle principali Direttive europee sulla protezione dei corpi idrici dall'inquinamento. Nel Box 3, sono elencate le definizioni di eutrofizzazione, così come riportato nella Direttiva "Acque reflue" (91/271/EEC), nella Direttiva "Nitrati" (91/676/EEC) e nella successiva Direttiva Quadro sulle Acque (WFD-2000/60/CE).

Nelle prime due, che risalgono entrambe al 1991, l'eutrofizzazione viene definita, secondo il vecchio modello concettuale, come "arricchimento delle acque in nutrienti", che induce una risposta nei sistemi ("proliferazione di alghe", "crescita rapida delle alghe"), che a sua volta determina "una indesiderata perturbazione dell'equilibrio degli organismi presenti...", oppure "un'indesiderabile rottura dell'equilibrio ...", oltre che, ovviamente, un deterioramento della qualità delle acque.

La Direttiva Quadro WFD 2000/60/EC fornisce i criteri per la valutazione dell'eutrofizzazione in termini di scostamento dalle condizioni di "naturalità" che dovrebbero caratterizzare i corpi idrici, (cioè dalle loro condizioni di riferimento) e fa riferimento al "cambiamento ecologico sfavorevole" indotto dall'eutrofizzazione, che può essere applicato a tutti gli ambienti acquatici che si trovano "in qualsiasi punto dello spettro trofico ...". Il modo più corretto di interpretare questo "cambiamento ecologico sfavorevole" è certamente quello prefigurato dal Cloern nel modello corrispondente alla

Fase II, dove viene riconosciuta la natura complessa degli effetti indotti dall'arricchimento dei nutrienti, effetti che ricadono su tutte le componenti (biotiche e abiotiche) dell'ecosistema.

direttiva trattamento delle acque reflue urbane (91/271/EEC)

• “ ... l'arricchimento delle acque in nutrienti, in particolar modo composti dell'azoto e/o del fosforo, che provoca una proliferazione di alghe e di forme superiori di vita vegetale, producendo una indesiderata perturbazione dell'equilibrio degli organismi presenti nell'acqua e della qualità delle acque interessate.”

direttiva nitrati (91/676/EEC)

• “ ... l'arricchimento dell'acqua con composti azotati il quale causa una crescita rapida delle alghe e di forme di vita vegetale più elevate, con conseguente indesiderabile rottura dell'equilibrio degli organismi presenti in tali acque e deterioramento della qualità delle acque in questione.”

direttiva quadro sulle acque (WFD 2000/60/CE)

• “ ... la valutazione dell'eutrofizzazione dovrebbe considerare lo scostamento rispetto alla condizione caratteristica di quel corpo idrico, in questo senso l'eutrofizzazione include un cambiamento ecologico sfavorevole (un disturbo indesiderato), e può essere applicato ad ambienti acquatici che si trovano in qualsiasi punto dello spettro trofico...”

Box 3 Definizioni dell'eutrofizzazione nelle Direttive europee

Il sistema Po-Adriatico: problemi aperti

Dopo l'introduzione sulla revisione dei modelli concettuali adottati per l'eutrofizzazione, il relatore ripropone l'elenco delle tematiche rimaste ancora aperte, in relazione alla formazione dei carichi di nutrienti nel bacino padano e alla dinamica del loro trasporto in Adriatico.

Molti di questi aspetti sono già stati discussi nelle precedenti presentazioni (Cfr. Cap. 1 di questo rapporto).

Problemi aperti

- Campionamento e condizioni idrologiche: ruolo delle piene nella formazione dei carichi.
- Identificazione degli elementi limitanti. Approccio multielemento e stechiometria ecologica.
- Valutazione dei singoli elementi e della loro biodisponibilità (speciazione).
- Limiti delle misure del P totale (vedasi speciazione del P).
- Importanza della silice.
- Eredità di fosforo e azoto (ritardo dei benefici delle azioni intraprese).

Situazioni critiche da porre sotto attenzione

- Affluenti critici (Lambro, Oglio).
- Laghi meromittici.
- Canali terminali delle bonifiche.
- Piccoli fiumi e canali della costa.
- Urbanizzazione e scolmatori fognari/dei depuratori.
- Sversamento cronomico di fanghi di depurazione e digestati

Box 4 Bacino padano – Problemi aperti e criticità

Genesi e trasporto dei nutrienti

L'argomento della dinamica del trasporto dei nutrienti, già precedentemente affrontato, viene ora integrato con la figura 1, che descrive il graduale aumento dei quantitativi di N, P e Si, in transito lungo l'asta del Po (accumulo monte-valle), distinguendo tra la quota di carico annuo da ascrivere alle portate di piena e quella da assegnare alle portate ordinarie. Il contributo delle piene alla formazione del carico annuale è preponderante, in particolare nel caso del carico di Fosforo totale, che per il 68% transita durante gli eventi di piena.

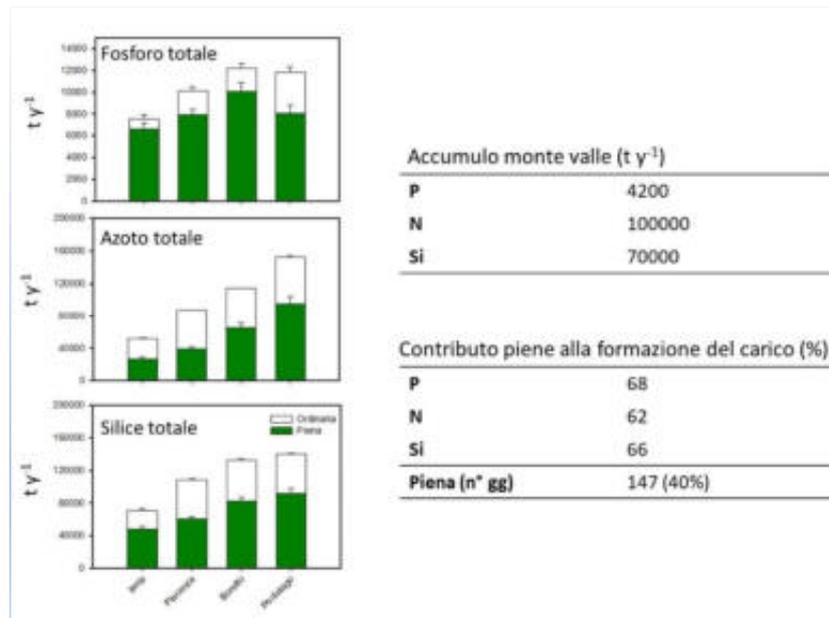


Fig.2 Carichi in transito nelle stazioni di misura lungo il fiume Po: relazione tra piene e portate ordinarie daa Novembre 2014 ad Ottobre 2015 (da Viaroli *et al.*, 2016).

La successiva figura 3 descrive la formazione complessiva dei carichi suddivisi per bacini di provenienza.

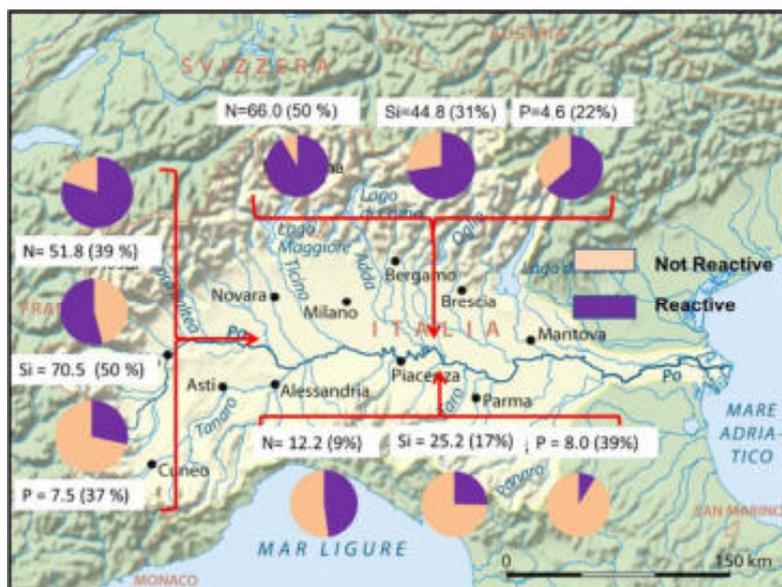


Fig. 3 Distribuzione spaziale degli input di nutrienti (kt anno⁻¹) al fiume Po, liberati dai sottobacini alpini e appenninici, dal novembre 2014 all'ottobre 2015. Tra parentesi il contributo percentuale sul carico totale (da Viaroli *et al.*, 2016)

In termini percentuali, il contributo dei bacini alpini è preponderante, soprattutto per quanto riguarda l’Azoto e la Silice. Nel caso del Fosforo, la quota parte del carico annuo di questo nutriente proveniente dai bacini appenninici (39%), supera quella immessa nel Po dagli affluenti di sinistra, (solo il 22% del carico totale di TP proviene dagli emissari dai grandi laghi subalpini).

Come già ricordato sopra, il contributo delle piena alla formazione del carico complessivo di Fosforo totale scaricato in Adriatico, è notevole. Si tratta soprattutto di Fosforo particellato che si origina dalla risospensione dei sedimenti fluviali o che viene asportato con il dilavamento delle superficie, agricole, urbane, incolte, ecc., operato dalle piogge e che viene immesso nel corso d’acqua.

La tabella 1 riporta la speciazione del fosforo particellato che transita con il colmo di piena, suddividendo il totale in forme labili e forme refrattarie

	Scamb.-PO ₄	Fe-PO ₄	Auth. Ca-PO ₄	Detr. Ca-PO ₄
Po	15,0±1,4	17,5±1,1	43,9±2,0	23,5±1,8
Sinistra	25,8±2,2	32,2±2,7	22,3±2,2	19,6±2,2
Destra	4,3±0,9	4,8±0,6	66,2±1,9	24,6±2,9

Forme labili
Forme refrattarie

Tab. 1 Composizione percentuale del Fosforo particellato inorganico³³ in coincidenza dei colmi delle piene

In destra idrografica (fiumi dal versante appenninico), le forme refrattarie raggiungono il 90% del Fosforo particellato inorganico, mentre al contrario negli affluenti di sinistra (fiumi dal versante alpino e emissari dai laghi subalpini), circa il 58% è rappresentato da Forme labili. Nel Po la situazione risulta intermedia.

Possiamo riassumere tutti gli aspetti relativi alla tematica trattata in questo paragrafo, con le seguenti considerazioni finali (Viaroli *et al.*, 2016):

1. Le concentrazioni e i carichi di Azoto e Fosforo seguono un andamento temporale che è controllato dal regime idrologico del Po e dei suoi affluenti, in particolare dalle piene.
2. I regimi idrologici dei bacini lombardi sono regolati dalla presenza dei grandi laghi, mentre quelli emiliani e piemontesi dipendono direttamente dalle deposizioni umide.
3. Molto schematicamente, è possibile ripartire i contributi nel modo seguente:

³³ Negli ambienti acquatici, il ciclo del Fosforo è prevalentemente regolato da processi di scambio con il materiale particellato in sospensione e del sedimento, che a loro volta dipendono dalle condizioni ambientali, ad esempio da pH, potenziale redox, salinità, ecc. Le Forme labili (Scamb. -PO₄), si accumulano nel materiale particellato per adsorbimento o precipitazione con composti inorganici, ma anche per assimilazione da parte dei produttori primari. Il rilascio avviene per deadsorbimento, mineralizzazione e/o dissoluzione dei materiali inorganici. Il Fosforo legato al Ferro (Fe-PO₄), è una frazione molto reattiva e la sua mobilità dipende principalmente dalle condizioni ossido-riduttive e dal pH. Il Fosforo inorganico legato al Calcio costituisce invece un pool molto stabile (Forme refrattarie) e può essere distinto in due frazioni praticamente insolubili, delle quali quella “autigenica” (Auth. Ca-PO₄) è maggiormente reattiva di quella detritica (Detr. Ca-PO₄) che si origina dalla roccia madre (Giordani *et al.*, 2010)

- Azoto totale e inorganico disciolto: **LOMBARDIA>PIEMONTE>>EMILIA**
- Fosforo totale: **EMILIA=PIEMONTE>>LOMBARDIA**
- Fosforo reattivo: **LOMBARDIA>PIEMONTE>>EMILIA**
- Silice totale: **PIEMONTE>LOMBARDIA>EMILIA**
- Silice reattiva: **PIEMONTE=LOMBARDIA>>EMILIA**

- In termini di stechiometria ecologica, è possibile affermare che alla scala di intero bacino padano i rapporti elementari tra i nutrienti sono dominati da un eccesso di Azoto Inorganico. Si evidenzia infatti un deficit potenziale da Fosforo, rispetto ad Azoto e Silicio. Parimenti il Silicio risulta potenzialmente deficitario rispetto all’Azoto.
- Per quanto riguarda la speciazione, l’eccesso di Azoto inorganico è da riferire soprattutto alle attività antropiche, mentre Silice e Fosforo reattivi dipendono dalla regolazione bio-geochimica del ciclo di questi 2 elementi. Al riguardo si consideri la elevatissima quota di forma reattiva sul totale del carico di Si e P che proviene dai bacini lombardi, dovuta alla presenza dei grandi laghi.

Affluenti critici (Lambro, Oglio)

Se analizziamo nel dettaglio il comportamento dei singoli sottobacini, si può capire meglio in cosa consiste, in termini di qualità chimica delle acque e di impatto, la sostanziale differenza tra affluenti provenienti dal versante appenninico (fiumi emiliani), rispetto a quelli del versante alpino (fiumi piemontesi e lombardi) e identificare i bacini ad elevata criticità. I dati ottenuti in diversi progetti svolti negli ultimi anni dimostrano che per il Lambro (Area Metropolitana di Milano) sono elevate tutte le tre forme solubili dei nutrienti e per l’Oglio sub-lacuale è particolarmente elevati L’azoto nitrico (Viaroli *et al.*, 2016).

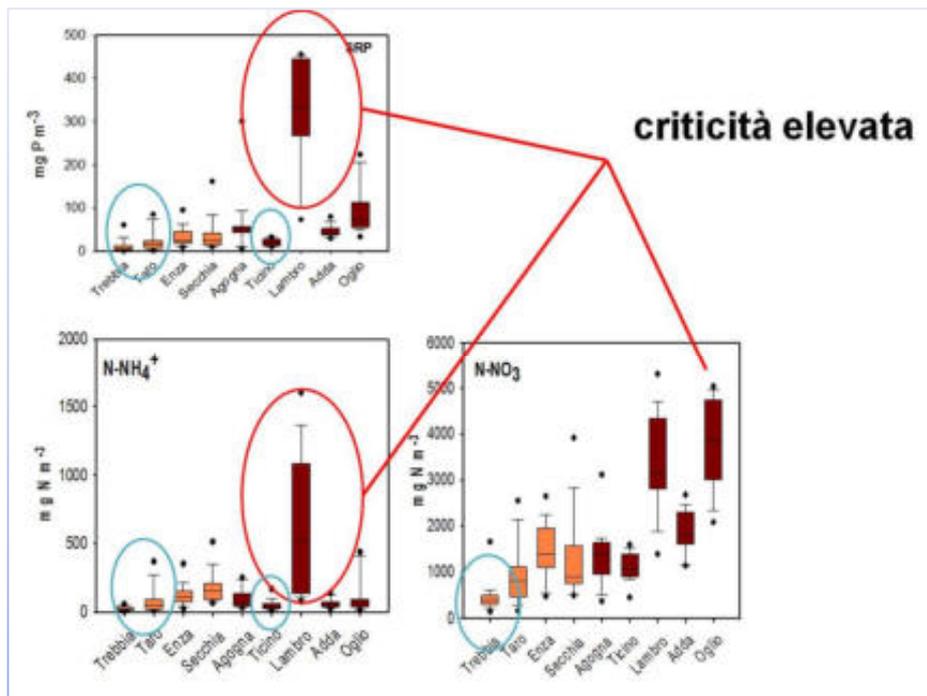


Fig. 4 Diagrammi *box and whiskers* relativi alle distribuzioni dei dati di concentrazione di nutrienti (Fosforo reattivo – SRP, Azoto ammoniacale – N-NH₄⁺ e nitrico – N-NO₃⁻), nelle acque di affluenti appenninici e alpini (periodo: nov 2014 – ott. 2015). (Da Viaroli *et al.*, 2016)

L'esame di questi diagrammi (Fig. 4), ci consente di generalizzare a tutto il bacino padano la chiave di lettura della criticità dei sottobacini, tenendo nel dovuto conto l'importanza del regime idrologico nell'accrescere tale criticità. (Box 5)

	Portata bassa intermittente	Portata elevata costante
Qualità chimica elevata	Trebbia > Taro	Ticino >> Adda
Qualità chimica bassa	Secchia > Enza	Lambro > Oglio
	Portata bassa intermittente	Portata elevata Regolato da lago
Carico	particellato a bassa reattività – impatti bassi	disciolto medio-alto capacità diluizione
Carico	basso - impatti locali	disciolto elevato impatto a livello di bacino

Box 5 Valutazione della criticità di singoli sotto-bacini afferenti all'asta principale, in funzione del loro regime idrologico

La valutazione della criticità viene effettuata utilizzando matrici a due entrate: regime idrologico per colonna, qualità chimica e natura del carico per riga. Come si può constatare, la criticità acuta con impatti a livello di intero bacino (fiumi del versante lombardo), viene data dall'incrocio tra portate alte-costanti e carico disciolto elevato (forme reattive). I fiumi appenninici, caratterizzati invece da portate basse e intermittenti, tendono ad avere un impatto basso e/o di rilevanza locale.

L'eredità del Fosforo e dell'Azoto (ritardo dei benefici delle azioni intraprese)

La ritenzione di fosforo e azoto nel bacino che provoca generalmente un ritardo nella manifestazione dei benefici attesi dalle azioni di varia natura messe in atto per il controllo dei nutrienti è già stato esaminato esaurientemente, alla scala di intero bacino, nel Cap. 1 di questo rapporto (Punto 1.4 “Carichi transitati a Pontelagoscuro: evoluzione dal 1968 ad oggi e relazioni con i carichi generati (NANI, NAPI e SURPLUS) e con le politiche ambientali”). Viaroli tuttavia non rinuncia a riportare altri dati per integrare e comprovare le precedenti analisi. Questi dati si riferiscono a situazioni rilevate nel Lago Maggiore. (Fig. 5)

Gli andamenti del Fosforo reattivo e del Fosforo totale mostrano un trend in diminuzione, del tutto simile a quello già evidenziato per il Po (Cfr. Fig. 1.14 al Cap.1 di questo rapporto). La Legge Merli (LM) del 1976 e i successivi decreti legislativi del 1982 e 1988 per la riduzione del Fosforo nei detersivi (D1 e D2), rappresentano le azioni di politica ambientale che contrassegnano il declino del Fosforo nel Lago Maggiore. Dopo i picchi raggiunti tra il 1970 e il 1990, a partire dal 1990 il TP diminuisce e si stabilizza su concentrazioni medie annuali intorno a $10 \mu\text{g L}^{-1}$. La stessa cosa non è avvenuta per l'Azoto Nitrico. Dopo il forte incremento delle concentrazioni (da 500 a $800 \mu\text{g L}^{-1}$ come N-NO_3), che ha caratterizzato gli anni dal 1960 al 1975, questo elemento non ha mai mostrato segnali di diminuzione, stabilizzandosi, dopo il 1980, su valori di concentrazione compresi tra 800 e $900 \mu\text{g L}^{-1}$, nonostante le politiche di controllo nel frattempo avviate, in recepimento delle Direttive Comunitarie (ad es. la Direttiva “Nitrati” 91/676/EEC). D'altra parte questo non deve stupire perché gli apporti di azoto al L. Maggiore sono in buona parte di origine atmosferica.

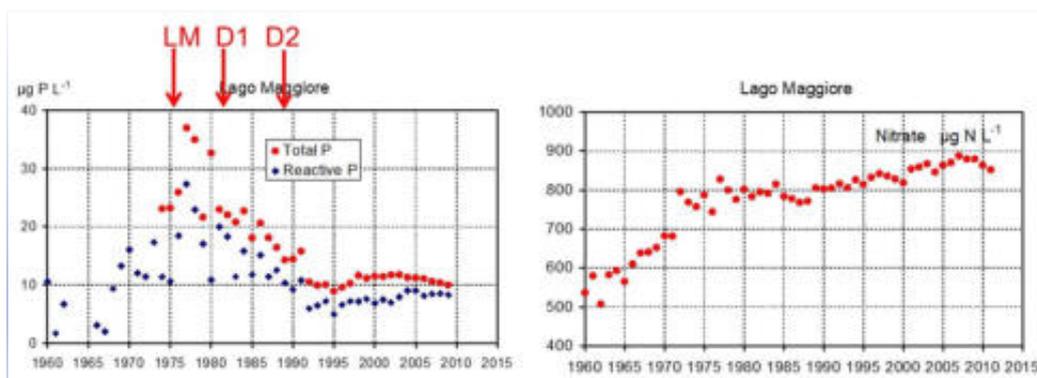


Fig. 5 Trend di Fosforo Reattivo Solubile (SRP) e Fosforo Totale (TP), (pannello a sinistra) e variazioni dell'Azoto Nitrico (pannello a destra), rilevate nelle acque del Lago Maggiore. Periodo di osservazione: 1960-2010). (da Rogora *et al.*, 2013)

Effetti a lungo termine della rimozione del Fosforo sugli ecosistemi: il caso del Lago Maggiore

Non soltanto l'arricchimento antropogenico di nutrienti, ma paradossalmente anche la loro rimozione, possono provocare modificazioni nella struttura e nelle funzioni degli ecosistemi acquatici. Al riguardo, il caso del Lago Maggiore è emblematico (Figura 6).

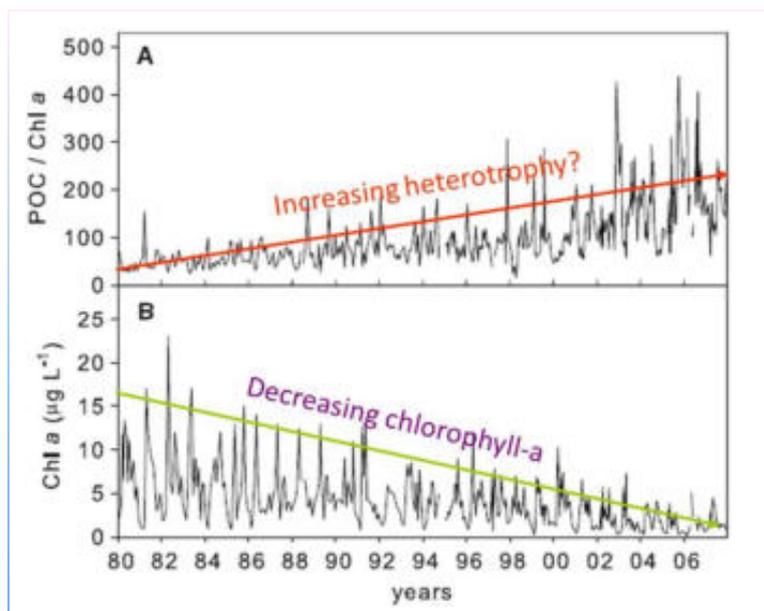


Fig. 6 Variazioni del rapporto tra Carbonio Organico Particellato e Clorofilla *a* (POC/Chl) (pannello A) e andamento delle concentrazioni di Clorofilla *a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) nell'epilimnio del Lago Maggiore (pannello B). Periodo: 1980-2007. (Da Bertoni *et al.*, 2010)

Dall'esame della figura 6, si evince che gli interventi, di tipo normativo e strutturale, intrapresi per la rimozione del Fosforo, hanno avuto come risposta un progressivo e significativo calo della Clorofilla nelle acque epilimniche del Lago Maggiore (pannello B in Fig. 6). Da valori medi annuali di Clorofilla intorno a $5.9 \mu\text{g L}^{-1}$, nel periodo 1980-1990, si è passati a $4 \mu\text{g L}^{-1}$ nel decennio successivo, fino a un minimo $<2 \mu\text{g L}^{-1}$ nel 2007, mentre il TP passava nello stesso periodo da valori medi annuali di $17 \mu\text{g L}^{-1}$ a valori di $10 \mu\text{g L}^{-1}$ nel 2007 (Rogora, 2007).

Tuttavia il calo della Clorofilla non è stato accompagnato da un'analogia diminuzione della quota di Carbonio Organico Particellato (POC), che invece è rimasta sostanzialmente stabile. Questo ha determinato un pronunciato incremento del rapporto POC/Chl (pannello A in Fig. 6). Nel lungo, ma

costante, processo di “ri-oligotrofizzazione”, la produzione di particolato ha pertanto subito un cambiamento qualitativo (come dimostrato appunto dall'aumento del rapporto POC-Chl), pur rimanendo quantitativamente invariata. I dati mostrano altresì che, nel Lago Maggiore durante il periodo 1980-2007, la componente batterica del plancton non ha diminuito le sue abbondanze nonostante il calo delle concentrazioni di Fosforo, ma è rimasta sempre ben correlata alle variazioni del POC.

In ultima analisi, possiamo concludere che il declino delle concentrazioni di Fosforo totale ha prodotto un abbassamento complessivo della biomassa fitoplanctonica (cioè *decremento dell'autotrofia*), ma ha avuto effetti collaterali evidenti sul metabolismo dell'intero ecosistema (cioè *incremento dell'eterotrofia*), non prevedibili secondo il tradizionale approccio “dose-risposta” che di norma ha guidato le politiche di lotta all'eutrofizzazione³⁴.

La stechiometria ecologica

I fiumi oltre a veicolare carichi di nutrienti verso gli estuari e le zone costiere rappresentano essi stessi ecosistemi nei quali avvengono processi biogeochimici che influenzano le concentrazioni e la bio-disponibilità di N, Si e P. In particolare in estate i tratti potamali dei fiumi come il Po evolvono verso condizioni “lentiche” (Rossetti et al., 2009; Tavernini et al., 2011), si verifica quindi una sensibile riduzione delle concentrazioni delle forme reattive di azoto, fosforo e silice. Questo ha conseguenze sui rapporti stechiometrici dei tre elementi (Fig. 7).

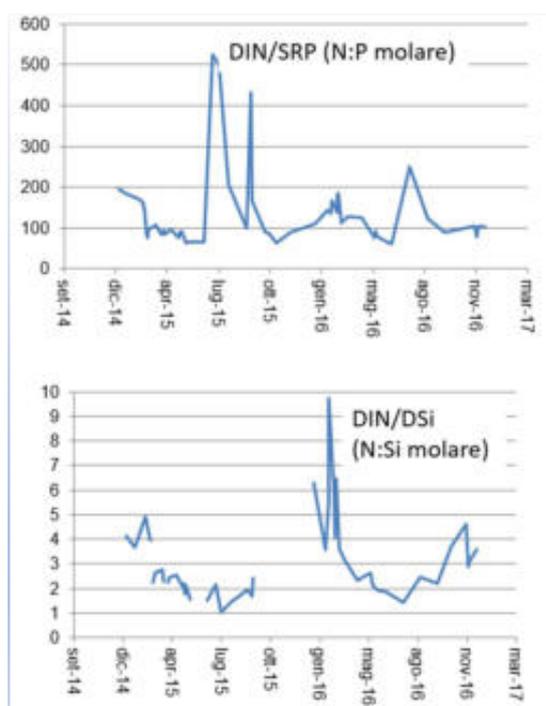


Fig. 7 Andamento dei rapporti elementari di N, P e Si a Pontelagoscuro (novembre 2014-dicembre 2016).

Al riguardo, Viaroli *et al.* (2016), riportano che in condizioni di portate ordinarie si hanno rapporti Si:N bilanciati, mentre il Fosforo sembra essere il principale fattore limitante. Al contrario i carichi di piena hanno invece un rapporto N:P nettamente inferiore, che può scendere in qualche caso fino alle condizioni individuate da Redfield per la crescita bilanciata del fitoplancton (N:P = 16:1). Se focalizziamo l'attenzione sul Silicio, si deve constatare che dagli anni '70 del secolo scorso si è

³⁴ Per chi fosse interessato ad approfondire l'argomento trattato in questo paragrafo, si rimanda direttamente al lavoro di Bertoni *et al.*, (2010), citato per esteso in bibliografia.

verificata una progressiva diminuzione dei carichi complessivamente scaricati in Adriatico, da valori intorno a 114-134 kt Si anno⁻¹ (1968-1970), a 50 kt Si anno⁻¹ nel 2016. Il rapporto elementare N:Si, che era bilanciato negli anni '70 (~1), è andato via via crescendo fino a raggiungere il valore di 3.3 nel 2016 (Tab. 2). Un primo lavoro di sintesi sullo stato attuale del ciclo del silicio nel bacino del Po e sulle implicazioni che potrebbero avere il cambiamento climatico e le pressioni locali è presentata in Viaroli *et al.* (2013).

anno	DSi (kt Si anno ⁻¹)	DIN:DSi (molare)
1968-70	114-134	0.9
1981-84	156-178	1.4
2005-07	77-102	1.7
2015	81	2.5
2016	50	3.3

Tab. 2 Variazione dei carichi annuali di Silice reattiva (DSi: Silicio disciolto), transitata a Pontelagoscuro e corrispondenti valori del rapporto elementare DIN:DSi. (Da Viaroli *et al.*, 2016)

Concludiamo enumerando gli effetti determinati dalla variazione dei rapporti elementari tra i nutrienti e i potenziali rischi per l'area marina costiera influenzata dagli apporti fluviali del Po. (Box

Possibili effetti dell'eccesso di azoto nitrico con N:P > 50:

- sviluppo di macroalghe nitrofile;
- rischio di fioriture di microalghe tossico-nocive;
- potenziale comparsa e proliferazione di macroalghe alloctone; (es. *G. vermiculophylla***).

Possibili effetti del deficit di Silice con N:Si > 2:

- Sostituzione delle diatomee e delle alghe silicee nelle comunità fitoplanctoniche con collasso delle catene trofiche a base diatomee.

Possibili effetti dell'abbondanza di azoto inorganico disciolto e della carenza di fosforo reattivo solubile:

- Comparsa di mucillagini.

6)

Box 6. Possibili effetti delle alterazioni dei rapporti stechiometrici di N, P e Si nelle acque di transizione e marine-costiere sotto l'influenza di carichi fluviali

(**) **Nota.** *Gracilaria vermiculophylla* è una macroalga rossa (*Rhodophyta*), originaria dell'Oceano Pacifico. È una specie invasiva degli ambienti lagunari e estuarini. Attraverso la competizione, inibisce la crescita e la sopravvivenza delle specie autoctone. Forma dense "matte" che modificano l'habitat disponibile per le comunità bentoniche e il pesce di fondo.



Talli di *Gracilaria vermiculophylla* in laguna di Venezia (Fonte: A. Sfriso)

Bibliografia

- Åberg, B. & W. Rodhe, 1942. *Über die Milieufactoren in einigen Südschweidischen Seen (About environmental factors of some south swedish lakes)*. Symb. Bot. Upsal., 5.3. Cf. Chpt. 19
- Bertoni, R., Callieri, C., Corno, G., Rasconi, S., Caravati, E. and M. Contesini, 2010. *Long-term trends of epilimnetic and hypolimnetic bacteria and organic carbon in a deep holo-oligomictic lake*. Hydrobiologia 644:279-287. DOI 10.1007/s10750-010-0150-x
- Cloern, J. E., 2001. *Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem*. Mar. Ecol. Prog. Ser. V. Vol. 210: 223–253, 2001.
- Dodds, W. K. (2007). *Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams*. Trends Ecol. Evol. 22, 669–676. doi: 10.1016/j.tree.2007.07.010
- Dodds, W. K., 2006. *Eutrophication and trophic state in rivers and streams*. Limnol. Oceanogr. 51, 671–680. doi: 10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0671
- Fondazione CARIPLO, 2015. *ISEO - Improving the lake Status from Eutrophy towards Oligotrophy*. Progetto finanziato dalla Fondazione CARIPLO. DTA.AD004.114. Rif. 2015-0241.
- Giordani G., Roma G., Azzoni R., Pierobon E., Tornatore F., Viaroli P., 2010. *Caratterizzazione del carico di Fosforo inorganico veicolato in Adriatico dalle acque del Po in relazione al regime idrologico*. Biologia Ambientale, 24: 77– 86.
- Glibert, P. M., 2017. *Eutrophication, harmful algae and biodiversity ' Challenging paradigms in a world of complex nutrient changes*. Marine Pollution Bulletin 124(2). doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.04.027
- Hilton, J., O'Hare, M., Bowes, M. J., and J. I. Jones, 2006. *How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers*. Sci. Total Environ. 365. 66–83. doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.02.055
- Kolkwitz, R. & M. Morsson, 1902. *Grundsätze der biologischen Beurteilung des Wassers und seiner Flora. (Principles of examination of waters and its flora)*. Mitt. a.d. Kgl. Prüfungsanst. F. Wasserversorg. u. Abwasserbeseitigung zu Berlin. 1, 33-72.
- Nixon, S. W., 1995. *Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns*. Ophelia, Volume 41, 1995 - Issue 1

- Nizzoli, D., Bartoli, M., Azzoni, R., Longhi, D., Castaldelli, G. and P. Viaroli, 2018. *Denitrification in a meromictic lake and its relevance to nitrogen flows within a moderately impacted forested catchment*. Biogeochemistry 137,143-161. DO - 10.1007/s10533-017-0407-9
- OECD-Vollenweider, 1982. *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control*. 154 pp. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development, 1982.
- Rogora M. *et al.*, 2013, in: *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012*. Ed. R. Bertoni, pp. 119-130
- Rogora, M., 2007. *Considerazioni generali sull'evoluzione del chimismo delle acque lacustri e tributarie*. In C.N.R.- I.S.E. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Campagna 2007 e Rapporto quinquennale 2003-2007. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo svizzere: 89-97.
- Rossetti G., Viaroli P., Ferrari I., 2009. *Role of abiotic and biotic factors in structuring the metazoan plankton community in a lowland river*. River Research and Applications 25: 814-835.
- Salmaso, N., Anneville, O., Straile, D. and P. Viaroli, 2018. *European large perialpine lakes under anthropogenic pressures and climate change: present status, research gaps and future challenges*. Hydrobiologia (2018) 824: 1-32. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3758-x>
- Tavernini S., Pierobon E. and P. Viaroli, 2011. *Influence of physical determinants on phytoplankton community structure and dynamic in a large lowland river (Po river, Italy)*. Hydrobiologia, 213- 225.
- Viaroli P., Azzoni R., Bartoli M., Longhi D., Nizzoli D., Rossetti G., Soana E., Fano E.A., Castaldelli G., Aschonitis V. and F. Vincenzi, 2016. *Monitoraggio dei carichi dei nutrienti veicolati dal Po al mare Adriatico. Relazione finale*. Accordo di collaborazione tra Università di Parma, Università di Ferrara e Regione Lombardia (2014-15).
- Viaroli P., Nizzoli D., Pinardi M., Rossetti G. and M. Bartoli, 2013. *Factors affecting dissolved silica concentrations, and DSI and DIN stoichiometry in a human impacted watershed (Po River, Italy)*. Silicon, 5: 101-114

Progetti di Riferimento

Progetti finanziati dal MIUR

Processi biogeochimici, trasformazioni ed effetti del carico dell'azoto nel tratto di pianura e nelle acque di transizione del delta del Po (Progetti di Rilevante Interesse Nazionale-PRIN, 2008, coordinatore nazionale)

NOACQUA-risposte di comunità e processi ecosistemici in corsi d'ACQUA soggetti a intermittenza idrologica (PRIN 2015, coordinatore nazionale).

Progetto Bandiera RITMARE (2016)

Progetti Regionali

Studio per l'approfondimento delle variazioni dei carichi di azoto e fosforo transitati nella stazione di Pontelagoscuro e per l'analisi di processi rilevanti ai fini della comprensione della composizione e delle trasformazioni dei carichi Autorità di bacino del fiume Po (2007-2008).

Analisi sul trasporto degli inquinanti e sulla connettività ecologica laterale e longitudinale connessi alla realizzazione di ipotetici sbarramenti sul tratto regionale del fiume Po, ARPA-Direzione Tecnica - Emilia Romagna (2009-2010).

Monitoraggio dei carichi di nutrienti veicolati dal Po al mare Adriatico, Regione Lombardia (2014-2015).

Valutazione di criteri di classificazione dello stato trofico, della suscettibilità all'eutrofizzazione dei sistemi fluviali e dei carichi di nutrienti veicolati nelle acque superficiali e delle relative sorgenti, nell'ambito degli adempimenti della direttive comunitarie 2000/60 (direttiva quadro acque) e 676/91 (direttiva nitrati), (regione Lombardia 2015-16).

App. 2 Fattori che influenzano lo stato trofico dell'Adriatico – Integrazioni al Cap.3

Relatore: Michele Giani – OGS

Introduzione

Viene di seguito sintetizzata la presentazione di Michele Giani del 14 novembre 2019, tenutasi presso il CRM di Cesenatico, ad integrazione di quanto già illustrato dallo stesso nella precedente riunione del marzo 2019 (Cfr. capitolo 3 di questo rapporto).

Gli argomenti trattati riguardano le seguenti tematiche:

- impatto degli apporti fluviali sulle concentrazioni di nutrienti e sulla clorofilla;
- acidificazione.
- riscaldamento delle acque e ossigenazione,

L'attenzione viene ora focalizzata, oltre che sul Golfo di Trieste, sull'Adriatico e sull'intero bacino del Mediterraneo, evidenziando la letteratura specifica per ciascuna tematica che, data la complessità della materia, viene indicata come riferimento obbligato per ogni ulteriore approfondimento.

Si riporta l'elenco dei ricercatori facenti parte del Gruppo di lavoro: Michele Giani¹, Martina Kralj¹, Cinzia De Vittor¹, Lidia Urbini¹, Tamara Djakovac²

¹*Istituto Nazionale di Oceanografia e di Geofisica Sperimentale (OGS), Trieste, Italy*

²*Center for Marine Research (CMR), Ruđer Bošković Institute, Rovinj, Croatia.*

Nord Adriatico: impatto degli apporti fluviali sulle concentrazioni di nutrienti e sulla clorofilla

Sebbene il peso delle precipitazioni assuma un ruolo principale nel determinare le portate medie annue scaricate a mare dai bacini dell'Alto Adriatico, altri processi naturali quali l'evaporazione, l'evapotraspirazione, gli scambi con le falde acquifere, influenzano fortemente i regimi dei fiumi che recapitano in Adriatico (Fig. 1).

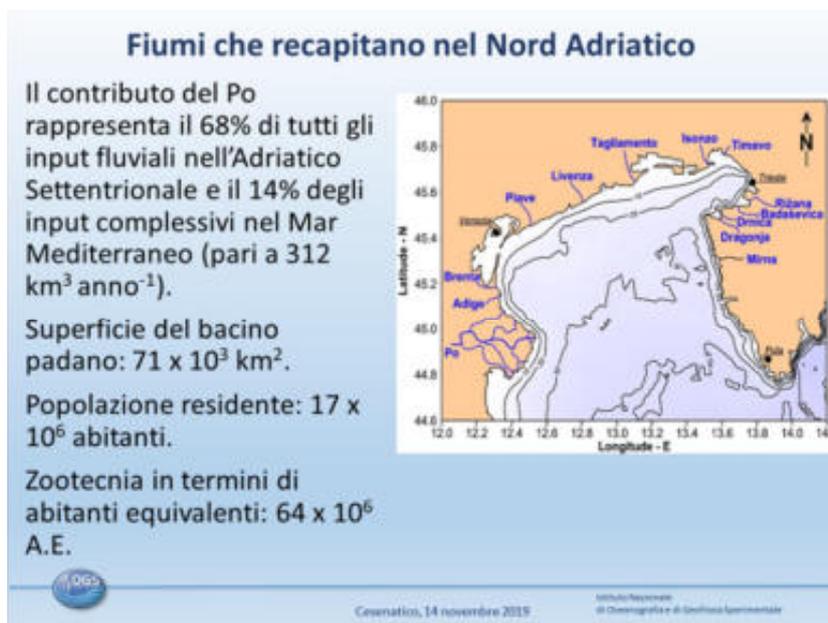


Fig. 1 Input fluviali in Alto Adriatico (OGS)

Nel caso del fiume Po, si calcola infatti che rispetto ad una portata media annuale di $\sim 2465 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, potenzialmente sostenuta dalle precipitazioni (i.e. afflussi), soltanto il 60% è convertito in deflusso ($\sim 1500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, media annuale delle portate registrate a Pontelagoscuro) (Zanchettin *et al.*, 2008). Tuttavia c'è da osservare che la dinamica del flusso alla sezione di chiusura del bacino padano, non riflette soltanto le condizioni pluvio-nivali naturali. Gli interventi finalizzati alla sistemazione idraulica e alla gestione delle risorse idriche, che si sono susseguiti a partire dagli anni '60, hanno profondamente modificato l'assetto del sistema idrico naturale e dei grandi laghi subalpini, attraverso la massiccia costruzione di canali, dighe, argini.

Per quanto riguarda gli usi, si calcola che nel bacino del Po, ad oggi, ben $20.5 \text{ km}^3 \text{ anno}^{-1}$ siano prelevati per attività antropiche, di cui $6.0 \text{ km}^3 \text{ anno}^{-1}$ dalle acque sotterranee e 15.5 dalle acque superficiali per derivazione. Questi prelievi devono far fronte ad un fabbisogno via via crescente, che include l'approvvigionamento idro-potabile (12%), l'uso industriale (7%) e soprattutto l'uso irriguo (81%).

Sull'idrologia padana e sugli andamenti delle serie storiche delle portate del Po, è già stato riferito e discusso nella precedente comunicazione del marzo scorso. Ad integrazione delle informazioni già fornite, il relatore presenta la figura 2, relativa agli andamenti stagionali delle portate padane. Il dato climatologico è riferito a 4 periodi distinti, già valutati per mezzo della tecnica analitica di *Regime Shift Sequential Detection* (Cfr. Fig. 3.5 del presente rapporto).

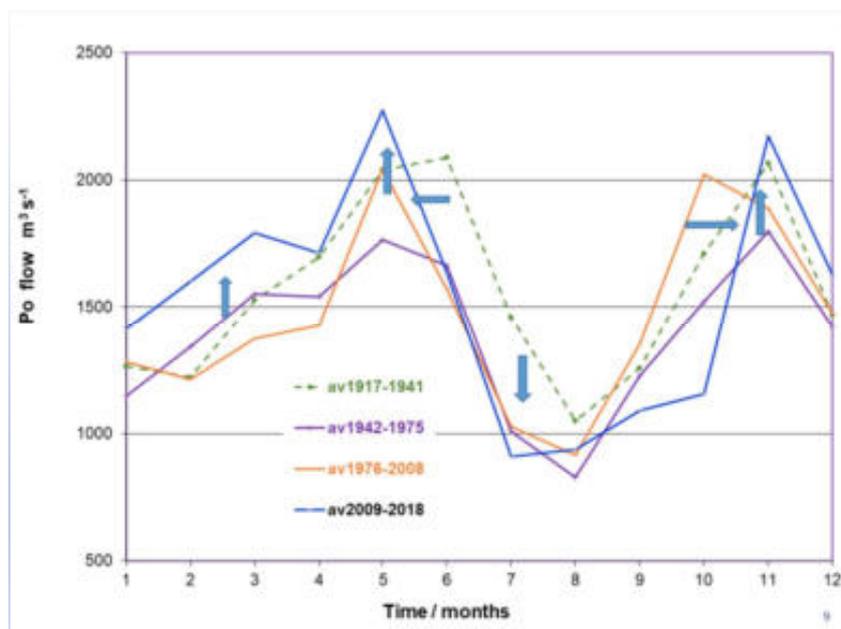


Fig. 2 Fiume Po: variazioni stagionali del regime delle portate in 4 periodi significativi. (Nota: le tendenze in atto sono rappresentate da frecce verticali ed orizzontali. Le prime evidenziano un aumento o una diminuzione delle portate medie, le seconde indicano un anticipo, o un ritardo nell'andamento stagionale tra i diversi intervalli annuali considerati.) (Fonte: OGS)

Come media climatologica, il regime annuale del fiume Po è caratterizzato da periodi alterni di bassa portata (mesi invernali ed estivi) e da periodi con portate medio-alte (piene stagionali che si verificano nel tardo autunno e in primavera). Questo regime è fortemente influenzato dall'andamento stagionale delle precipitazioni. Il periodo delle piene tardo-autunnali riflette gli eventi di pioggia intensa che sono tipici della stagione e che interessano perlopiù tutto il bacino, mentre le alte portate primaverili sono da ascrivere al contributo dei processi di fusione delle nevi nelle parti più elevate del bacino. Un'anticipazione del picco autunnale di portata, da novembre a ottobre, è ben individuabile per il periodo 1976-2008, mentre la riduzione delle portate di magra estive risulta evidente per tutti i tre periodi successivi agli anni '40.

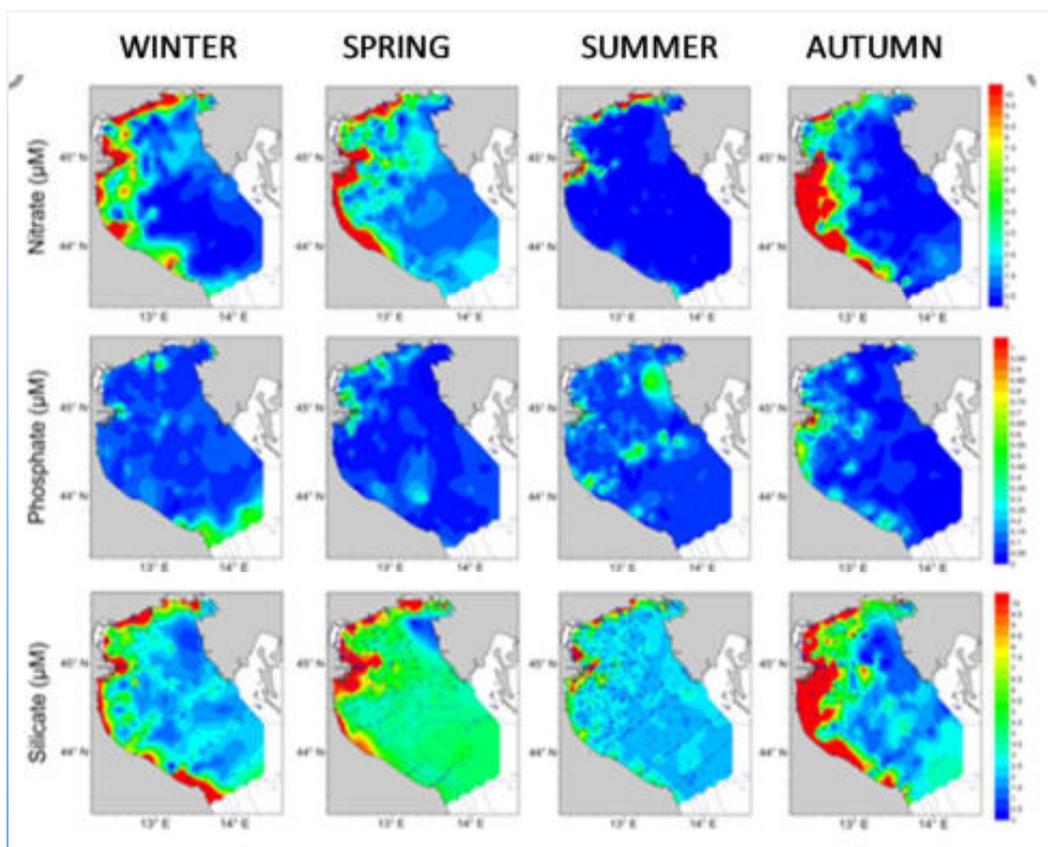


Fig. 3 Adriatico Settentrionale. Variazioni stagionali delle concentrazioni superficiali di NO_3 , PO_4 e SiO_2 (da: Grilli *et al.*, 2018)

La figura 3 illustra gli effetti delle portate del Po sulle concentrazioni di nutrienti (Nitrati, Fosfati e Silice reattiva), in Alto Adriatico. La forte variabilità stagionale del regime idrologico padano determina una altrettanto elevata variabilità della concentrazione di nutrienti minerali disciolti e quindi della loro biodisponibilità, secondo un ciclo stagionale che è riassumibile in due fasi distinte: 1) accumulo nella stagione autunnale e invernale, 2) utilizzo da parte del fitoplancton nella stagione primaverile, fino al pressoché completo esaurimento nel periodo estivo e successiva ripresa in autunno, a chiusura del ciclo.

Il comportamento del sistema Po-Adriatico determina quindi gli andamenti della clorofilla, principale indicatore della biomassa fitoplanctonica, così come rappresentato nella figura n. 4.

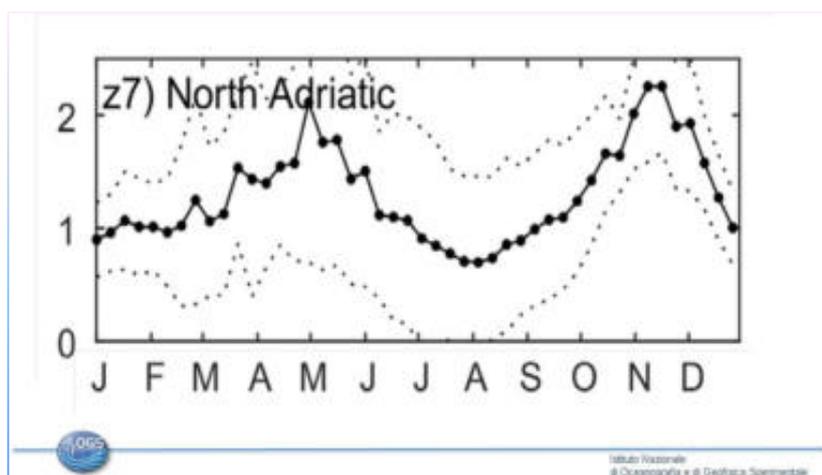


Fig. 4 Variazioni stagionali dei valori della Clorofilla *a* nell'Alto Adriatico (zona 7). Climatologia delle serie temporali di Chl-*a* (dato integrato a 8 giorni), lungo l'arco annuale. Periodo di riferimento: 1998-2014. (Da Salgado-Hernanz *et al.*, 2019)

Il confronto con i diagrammi presentati nella precedente figura 2, fa risaltare l'evidente sincronicità dei picchi stagionali di clorofilla, con i massimi di portata del Po, a dimostrazione della pronta risposta del sistema Adriatico alla disponibilità di nutrienti generati e liberati dal bacino padano e utilizzati per produrre nuova biomassa.

La successiva figura 5 fornisce un'ulteriore prova del progressivo aumento del rapporto molare tra Azoto totale inorganico (TIN) e Fosforo-ortofosfato, così come già ampiamente discusso da altri autori, in relazione sia all'evoluzione della composizione specifica dei carichi riversati a mare dal Po (Cfr. Cap. 1 – Viaroli e Nizzoli), sia ai valori assunti da questo rapporto, rilevati nella fascia costiera emiliano-romagnola, nell'ambito del monitoraggio condotto dalla Struttura oceanografica DAPHNE (Cfr. Cap.2 – C.R. Ferrari).

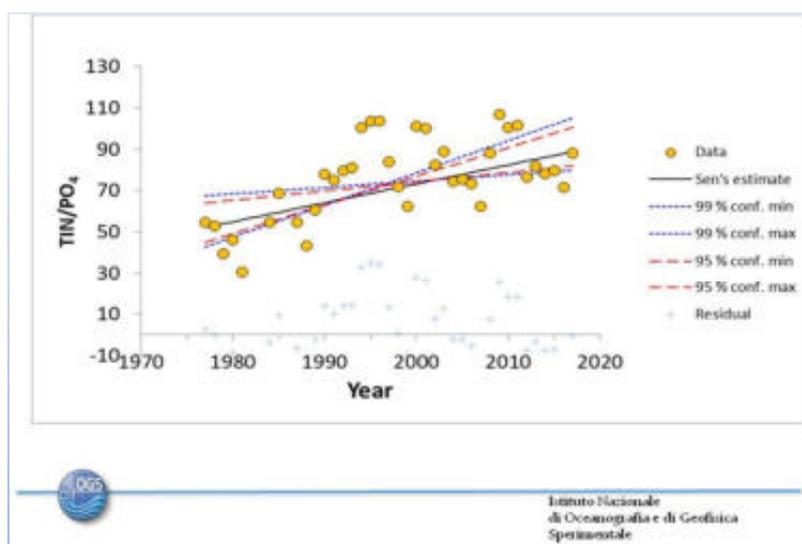


Fig. 5 Trend non-parametrico (*Sen's estimate*), della variazione del rapporto elementare N:P rilevato nella composizione dei carichi di nutrienti di origine padana. Periodo di riferimento: 1977-2017. (Fonte: OGS)

L'acidificazione

La dissoluzione in mare della CO₂ atmosferica, pur contribuendo a mitigare gli effetti delle emissioni di carbonio fossile sulla concentrazione di questo gas nell'aria, induce però acidificazione nell'acqua marina. Numerose osservazioni sull'acidificazione degli oceani sembrano suggerire che questo fenomeno si sta verificando a un ritmo sempre più intenso. Lungo la colonna d'acqua, la CO₂ disciolta (come ioni Carbonato e Bicarbonato), altera i delicati equilibri idrochimici e finisce con il provocare un abbassamento del pH, al di sotto del range che possiamo definire "naturale" per questo parametro in acqua di mare.

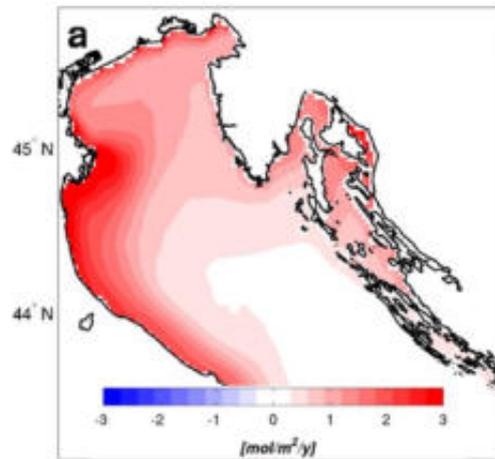


Fig. 6 Alto Adriatico: Interscambio di CO₂ tra l'aria e l'acqua, espresso come flusso medio annuale in moli C m⁻² per anno. (Da Cossarini *et al.*, 2015)

La figura 6 è relativa al Nord Adriatico e rappresenta una stima del flusso di CO₂ all'interfaccia aria-acqua. Come si può osservare il bilancio dell'interscambio è tutto di segno positivo, ciò che sta ad indicare un arricchimento di CO₂ da parte della colonna d'acqua, particolarmente intenso sotto costa.

In questo contesto, assume importanza rilevante il concetto di alcalinità, a misura della capacità dell'acqua marina di tamponare l'acidità. L'alcalinità del mezzo acquoso favorisce infatti la capacità di molti composti disciolti (tra cui appunto gli ioni CO₃²⁻, HCO₃⁻, ma anche il boro e altre basi deboli), di combinarsi con i protoni liberi (i.e. gli H⁺), responsabili dell'abbassamento del pH.

L'aumento di Alcalinità Totale (TA) può pertanto compensare l'acidificazione indotta dalla CO₂ e migliorare la capacità di stoccaggio di questo gas, stabilizzando lo stato di saturazione dei Carbonati.

Nel caso del Mar Mediterraneo, caratterizzato da elevata pressione antropica lungo le aree costiere, i dati esistenti indicano che l'alcalinità è significativamente più alta che nell'Oceano Atlantico. La concentrazione di alcalinità aumenta infatti spostandosi dall'Oceano Atlantico al Bacino occidentale del Mediterraneo, raggiungendo i suoi valori massimi nel Bacino orientale (Fig. n. 7),

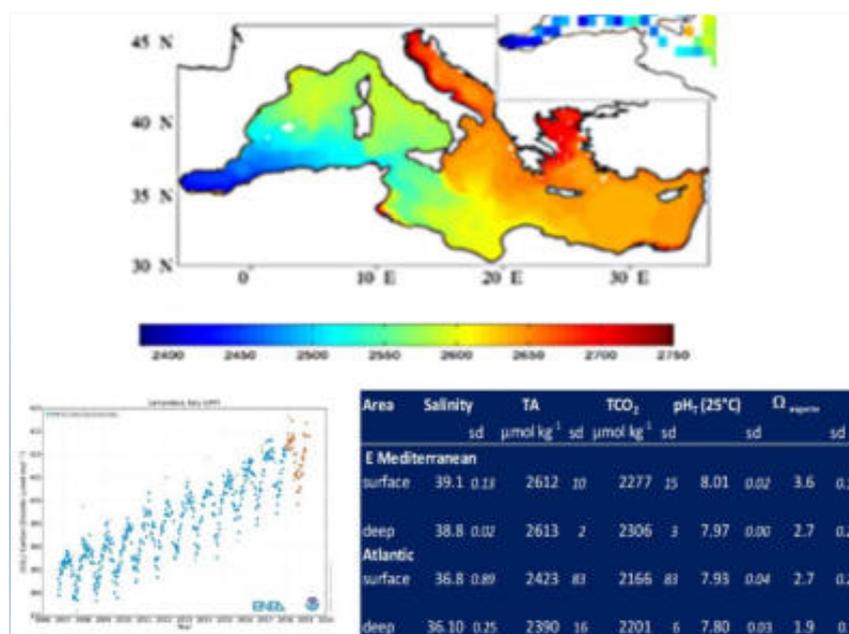


Fig. 7 A) Pannello superiore: Bacino del Mediterraneo - andamento dell'Alcalinità Totale (AT), espressa in $\mu\text{mol kg}^{-1}$. (Da Cossarini *et al.*, 2015). B) Pannelli inferiori: diagramma temporale delle variazioni del contenuto di CO₂ atmosferica, misurata a Lampedusa. (Staz. GMD – LMP. Fonte: ENEA), e tabella di sintesi con i dati caratteristici, per il Mediterraneo (Bacino orientale) e per l'Oceano Atlantico, delle acque superficiali e profonde. (Da Alvarez et al., 2014).

Il diagramma temporale in basso a sinistra della figura, riporta il trend degli andamenti della CO₂ a livello del mare, in una stazione GMD (*Global Monitoring Division* del NOAA - *National Oceanic & Atmospheric Administration*), situata al centro del Mediterraneo. È evidente il netto e progressivo incremento di concentrazione di CO₂ nell'aria, nel periodo che va dal 2006 al 2019. I dati riportati in tabella consentono invece di fare emergere le differenze sostanziali tra Bacino orientale del Mediterraneo e Oceano Atlantico. Si può constatare il maggior contenuto sia di TA che di CO₂ nelle acque del Mediterraneo e valori di pH più bassi nelle acque oceaniche. Di particolare interesse è il dato relativo alla sovrasaturazione del carbonato di calcio in soluzione ($\Omega_{\text{aragonite}}$)³⁵, che risulta più elevato nelle acque mediterranee.

Per quanto riguarda il bilancio complessivo del carbonio disciolto nelle acque del Mediterraneo, Schneider *et al.* (2010), hanno valutato il flusso annuale netto attraverso lo stretto di Gibilterra, da e verso l'Oceano Atlantico: 38 Tg C anno⁻¹ (milioni di tonn.) escono dal Mediterraneo, ne entrano 3.5 Tg.

La figura 8 riporta i risultati salienti emersi dal citato lavoro, in termini di contenuto di Carbonio di origine antropica (C_{ant}), nelle acque del Mediterraneo. L'intera colonna d'acqua contiene CO₂ antropogenica, con quantitativi medi valutabili intorno a 100 e massimi di 154 mol C m⁻². Da questi

³⁵ $\Omega_{\text{aragonite}}$ fornisce una misura della tendenza termodinamica alla precipitazione chimica, o viceversa, alla solubilizzazione, del carbonato di calcio minerale. Il simbolo Ω (omega) è quindi usato come abbreviazione di "stato di saturazione del carbonato di calcio". Per convenzione, Ω è di solito espresso rispetto all'aragonite, una delle forme più abbondanti di carbonato di calcio nell'oceano. Uno stato di saturazione dell'aragonite (Ω_{ar}) maggiore di 1.0 segnala il passaggio alla sovrasaturazione. I coralli e gli altri organismi che fissano i carbonati, hanno maggiori probabilità di sopravvivere e riprodursi quando lo stato di saturazione è maggiore di 3. Quando lo stato di saturazione dell'aragonite scende al di sotto di 3, questi organismi si stressano e quando è inferiore a 1, i gusci e le altre strutture di aragonite iniziano a dissolversi. (N.d.R.)

dati è stata stimato un contenuto complessivo di C_{ant} pari a 1.7 Pg (miliardi di tonn.), in tutto il Bacino.

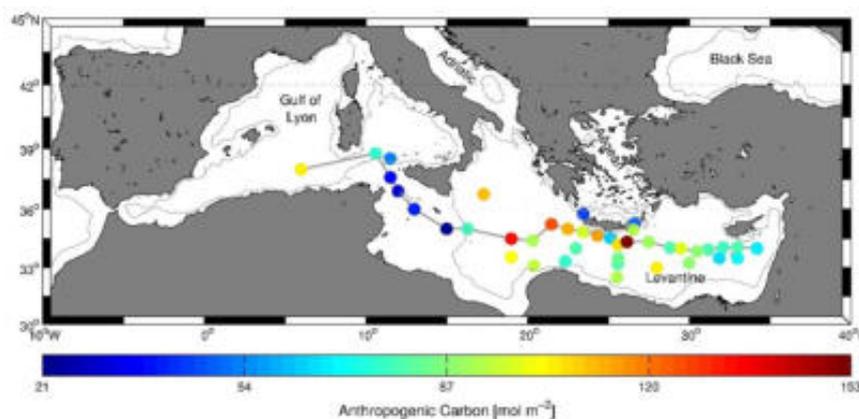


Fig. 8 Crociera Meteor 51/2, effettuata nell'ottobre/novembre 2001. I punti colorati rappresentano le stazioni di misura dove sono stati stimati i valori di C_{ant} , integrati su tutta la colonna d'acqua ed espressi in mol C m^{-2} . (Da Schneider *et al.*, 2010)

Per capire come si manifesta il cambiamento antropogenico globale negli ecosistemi costieri, è necessario analizzare lunghe serie storiche di dati sulla chimica dei carbonati nelle acque di mare. Tuttavia la disponibilità di dati al riguardo è limitata e, spesso le serie utilizzabili presentano una bassa risoluzione temporale.

Il relatore al riguardo illustra un lavoro recente (Kapsenberg *et al.*, 2017), che riporta i risultati di uno studio relativo ad una serie pregressa di dati di Carbonio inorganico totale disciolto (CT) e di Alcalinità totale (AT), raccolti con frequenza settimanale nella stazione di Villefranche-sur-Mer (Francia: acque costiere del Mediterraneo nord occidentale), per il periodo che va dal 2007 fino a tutto il 2015.

Per ognuna delle misure di CT e AT, effettuate a 1 m e 50 m di profondità, sono stati ricavati tutti i parametri del sistema carbonatico ed è stata ricostruita la scala degli idrogenioni totali (pH_T) che fornisce il valore del pH.

La figura 9 riporta le anomalie del pH, in termini di scarti dalle corrispondenti medie, per tutto il periodo di osservazione. In entrambi i casi (a 1 m e a 50 m), il trend è in diminuzione, con un tasso di acidificazione ($\Delta \text{pH}_T \text{ anno}^{-1}$), pari a $-0,0028 \pm 0,0003$ e $-0,0026 \pm 0,0002$ unità pH rispettivamente per le due profondità.

Le successive elaborazioni operate sui dati tramite analisi LSD (*Least Square Deconvolution*), hanno permesso di identificare i *driver* della tendenza alla diminuzione del pH e di assegnare loro un peso. È stato calcolato che il progressivo processo di acidificazione può essere attribuito sia all'assorbimento di anidride carbonica (CO_2) atmosferica (per il 59%, $2,08 \pm 0,01 \text{ ppm CO}_2 \text{ anno}^{-1}$), sia al crescente riscaldamento delle acque (per il 41%).

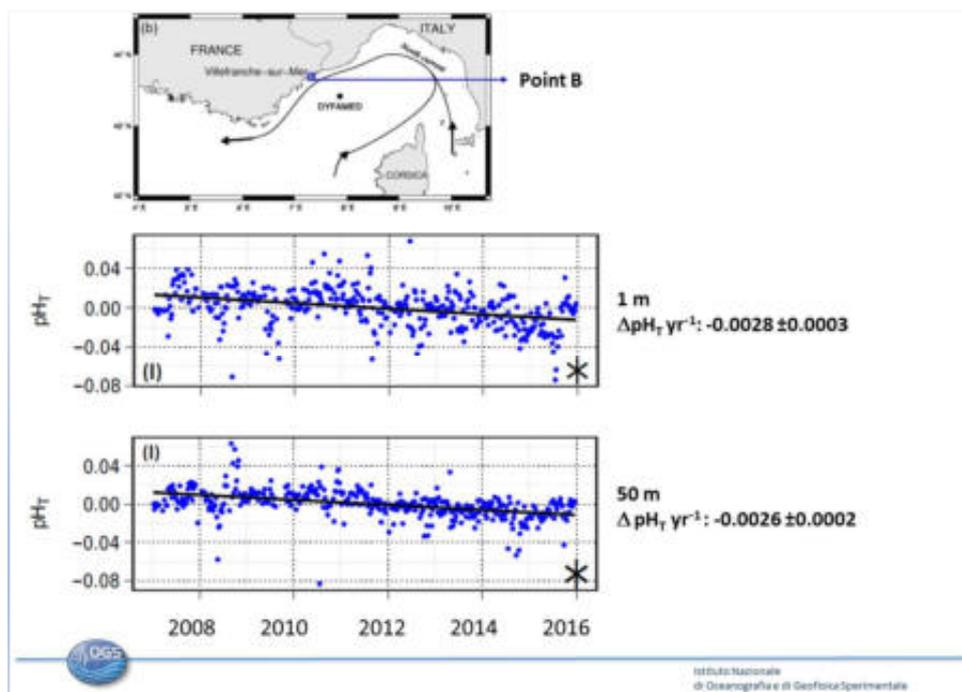


Fig. 9 Tendenza delle anomalie del pH nelle acque costiere di Villefranche-sur-Mer (Staz. B), a 1 m e 50 m di profondità. (Da Kapsenberg *et al.*, 2017)

In analogia con la tendenza all'acidificazione già evidenziata per le acque costiere di Villfranche-sur-Mer, il relatore riporta analoghi risultati relativi al Golfo di Trieste, dove sono disponibili i dati raccolti dalla boa oceanografica MAMBO (Cfr. Cap. 3), situata al limite della AMP di Miramare (Stazione C1-LTER). La figura 10 mostra la serie delle misure di pH per il periodo 2011-2019. L'analisi dei dati (regressione lineare), fornisce una correlazione inversa della variazione del pH rispetto al tempo, bassa, ma pur sempre significativa ($r=-0.131$; $p\text{-value} = 0.01$).

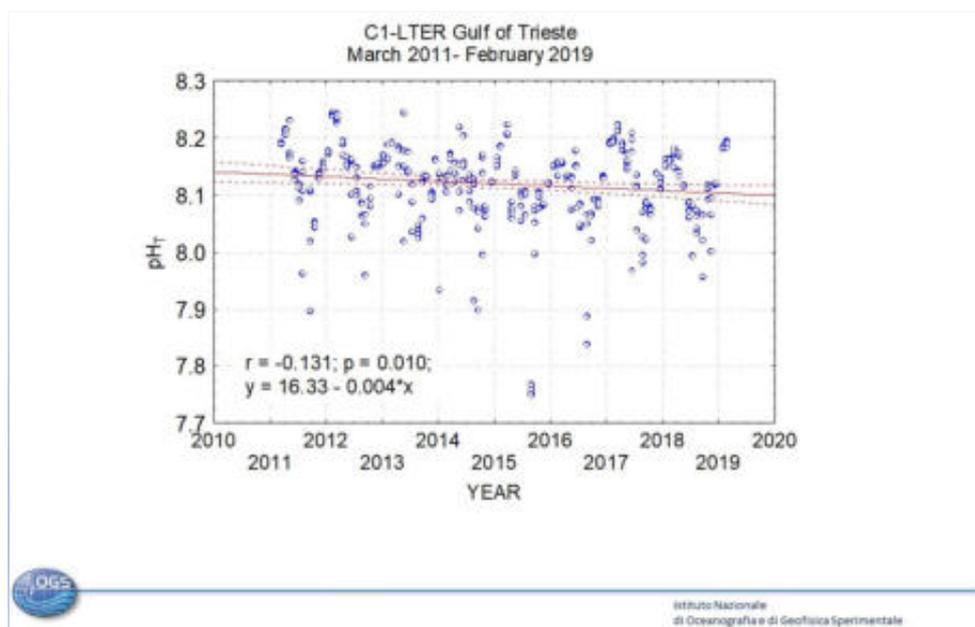


Fig. 10 Golfo di Trieste: tendenza del pH nel periodo 2011-2019. Misure effettuate nella stazione C1-LTER (AMP di Miramare). (Fonte: OGS)

Il riscaldamento delle acque e l'ossigenazione

Sul riscaldamento del Mediterraneo, il riferimento obbligato è il lavoro di Shaltout e Omstedt (2014). In questo lavoro, sono state analizzate serie recenti di dati di SST (*Mediterranean Sea Surface Temperatures*), con lo scopo di verificare le conseguenze del riscaldamento globale (*global change*) e individuare eventuali tendenze delle temperature nel lungo periodo.

I risultati indicano un aumento delle temperature, da valori di 0.24 °C per decade (Bacino occidentale) a 0.51 °C per decade nelle acque del Mar Nero (Fig. 11). Anche la variazione spaziale delle medie annuali di SST è elevata, con un divario massimo che va da 15°C nel Mar Nero a 21 °C nelle acque del Bacino orientale (acque levantine). I due autori citati calcolano infine per il Mediterraneo, un tasso di incremento complessivo pari a 0.35 °C per decade (periodo considerato: 1982-2012), con un trend nella variabilità stagionale che risulta massimo in primavera, giungendo a prefigurare uno scenario di lungo periodo che prevede un riscaldamento significativo delle SST mediterranee dell'ordine di 2.6 °C per secolo.

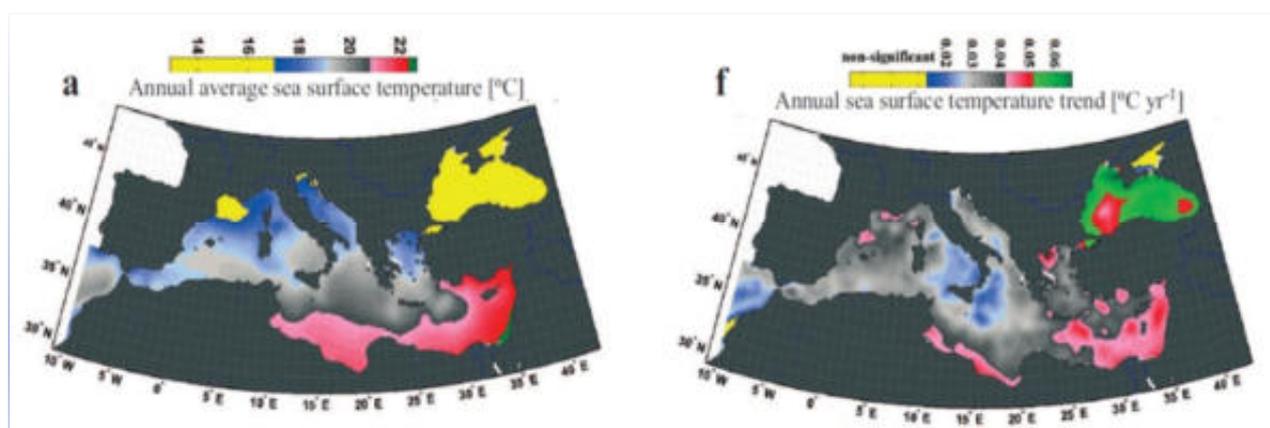


Fig. 11 Bacino del Mediterraneo e Mar Nero. Medie annuali delle temperature (T°C) nelle acque superficiali (a sinistra) e trend medio annuale (°C anno⁻¹), a destra. (Da Shaltout e Omstedt, 2014)

Alla scala locale sono disponibili serie storiche di dati di T°C che superano i cento anni. È il caso delle acque del Golfo di Trieste, per le quali Raicich e Colucci (2019), hanno studiato una serie pregressa di dati che vanno dal luglio 1899 al dicembre 2015 (Fig. 12).

Le misure analizzate consistono in due set di dati di T°C, con sensori ubicati nel porto di Trieste, il primo set è rappresentato da dati analogici ottenuti mediante termometro e termografo, con misure effettuate una o due volte al giorno nei periodi 1899-1923 e 1934-2008, il secondo è costituito da registrazioni digitali ottenute da termistori su base oraria nel periodo 1986-2015.

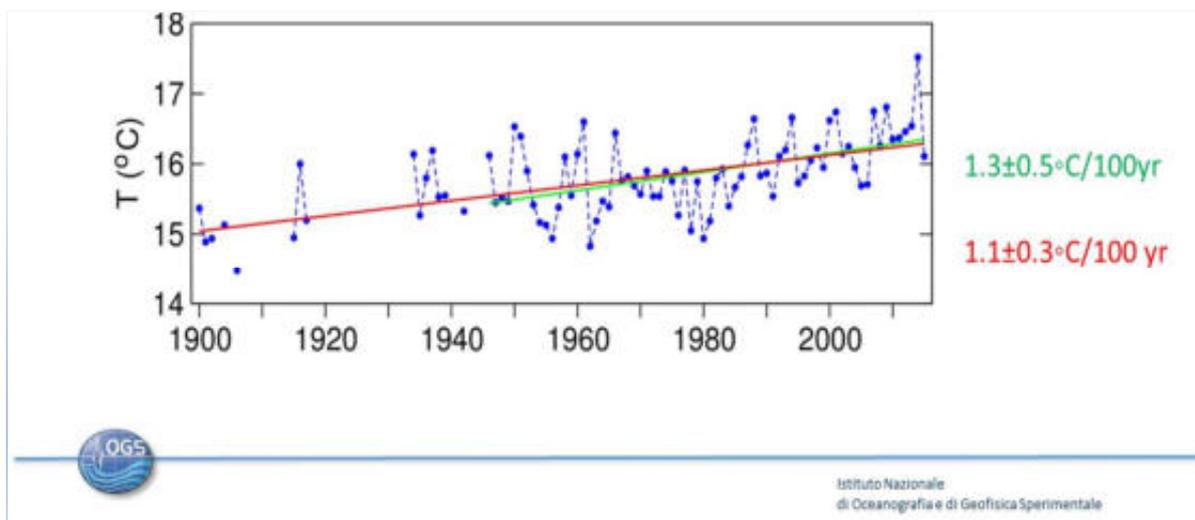


Fig. 12 Andamento delle medie annuali delle temperature a 2 m di profondità. Misure effettuate nel porto di Trieste per il periodo 1899-2015. Linea rossa: trend lineare per tutto il periodo di osservazioni. Linea verde: trend lineare per il periodo 1946-2015. (Da Raicich e Colucci, 2019)

Da questa serie storica è stato valutato un incremento complessivo della temperatura pari a $1.1 \pm 0,3$ °C per secolo, mentre considerando soltanto il periodo 1946–2015, l’incremento è risultato ancora più consistente, pari a $1.3 \pm 0,5$ °C.

I ricercatori croati (Grbec *et al.*, 2018), analizzando una serie di dati di SST, relativa al periodo 1960-2015, hanno stimato per le stazioni costiere di Senj e Rab in Dalmazia, un aumento rispettivamente di 0.293 e 0.226 °C delle temperature superficiali, su base decennale (Fig. 13).

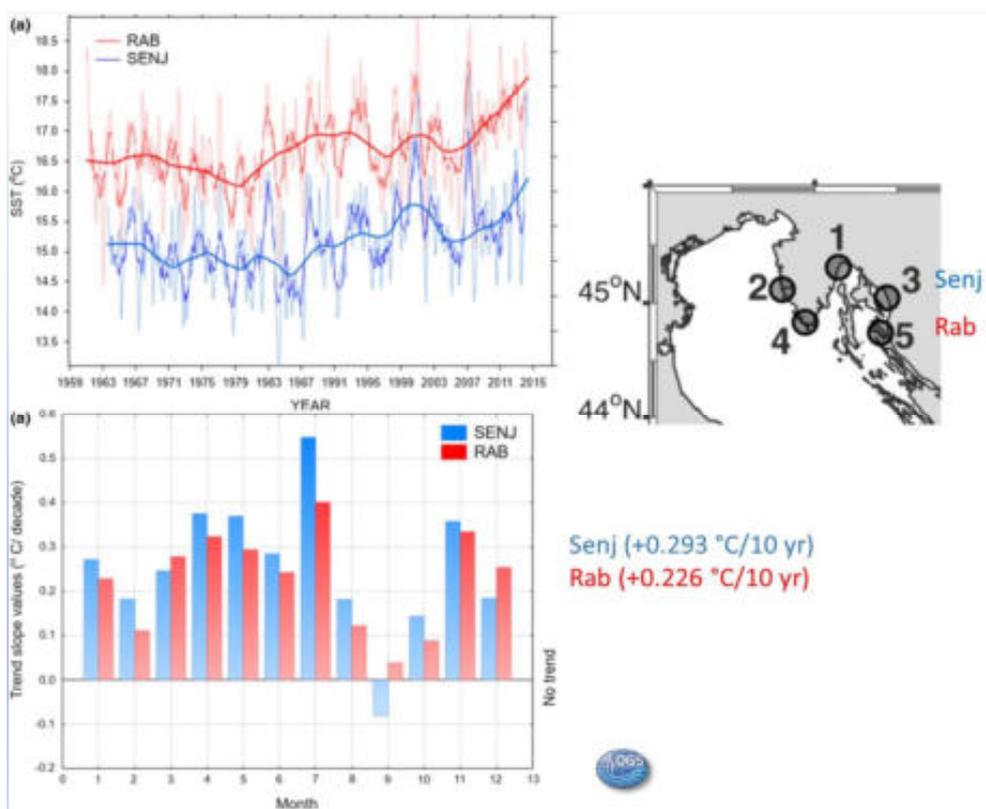


Fig. 13 Acque costiere croate. Andamento delle temperature superficiali (medie mensili) nelle stazioni di Senj e Rab e stima del trend su base mensile. (Da Grbec *et al.*, 2018)

La figura 13 illustra in sintesi i risultati di questo studio, riportando gli andamenti delle medie mensili delle SST per le due citate stazioni di misura (diagramma nella parte superiore della figura). La tendenza dei dati è stata stimata utilizzando un trend non-lineare (*LOWESS spline*)³⁶, che mette ben in evidenza due periodi distinti, prima e dopo il 1980. Questa data infatti segna l'inizio di un periodo di progressivo riscaldamento per entrambe le stazioni.

La disaggregazione su base stagionale dei dati ha permesso inoltre di stabilire il contributo di ciascun mese all'incremento complessivo delle temperature verificatosi nel periodo successivo al 1980. Nel diagramma rappresentato in basso nella figura, sono infatti riportati i valori delle pendenze delle rette di tendenza su base decadale, per ciascun mese: maggiore è la pendenza, maggiore risulterà l'aumento delle temperature per il mese considerato. Il contributo più alto è da riferire soprattutto ai mesi primaverili (aprile e maggio), con un massimo nella stagione estiva (mese di luglio).

Alle anomalie positive delle temperature dell'aria e delle acque superficiali e alle particolari condizioni stagionali di stratificazione di densità della colonna d'acqua, sono sicuramente da associare i rischi di ipossia ed anossia degli strati profondi (Alvisi e Cozzi, 2016).

Partendo dall'analisi delle serie storiche disponibili di dati meteorologici, idrologici ed oceanografici (periodo 1977-2008), questi autori hanno ricostruito sia la dinamica stagionale degli eventi di ipossia, sia le tendenze di lungo termine lungo le coste dell'Emilia Romagna. Viene confermata la rilevanza della stabilità delle condizioni meteo-marine nel favorire l'insorgere del fenomeno sul finire della stagione estiva, quando le precipitazioni sono minime ($< 2 \text{ dm}^3 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$) e le velocità del vento sono minori di 2 m s^{-1} . Questo periodo è solitamente caratterizzato da scarsi apporti padani, da una forte stratificazione e da una debole circolazione costiera, fattori che non favoriscono certo il ricambio delle masse d'acqua e il rimescolamento verticale della colonna d'acqua. Nelle altre stagioni, l'aumento della biomassa algale indotto dagli apporti di nutrienti di origine padana, può generare condizioni favorevoli all'ipossia, tuttavia l'intensità dei venti e il quadro correntometrico prevalente si dimostrano spesso elementi regolatori in grado di controllare e limitare il fenomeno.

C'è da osservare che a partire dagli anni '90, si è assistito al passaggio dall'ipossia estiva diffusa a tutta la costa dell'Emilia Romagna, all'ipossia solo su scala locale, con episodi di minor entità ed estensione. Peraltro questo processo è stato concomitante con le modificazioni del quadro generale meteo-marino - progressivo aumento delle temperature dell'aria ($+0.14 \text{ }^\circ\text{C anno}^{-1}$), della velocità del vento ($+0.03 \text{ m s}^{-1} \text{ anno}^{-1}$), delle salinità ($+0.09 \text{ anno}^{-1}$) – e con la diminuzione sia delle portate del Po ($-0.54 \text{ km}^3 \text{ anno}^{-1}$), sia dei carichi di nutrienti immessi in Adriatico. In termini di concentrazione nelle acque superficiali, si è infatti registrato un calo sia del Fosforo-ortofosfato (P-PO_4 : $-0.004 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1} \text{ anno}^{-1}$), sia dello ione ammonio (NH_4^+ : $-0.04 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1} \text{ anno}^{-1}$).

Nonostante che alcune di queste variazioni siano da porre in relazione ad una positiva riduzione dei livelli trofici nelle acque costiere emiliano-romagnole, gli autori concludono che il riscaldamento globale in atto può concorrere ad inasprire il fenomeno delle ipossie, in particolare nelle zone a basso fondale, a ridosso del delta padano, e auspicano ulteriori azioni di mitigazione delle pressioni di origine antropica.

³⁶ La procedura LOWESS (*Locally Weighted Scatterplot Smoothing*), consente di fittare al meglio i dati sperimentali, indipendentemente dall'applicazione di un modello di regressione. (N.d.R.)

La figura successiva (Fig. 14), propone una sintesi descrittiva di tutta la problematica, con indicazioni sull'estensione dell'area costiera interessata dal fenomeno e sulle frequenze degli eventi di ipossia-anossia lungo tutto l'arco annuale.

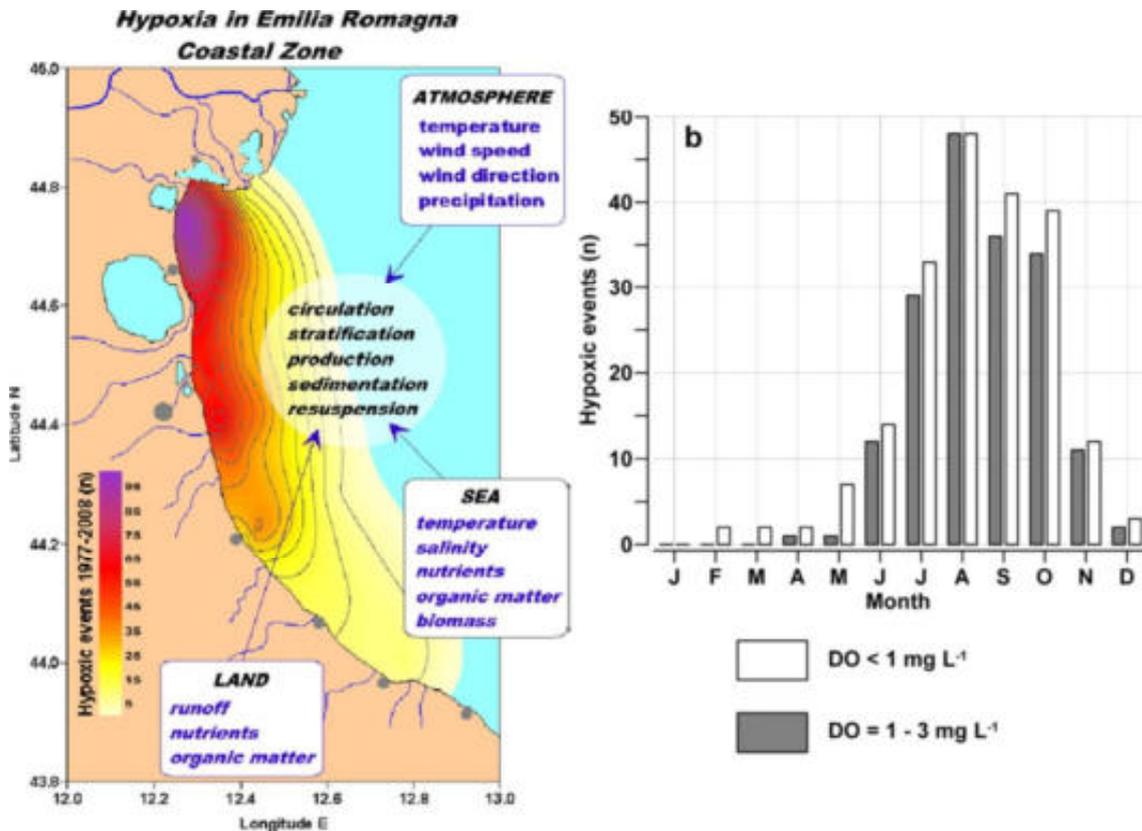


Fig. 14 Area costiera dell'Emilia Romagna. Caratterizzazione delle ipossie in termini di frequenza spaziale e temporale degli eventi, con indicazioni sui fattori implicati nella genesi del fenomeno. (Da Alvisi e Cozzi, 2016)

Il relatore riporta infine i risultati di uno studio (Djakovac *et al.*, 2015), finalizzato a chiarire i meccanismi che spiegano l'esaurimento dell'ossigeno nelle acque profonde dell'Alto Adriatico e la frequenza di tali eventi. Ad integrazione di quanto già illustrato nella precedente presentazione del Marzo 2019 (Cfr. Cap. 3 di questo rapporto), Gianni descrive la figura 15, relativa alle registrazioni del contenuto di ossigeno negli strati sub-superficiali, riferite a 5 stazioni situate nel centro del bacino settentrionale (mappa a destra nella figura).

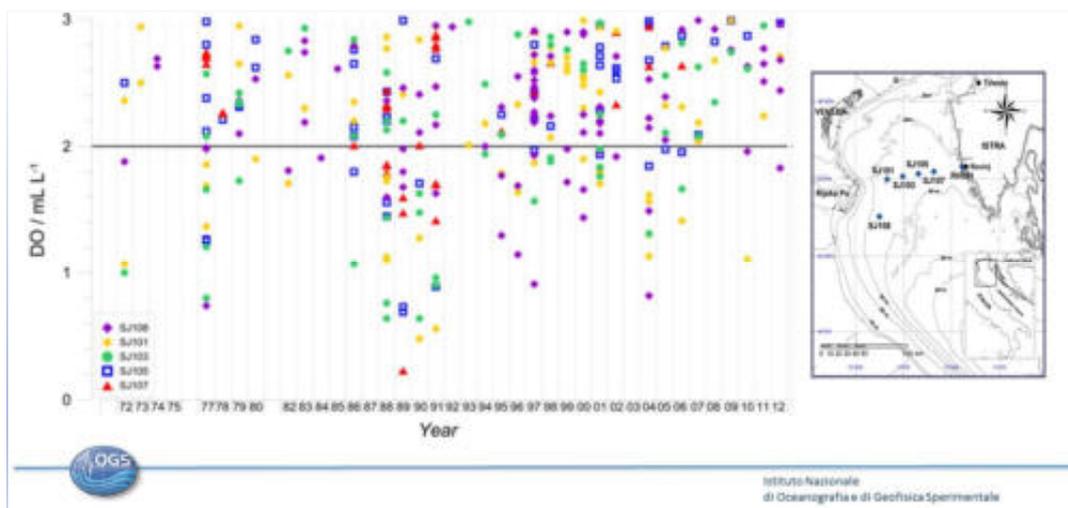


Fig. 15 Ipossie nel bacino settentrionale del mare Adriatico. Registrazione dei valori di concentrazione di O₂ disciolto (espressi in ml L⁻¹), negli strati profondi, dal 1972 al 2012. (Da Djakovac *et al.*, 2015)

Come si può osservare, la frequenza degli eventi di ipossia (< 2 ml O₂ L⁻¹) che si verificano per lo più da agosto ad ottobre, raggiunge il suo massimo negli anni dall'87 al '92, per poi decrescere negli anni successivi. La minor frequenza degli eventi è da mettere in relazione alla ridotta comparsa della Contro Corrente Costiera Istriana (ICCC). Questa corrente determina infatti la stabilità e la persistenza di cellule di circolazione ciclonica o anticiclonica che si formano nella stagione estiva.

Tuttavia, la frequenza degli eventi nella parte più occidentale del bacino, quella cioè direttamente influenzata dagli apporti del fiume Po, non è cambiata in modo significativo negli anni recenti, sebbene la loro intensità sia stata inferiore rispetto a quella degli anni '70 e '80

Bibliografia

- Álvarez, M., Sanleón-Bartolomé, H., Tanhua, T., Mintrop, L., Luchetta, A., Cantoni, C., Schroeder, K. and G. Civitarese, 2014. *The CO₂ system in the Mediterranean Sea: a basin wide perspective*. *Ocean Sci.*, 10, 69–92. doi:10.5194/os-10-69-2014
- Alvisi, F. and S. Cozzi, 2016. *Seasonal dynamics and long-term trend of hypoxia in the coastal zone of Emilia Romagna (NW Adriatic Sea, Italy)*. *Science of the Total Environment*. 541, 1448-1462.
- Cossarini, G., Lazzari, P. and C. Solidoro, 2015. *Spatiotemporal variability of alkalinity in the Mediterranean Sea*. *Biogeosciences*, 12, 1647–1658. doi:10.5194/bg-12-1647-2015
- Djakovac, T., Supić, N., Bernardi Aubry, F., Degobbi, D. and M. Giani, M., 2015. *Mechanisms of hypoxia frequency changes in the northern Adriatic Sea during the period 1972-2012*. *J. Mar. Syst.* 141, 179–189. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2014.08.001>
- Grbec, B., Matic, F., Beg Paklar, G., Morović, M., Popović, R., & I. Vilibić, 2018. *Long-term trends, variability and extremes of in situ sea surface temperature measured along the eastern Adriatic coast and its relationship to hemispheric processes*. *Pure and Applied Geophysics*. 175: 4031. <https://doi.org/10.1007/s00024-018-1793-1>
- Grilli F., Bernardi Aubry F., Bastianini M., Bergami C., Cabrini M., Camatti E., Campanelli A., Cataletto B., Cozzi S., Del Negro P., Giani M., Guicciardi S., Marini M., Penna A., Penna P., Pugnetti A., Ravaioli M., Riminucci F., Rinaldi A., Ricci F., Totti C. and P. Viaroli, 2018. *Seasonal and interannual trends of trophic status in northern Adriatic Sea in relation to nutrient loadings*. Sessione POSTER sul Tema: “Tendenze evolutive dello stato trofico nel sistema padano-adriatico”. 49° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina Cesenatico (FC), 4-8 giugno 2018 Centro Ricerche Marine (CRM)
- Kapsenberg, L., Alliouane, S., Gazeau, F., Mousseau, L. and J.P. Gattuso, 2017. *Coastal ocean acidification and increasing total alkalinity in the north western Mediterranean Sea*. *Ocean Sci.*, 13, 411–426. doi:10.5194/os-13-411-2017
- Kralj, M., Lipizer, M., Čermelj, B., Celio, M., Fabbro, C., Brunetti, F., Francé, J., Mozetič, P. and M. Giani, 2019. *Hypoxia and dissolved oxygen trends in the northeastern Adriatic Sea (Gulf of Trieste)*. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*. Volume 164, June 2019, Pages 74-88. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2019.06.002>
- Raichich, F. and R. R. Colucci, 2019. *A near-surface sea temperature time series from Trieste, northern Adriatic Sea (1899–2015)*. *Earth Syst. Sci. Data*, 11, 761–768. <https://doi.org/10.5194/essd-11-761-2019>
- Salgado-Hernanz, P. M., Racault, M. F., Font-Muñoz, J. and G. Basterretxea, (2018). *Trends in phytoplankton phenology in the Mediterranean Sea based on ocean-colour remote sensing*. *Remote Sensing of Environment*. 221. 50-64. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.10.036>
- Schneider, A., Tanhua, T., Körtzinger, A. and D. W. R. Wallace, 2010. *High anthropogenic carbon content in the eastern Mediterranean*. *Journal Of Geophysical Research*, Vol. 115, C12050, Doi:10.1029/2010jc006171

Shaltout, M. and A. Omstedt, 2014. *Recent sea surface temperature trends and future scenarios for the Mediterranean Sea*. OCEANOLOGIA, 56 (3), 2014. pp. 411–443

Zanchettin, D., Traverso, P. and M. Tomasino, (2008). *Po River discharges: a preliminary analysis of a 200-year time series*. Climatic Change (2008) 89:411–433. DOI 10.1007/s10584-008-9395-z

App. 3 Stato delle risorse demersali dell'Adriatico e recenti tendenze - Sintesi sulla base delle indicazioni tratte da: 1) Scarcella *et al.*, 2019. 2) STECF, 2019a - 2019b.

Nota introduttiva

Per completare il quadro delle risorse ittiche, già trattato nel Cap. 7 di questo rapporto in relazione alla componente dei piccoli pelagici (Alici e Sardine), viene ora presentata la situazione degli stock riguardanti le specie demersali di interesse commerciale. La fonte delle informazioni fa riferimento ai risultati emersi in due riunioni recenti. Nella prima riunione (novembre 2018), svoltasi presso la sede FAO di Roma, il Gruppo di Lavoro WGSAD - GFCM (*Working Group on Stock Assessment of Demersal Species - General Fisheries Commission for the Mediterranean*), ha analizzato e aggiornato lo stato degli stock ittici "prioritari" di specie demersali, in tutte le GSA mediterranee (FAO, 2018). Nella seconda riunione, tenutasi presso il JRC di Ispra (VA) nel novembre 2019, la commissione STECF dell'U.E. (*Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries - STECF*), ha valutato lo stato degli stock ittici fornendo indicazioni e raccomandazioni per la loro conservazione. Per le specie demersali è disponibile un rapporto completo e aggiornato su: *Stock assessments in the Mediterranean Sea - 2019*, relativo a tutte le GSA del Mediterraneo e all'Adriatico in particolare (STECF, 2019a; STECF, 2019b).

Va segnalato che le recenti valutazioni dello STECF non sono ancora state condivise da GFCM-FAO, importante operazione che potrà aver luogo in occasione del prossimo incontro del sopracitato Gruppo di Lavoro. Ci si rende disponibili ad inviare a tutti i partecipanti del presente Progetto le prossime valutazioni sulle risorse demersali ad opera del GFCM-FAO.

Lo stato degli stock viene descritto utilizzando gli indici che forniscono un valore quantitativo alla gestione sostenibile della pesca (Cfr. Cap. 7 di questo Rapporto, al paragrafo 7.2.6: "Gli effetti della pressione di pesca sugli stock"). Per gli stock ittici commerciali i principali *reference point* sono quelli riferiti al MSY (*Maximum Sustainable Yield*), che indica il massimo livello di catture che una determinata popolazione può fornire indefinitamente nel tempo (ammettendo che i parametri ambientali e le relazioni trofiche non mutino) mantenendo la struttura acquisita, a quel livello di sfruttamento, in termini di biomassa e di composizione in classi di età.

In popolazioni di specie animali intrinsecamente "più produttive" il MSY costituisce una notevole frazione della biomassa annua media mentre in caso di specie "poco produttive" (quelle con ciclo vitale più lungo ed età di prima riproduzione più avanzata) la frazione di popolazione che è possibile prelevare stabilmente è assai minore.

Il livello di mortalità di pesca con cui si ottiene il MSY da un determinato stock ittico è indicato come *F_{msy}* – *Fishing mortality at maximum sustainable yield* – mentre *B_{msy}* è la corrispondente biomassa della popolazione in oggetto. Sebbene *F_{msy}* sia il massimo livello di mortalità di pesca che una popolazione possa sopportare senza ulteriormente ridursi negli anni successivi, a livello mediterraneo gli attuali livelli di mortalità di pesca, *F_{curr}*, cui sono soggette molte popolazioni ittiche sono molto spesso sensibilmente superiori a *F_{msy}* (condizione di sovrasfruttamento, "overfishing"), e presentano quasi sempre biomasse assai ridotte (con biomasse inferiori a *B_{msy}*; stock sovrasfruttati, "overfished"), cosicché per questi stock abbassare la mortalità di pesca a *F_{msy}* consentirebbe sia di aumentare la biomassa degli stock, sia di ottenere catture stabili nel tempo e discretamente abbondanti.

In genere il valore di questi indici viene ottenuto applicando modelli statistici ormai ampiamente utilizzati e ben sperimentati. In particolare: 1) il modello CMSY (*Catch MSY* - Froese *et al.*, 2017)

restituisce il valore del massimo sfruttamento sostenibile per una determinata specie e 2) il modello “a4a” (*assessment for all*. Jardim *et al.*, 2013), basato su tecniche di modellazione lineare, consente di stimare la dimensione degli stock ittici attuali e di prevedere il loro status futuro, in funzione di diversi scenari alternativi.

I risultati complessivi delle valutazioni dei Gruppi di lavoro GFCM e STECF, già raccolti e sintetizzati dal MEDAC (*Mediterranean Advisory Council*)³⁷, sono riassunti nella seguente figura (Fig. 1), e nella tabella (Tab. 1).



Fig. 1 Subaree geografiche (GSA) di riferimento per le valutazioni degli stock delle specie demersali dell’Adriatico e dello Ionio (inverno 2019). (Fonte: MEDAC, 2019)

³⁷ Rappresentanti del MEDAC (<http://en.med-ac.eu/>), partecipano alle riunioni del G.d.L. WGSAD e della commissione STECF, in qualità di osservatori.

	Stima STECF variazioni catture con $F_{curr} = F_{MSY}$, rispetto al 2018	Valutazione stock (o tendenza) e grado di sfruttamento	Raccomandazione
Nasello (<i>Merluccius merluccius</i>) GSA 17 + GSA 18	-58%	Stock su bassi livelli di biomassa di adulti (SSB o <i>Standing Spawning Biomass</i>) e in sovrasfruttamento	Ridurre la mortalità di pesca
Sogliola (<i>Solea solea</i>) GSA 17	-55%	Stock su bassi livelli di SSB e in sovrasfruttamento	Ridurre la mortalità di pesca
Triglia di fango (<i>Mullus barbatus</i>) GSA 17 + GSA 18	-22%	Stock con SSB in aumento nel 2016-2018 e in lieve sovrasfruttamento	Ridurre la mortalità di pesca
Seppia (<i>Sepia officinalis</i>) GSA 17 + GSA 18	+147%	Stock con SSB in aumento e non pienamente sfruttato in anni recenti	Possibile incrementare la mortalità di pesca degli anni più recenti
Scampo (<i>Nephrops norvegicus</i>) GSA 17 + GSA 18	-57%	Stock con SSB su bassi livelli e in sovrasfruttamento	Ridurre la mortalità di pesca
Cannocchia (<i>Squilla mantis</i>) GSA 17 + GSA 18	-54%	Stock su bassi livelli di biomassa e in sovrasfruttamento	Ridurre la mortalità di pesca
Gambero rosa (<i>Parapenaeus longirostris</i>) GSA 17 + GSA 18	-67%	Stock SSB relativamente alta, oscillante nel tempo, ma sovrasfruttata	Ridurre la mortalità di pesca

Tab. 1 Valutazioni di sintesi emerse dalle riunioni dei Gruppi di lavoro STECF e GFCM sullo stato degli stock di specie demersali di interesse commerciale (Fonte: MEDAC, 2019).

Nasello

- *Merluccius merluccius* - Eng.: Hake

Le catture sono state di circa 6000 t/anno negli ultimi cinque anni, con un leggero aumento negli ultimi tre anni. La biomassa dei riproduttori (*Spawning stock Biomass*, SSB) del nasello mostra una tendenza costante fino al 2007 (~3000 t), poi è diminuita considerevolmente fino al 2014 (1176 t), per poi risalire a un livello simile all'inizio della serie temporale nel 2018 (2819 t). (Fig. 2).

In relazione agli stock di *M. merluccius* nelle due subaree GSA17 e GSA18, la commissione STECF raccomanda per il 2020 una forte diminuzione delle catture, da 6154 (2018), a 2563 t/anno, corrispondente ad una variazione del -58%. Questa previsione permetterebbe di ottenere una riduzione del 63% dell'Indice F_{curr} , valutato come differenza tra l' F obiettivo (espresso come F_{msy} pari a 0,179) e l' F_{curr} stimato per il 2018 ($F = 0,48$).

Per questa specie la commissione STECF conclude che, sebbene la biomassa stia aumentando, lo sforzo di pesca (i.e. il valore di F_{curr}) è attualmente molto elevato e le catture sono dominate dalle forme “giovani”, fatto che implica uno sfruttamento eccedente l' MSY .

Conclusione STECF: in un ambito di MSY , la mortalità da pesca per *M. merluccius* $F_{msy} = 0,179$, che corrisponderebbe ad un quantitativo di catture pari a 2563 tonnellate.

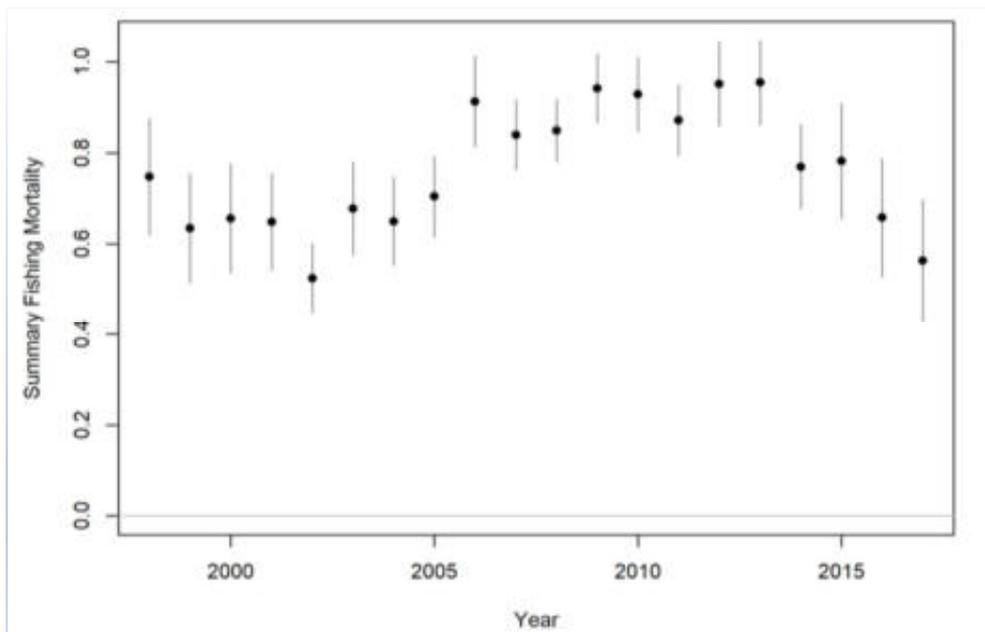


Fig. 2 *Merluccius merluccius* – Stima della mortalità da pesca (F_{curr}). Sub-area GSA17. Periodo 2003-2017. Valutazioni ed elaborazioni effettuate dal Gruppo di Lavoro WGSAD – GFCM (2018). (in STEFC, 2019b).

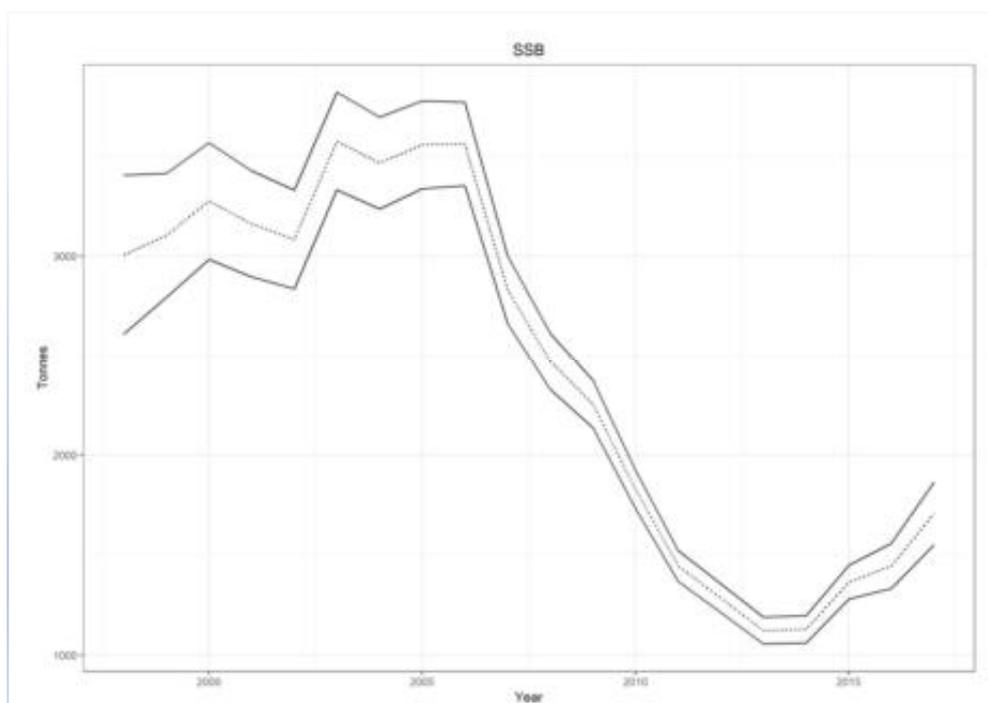


Fig. 3 *Merluccius merluccius* - Andamento della biomassa dello stock di riproduzione (*Spawning Stock Biomass* – SSB). Sub-area GSA17. Periodo 1997-2017. Valutazioni ed elaborazioni effettuate dal Gruppo di Lavoro WGSAD – GFCM (2018). (in STEFC, 2019b).

Sogliola

- *Solea solea* - Eng.: Common sole

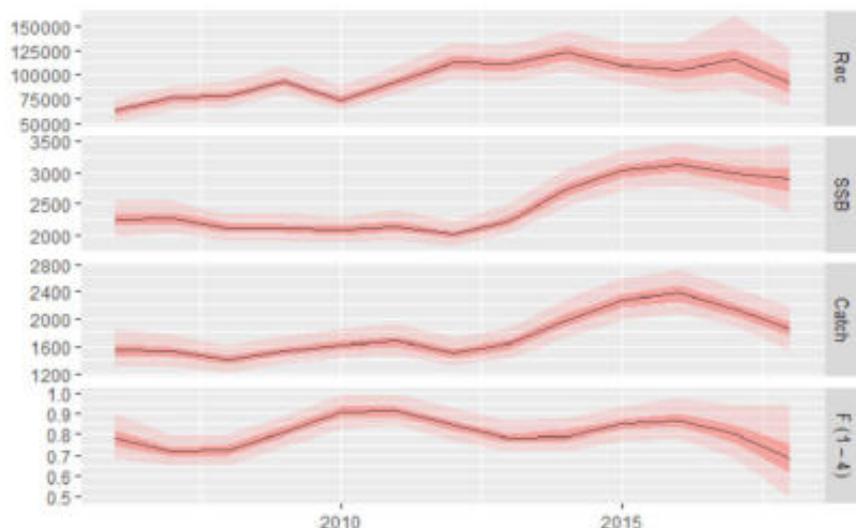


Fig. 4 *Solea solea* (GSA17). Tendenza delle catture (Catch), del reclutamento (Rec), della mortalità da pesca (F1-4) e della biomassa dei riproduttori (SSB). Risultati delle simulazioni (Modello a4a) (STEFC, 2019b).

Il reclutamento mostra un picco nel 2013 che determina un conseguente picco di SSB e catture nel 2014, seguito da un calo e un secondo picco nel 2017. Le catture mostrano un picco nel 2016. La mortalità per pesca è caratterizzata da un andamento fluttuante, con una diminuzione negli anni recenti. L'SSB è aumentato dal 2012, pur mostrando un lieve andamento decrescente negli ultimi due anni. Per questo stock (sub-area GSA17), la commissione STECF raccomanda una riduzione delle catture, da 1849 (2018) al MSY di 840 t/anno, pari ad una variazione del -55%. Il calo delle catture è stato stimato sulla base di una variazione di F_{curr} da $F_{2018} = 0,68$ a F obiettivo = 0,23 (F_{msy}), con riduzione del 66%.

La commissione STECF giudica lo stato complessivo di questo stock in diminuzione (periodo 2016-2018). Inoltre ritiene che le valutazioni espresse siano allo stato attuale le migliori possibili, sulla base delle informazioni disponibili. Raccomanda tuttavia per il futuro, di colmare le carenze conoscitive, soprattutto per quanto riguarda la distribuzione delle classi di età degli stock.

Conclusione STECF: Nell'obiettivo di catture pari a MSY, la mortalità da pesca per *Solea solea* non dovrebbe superare 0,23, che corrisponderebbe ad un quantitativo di catture pari a 840 tonnellate annue.

Triglia di fango

- *Mullus barbatus* - Eng.: Red mullet

I dati elaborati graficamente nella figura 5, sono stati raccolti nell'ambito delle campagne di sperimentali MEDITS³⁸ che, per le GSA17 e 18, coprono un notevole intervallo temporale, dal 1997 al 2018. Occorre ricordare che il periodo stagionale in cui vengono effettuate le indagini, può essere critico per la determinazione delle abbondanze di una specie come la Triglia, con un breve periodo per la deposizione delle uova in tarda primavera e con il reclutamento in autunno.

³⁸ <https://www.sibm.it/SITO%20MEDITS/principaleprogramme.htm>

Ciononostante le analisi effettuate sui dati rivelano un forte aumento degli indici di abbondanza e biomassa dal 2011 in poi.

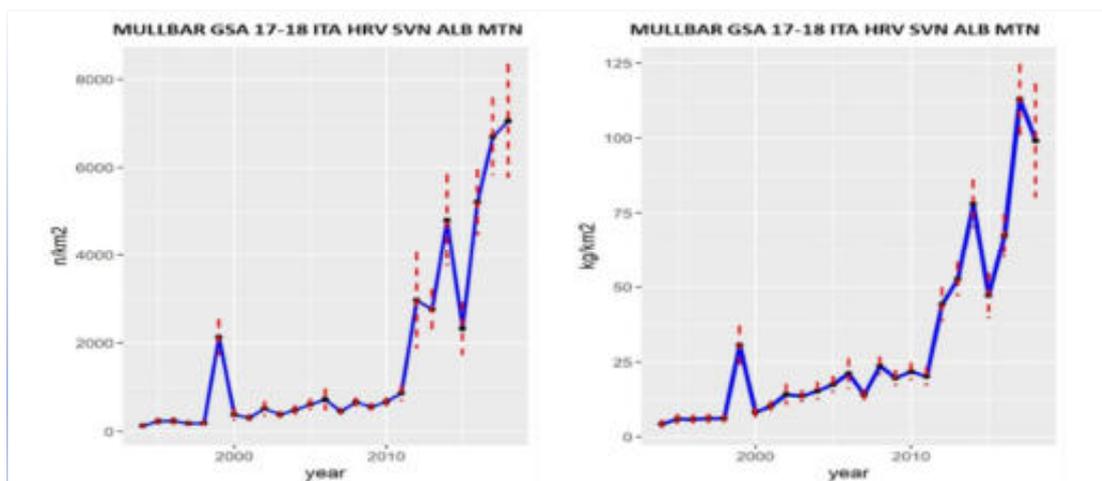


Fig. 5 *Mullus barbatus* (GSA17 e GSA18). Variazioni degli indici di abbondanza (N. individui per km², a sinistra), e di biomassa (kg per km², a destra), per il periodo 1997-2018. Risultati delle campagne oceanografiche MEDITS in Italia, Croazia, Slovenia, Montenegro e Albania. (STECF, 2019b)

Le catture di *M. barbatus* nelle GSA 17 e 18 (Fig.18), mostrano un andamento piuttosto costante, con un leggero aumento rispetto al 2012 e un consistente aumento nel 2018. L'SSB mostra una tendenza crescente dal 2010, mentre il reclutamento mostra un aumento a partire dal 2013, in coerenza con quanto osservato e descritto nell'ambito del già citato Progetto MEDITS. La mortalità per pesca presenta una tendenza decrescente nell'arco temporale, da valori di F intorno all'1,2 (2006) a 0,58 nel 2018, nonostante l'incremento delle catture che ha caratterizzato quest'ultimo anno.

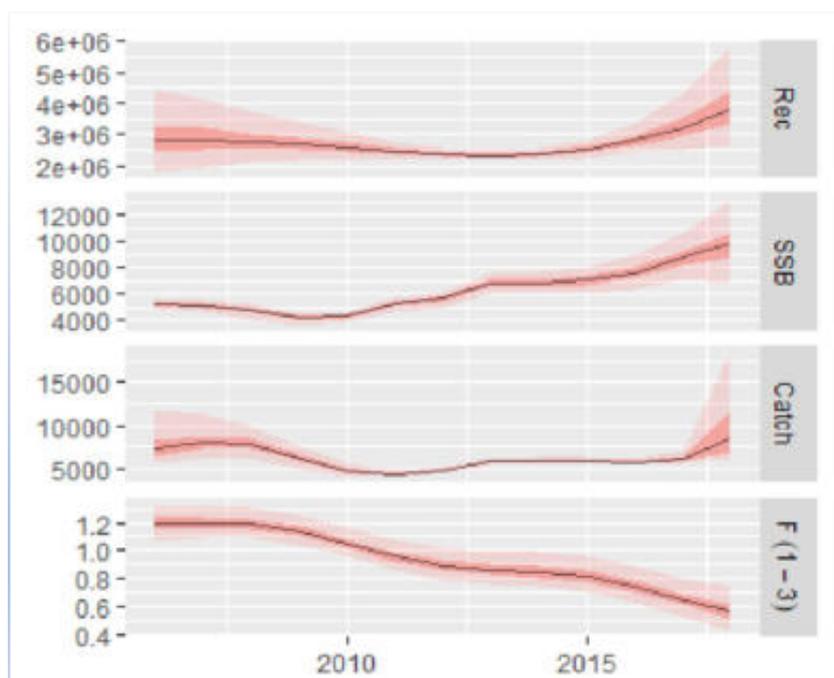


Fig.6 *Mullus barbatus* (GSA17 e 18): tendenza del reclutamento, delle catture, della biomassa riproduttiva (SSB) e della mortalità da pesca. Risultati delle simulazioni (Modello a4a). (STECF, 2019b).

Per l'immediato futuro, la commissione STECF raccomanda un calo delle catture da 7828 t/anno (2018) a 6078 t/anno entro il 2020 (-22%). L' F_{curr} di riferimento è $F_{2018} = 0,58$ che dovrà passare a $= 0,41$ (F_{msy}), con una riduzione del 29%.

Negli ultimi tre anni, lo stock complessivo di questa specie nelle GSA17 e GSA18, viene giudicato "in aumento" rispetto al periodo antecedente il 2016. La commissione STECF ritiene tuttavia che le valutazioni effettuate non siano esenti da incertezze, soprattutto per quel che riguarda le risultanze dei modelli di crescita adottati per la ripartizione degli stock in classi di età. In ogni caso tali valutazioni sono da ritenersi sufficientemente robuste per assegnare validità alle raccomandazioni espresse.

Conclusione STECF: in un ambito di MSY, la mortalità da pesca per *M. barbatus* con F_{msy} non dovrebbe superare 0,41, che corrisponderebbe ad un quantitativo di catture pari a 6078 tonnellate.

Seppia

- *Sepia officinalis* – Eng.: Common Cuttlefish

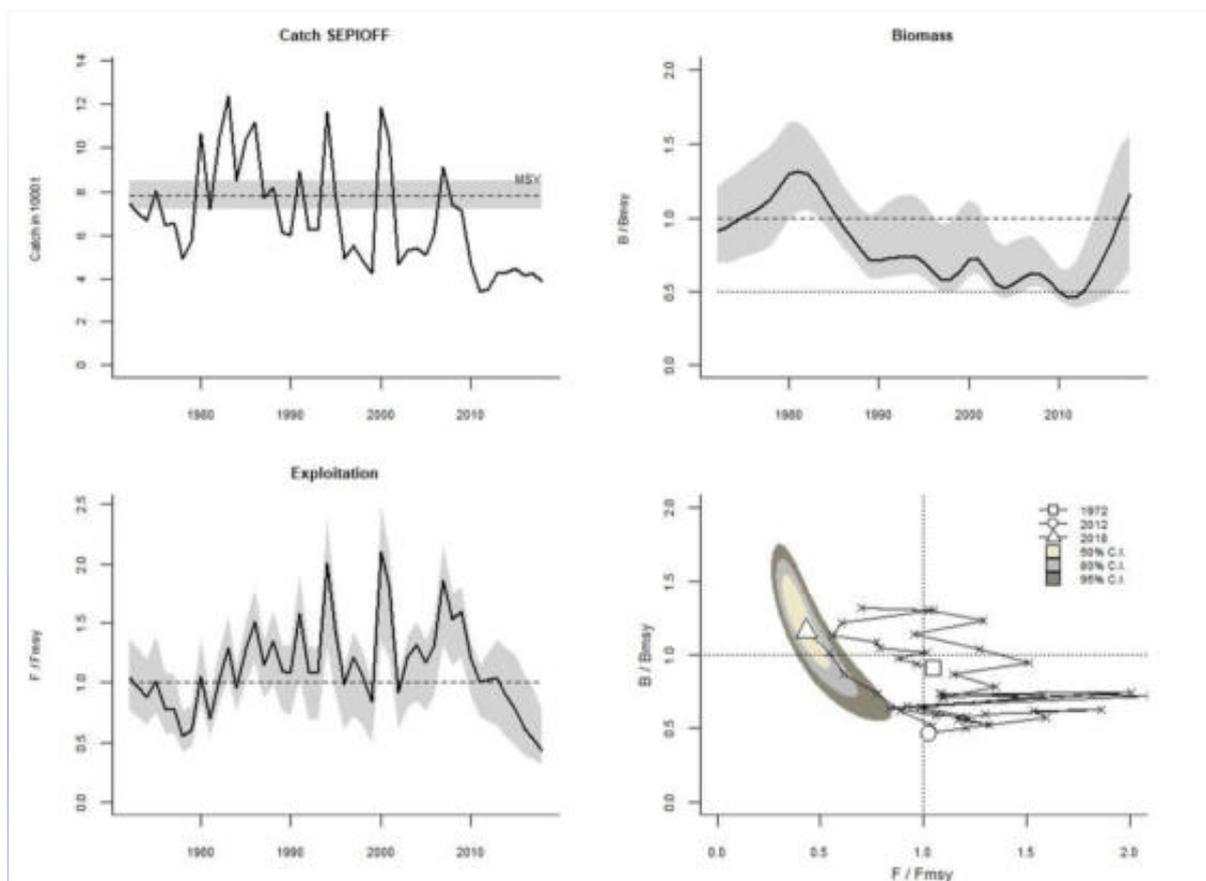


Fig. 7 *Sepia officinalis* (GSA17 e 18). Andamenti delle catture (migliaia di t), della biomassa relativa (B/B_{msy}) e dello sfruttamento (F/F_{msy}), come output del modello CMSY. Nei diagrammi sono indicati anche i limiti di confidenza al 95% (in grigio). (GFCM WGSAD 2018, in STECF, 2019b)

Circa la consistenza degli stock e il loro stato di sfruttamento (Fig. 7), la commissione STECF rileva che le stime effettuate sulla biomassa B portano a valori prossimi a B_{msy} ($B/B_{msy} = 1,15$). L'attuale livello di mortalità per pesca (F_{curr}) è al di sotto del di F_{msy} ($F/F_{msy} = 0,433$).

Il ciclo vitale della seppia è limitato nel tempo (1-1,5 anni), essendo una specie. Le catture annuali dipendono principalmente dalle condizioni di crescita di questa specie entro il 1° anno di vita, e quindi non è possibile effettuare previsioni di cattura attendibili nel breve termine e/o fornire opzioni specifiche sull'entità delle catture. Con i valori stimati per la biomassa attuale (B_{msy}), i valori calcolati per le catture MSY corrisponderebbero a 7830 t/anno.

Conclusione STECF: in un ambito di MSY , la mortalità da pesca per *S. officinalis* può essere aumentata fino ad eguagliare l'attuale valore di F_{msy} , che presumibilmente corrisponde a 7830 tonnellate di catture.

Scampi

- *Nephrops norvegicus* – Eng.: Norway lobster

La distribuzione di questa specie demersale è rappresentata nelle figure 8 e 9. Nella sub-area GSA17, le aree ad alta densità di individui di piccola taglia (*nursery areas*), sono localizzate in corrispondenza della fossa di Pomo. Le zone con estese aggregazioni di individui adulti sono situate al largo delle coste sud-occidentali della GSA17, nella fossa di Pomo e nelle acque della Croazia settentrionale e meridionale (Fig. 8). Nella sub-area GSA18, lo stock è sostanzialmente distribuito lungo la pendenza della piattaforma continentale, oltre i 200 m di profondità, sia sul lato orientale (Montenegro, Albania), che su quello occidentale (Puglia) (Fig. 9).

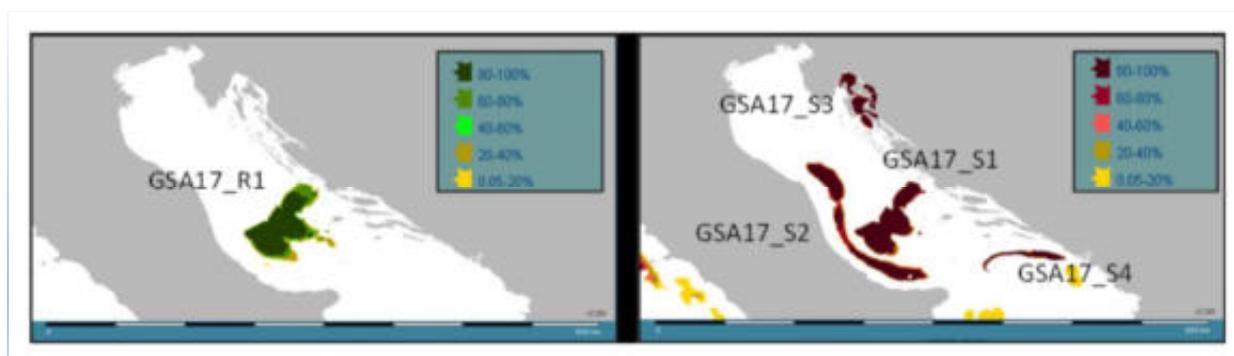


Fig.8 *Nephrops norvegicus* - GSA17. Ubicazione delle zone di “nursery” (a sinistra) e delle aree di riproduzione (a destra), come identificate dal progetto MEDISEH (*Mediterranean Sensitive Habitats*, 2013).



Fig.9 *Nephrops norvegicus* - GSA18. Ubicazione delle aree di riproduzione, come identificate dal progetto MEDISEH (*Mediterranean Sensitive Habitats*, 2013).

In Adriatico, la pesca di *N. norvegicus* si effettua soprattutto con reti a strascico a divergenti (*Bottom Otter Trawls* – OTB). Nel caso della flotta peschereccia italiana, l’andamento temporale dello sforzo di pesca nominale (espresso come KW moltiplicato per i giorni di pesca), mostra una evidente ripresa dopo il 2015, che fa seguito ad una rilevante riduzione verificatasi nel decennio precedente, sia in GSA17 che in GSA18. Lo sforzo della flotta croata, inferiore a quello italiano, è invece caratterizzato da una certa stabilità per tutto il periodo coperto dai dati (2012-2018) (Fig. 10).

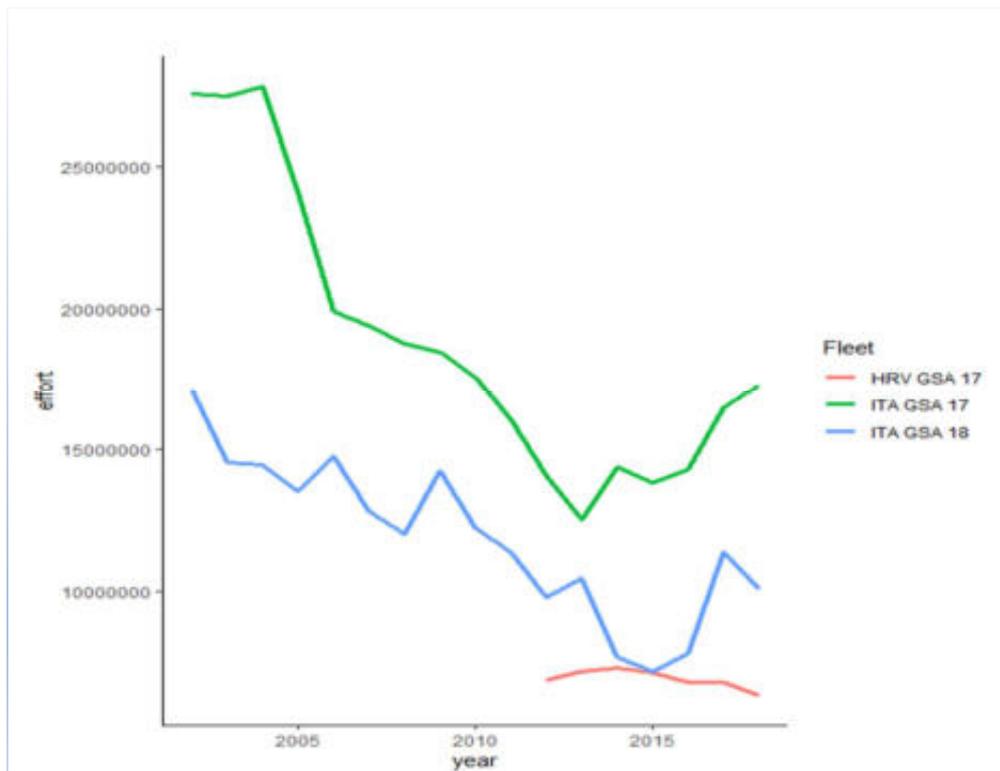


Fig. 10 *Nephrops norvegicus* in GSA17 e 18. Andamento dello sforzo nominale totale della pesca con attrezzi OTB. (STECF, 2019b)

Gli indici di abbondanza e di biomassa calcolati sui dati delle campagne MEDITS mostrano un andamento temporale decrescente in GSA17 e 18, con una riduzione delle abbondanze di circa 10 volte, a partire dagli anni ‘90 del secolo scorso (Fig. 11).

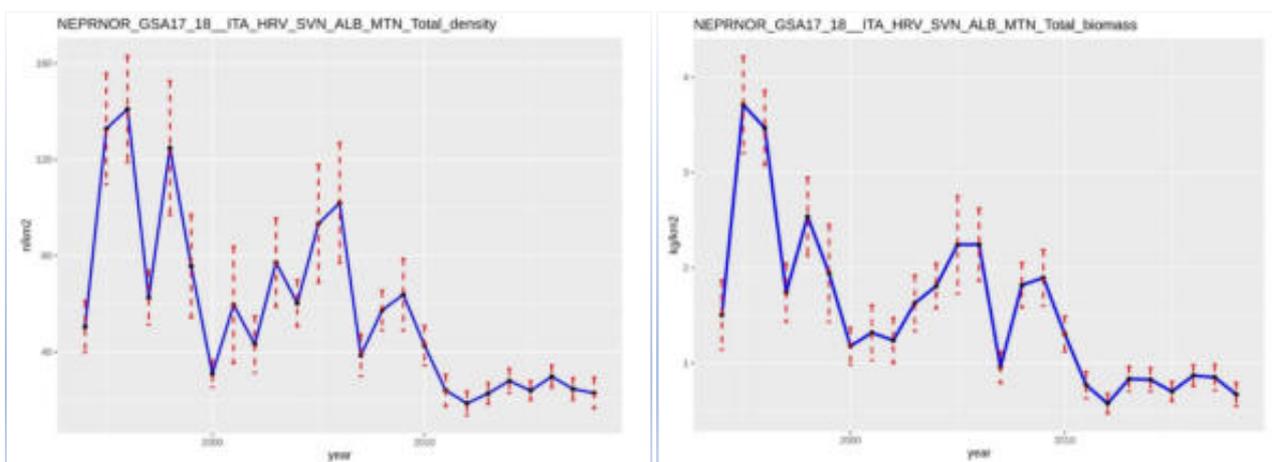


Fig. 11 *Nephrops norvegicus* in GSA17 e 18. Variazioni degli indici di abbondanza (individui per km², a sinistra), e di biomassa (kg per km², a destra) per il periodo 1997-2018. Risultati delle campagne oceanografiche MEDITS in Italia, Croazia, Slovenia, Montenegro e Albania. (STECF, 2019b)

Per quanto riguarda la valutazione degli stock, la scelta del metodo ottimale di calcolo è stata a lungo ponderata e discussa all'interno della commissione STECF, stante l'eterogeneità, la discordanza e la carenza dei dati disponibili. Le incertezze derivavano soprattutto dalla difficoltà di identificare i parametri certi della crescita di questa specie. La suddivisione in classi di età (*ageing*) per i Decapodi come *N. norvegicus* è difficile e si basa su metodi indiretti. Si aggiunga poi l'incertezza nel definire l'esatta proporzione tra lo stock che vive nell'area della fossa di Pomo e quello che vive all'esterno della fossa e, non ultima, la potenziale mescolanza di sbarcati tra la GSA17 e GSA18.

L'EWG (*Expert Working Group*) dello STECF riteneva infine che l'unico approccio praticabile per fornire una stima corretta e realistica sulla consistenza degli stock era quella di utilizzare un modello di produzione dinamica (o *surplus production*) e di applicarlo alle sub-aree GSA17 e 18 combinate.

Il modello adottato è lo SPiCT (*Surplus Production model in Continuous Time*), un modello stocastico sviluppato da Pedersen e Berg (2016). Gli output del modello SPiCT relativi ai parametri e agli indici caratterizzanti lo stock di *N. norvegicus* sono illustrati nella figura seguente.

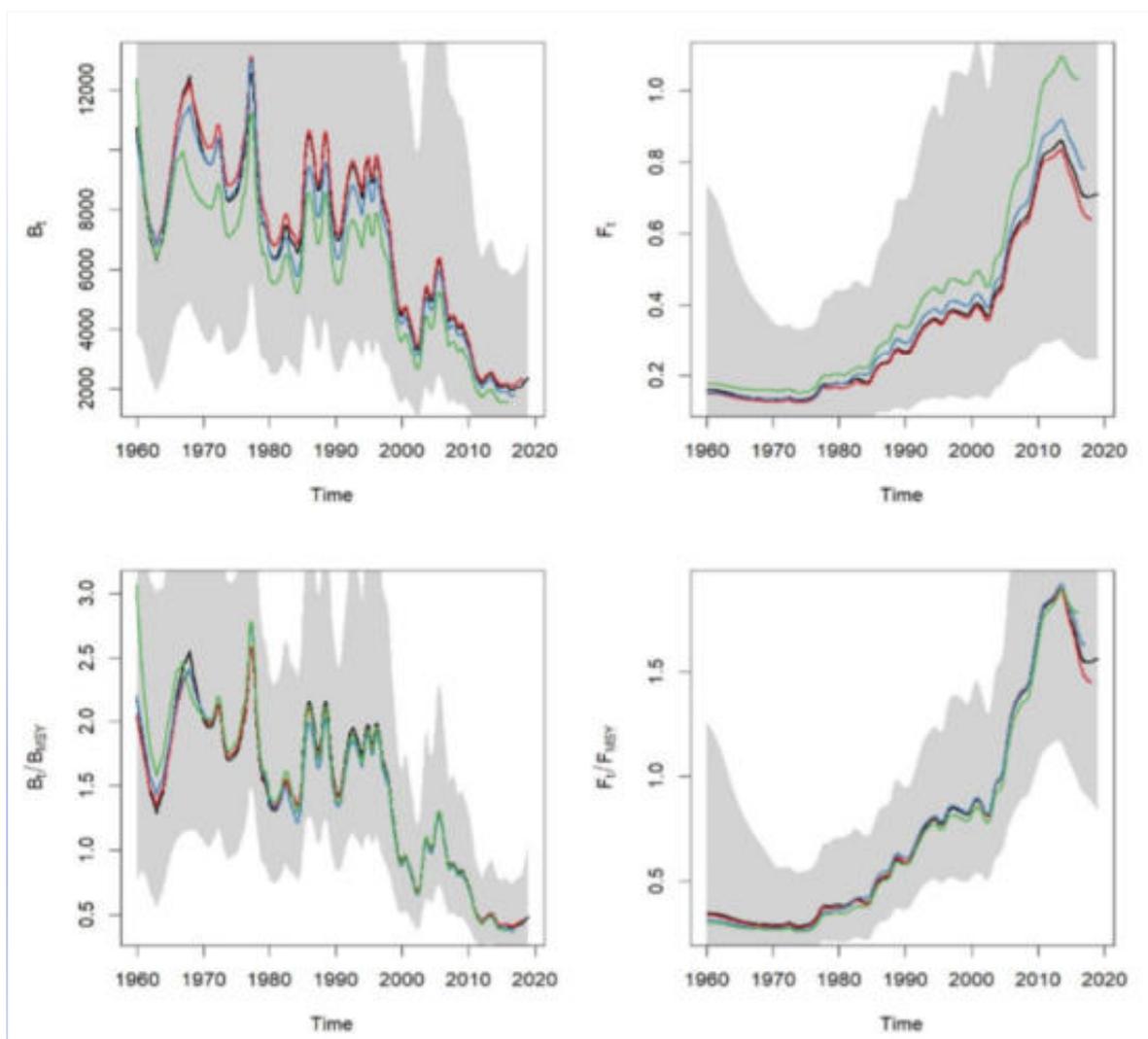


Fig. 12 *Nephrops norvegicus*. GSA17 e GSA18 combinate. Analisi retrospettiva degli indici che definiscono lo stato degli stock. Output del modello SPiCT. (STECF, 2019b)

Dall'esame di queste simulazioni è possibile osservare il brusco calo dello stock (espresso come biomassa teorica B_t), che si è verificato a partire dagli anni '90, da ~9000 t alle attuali 2000 t e il corrispondente aumento del tasso di mortalità per pesca (F_t), da valori intorno a 0,3-0,4 negli anni '90 all'attuale valore intorno a 0,8-0,9.

Il modello SPiCT fornisce per gli ultimi anni un set di *reference points* ricavati con simulazioni di tipo stocastico: $F_{msy_s} = 0,454 \text{ y}^{-1}$ e $B_{msy_s} = 4867 \text{ t y}^{-1}$. Anche seguendo un approccio di tipo deterministico, si perviene comunque a valori molto simili ($F_{msy_d} = 0,454 \text{ y}^{-1}$ e $B_{msy_d} = 5090 \text{ t y}^{-1}$). Sulla base di questi risultati, la commissione STECF ritiene che lo stock di *Nephrops norvegicus* sia stato fortemente impoverito negli ultimi anni, con valori di biomassa reale B ben al di sotto del valore B_{msy} ($B \gg B_{msy}$) e sottoposto ad uno sfruttamento eccessivo ($F \gg F_{msy}$). Raccomanda quindi di limitare le catture e ridurre notevolmente la mortalità da pesca.

Conclusione STECF: in un ambito di MSY, la mortalità da pesca per *N. norvegicus* nel 2020 non dovrebbe essere superiore a 0,36, che corrisponde ad un quantitativo di catture pari a 785 tonnellate.

Mazzancolla

- *Penaeus kerathurus*. Eng.: Caramote prawn

La Mazzancolla è una specie apprezzata, con un alto valore commerciale. Fino a qualche anno fa, le catture di questa specie non erano ritenute importanti, da un punto di vista economico, con modesti quantitativi sbarcati. Appare nelle statistiche della FAO solo dopo il 2005, mentre occorre rilevare che lo STECF, nel rapporto finale 2019 sulle specie demersali in Adriatico (STECF, 2019b), tuttora non la elenca tra le specie di interesse prioritario.

Viene catturata principalmente con reti a strascico e riveste anche un ruolo importante nelle attività di pesca artigianale su piccola scala.

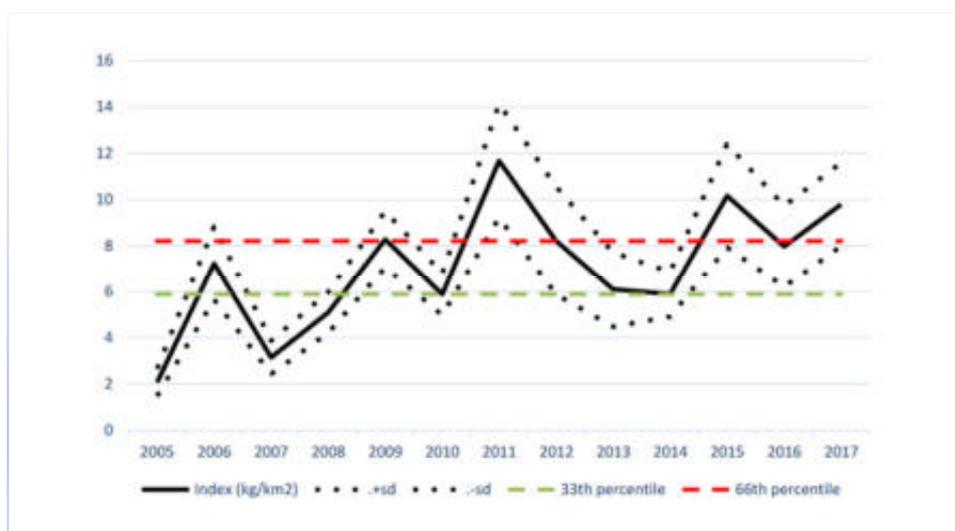


Fig. 13 *Penaeus kerathurus*, GSA17. Variazioni della biomassa espressa in kg per km². (GFCM WGSAD 2018)

I dati ufficiali sullo sbarcato evidenziano l'importanza economica acquisita da *P. kerathurus* negli ultimi anni. In riferimento alla GSA17, i quantitativi sbarcati sono aumentati da 167 tonnellate nel 2004 a 974 tonnellate nel 2017.

I valori di picco delle catture si registrano solitamente nell'ultimo trimestre dell'anno e sono da mettere in relazione alla migrazione verso il mare aperto delle nuove generazioni, nate durante la stagione estiva, che rappresentano il reclutamento e garantiscono la ricostituzione dello stock.

La figura successiva (Fig. 13) riporta i risultati salienti delle simulazioni effettuate con modello CMSY. Il modello fornisce i parametri caratteristici della popolazione di *P. kerathurus* e il valore dei *reference points* che permettono di esprimere giudizi sullo stato attuale dello stock (Tab. 2).

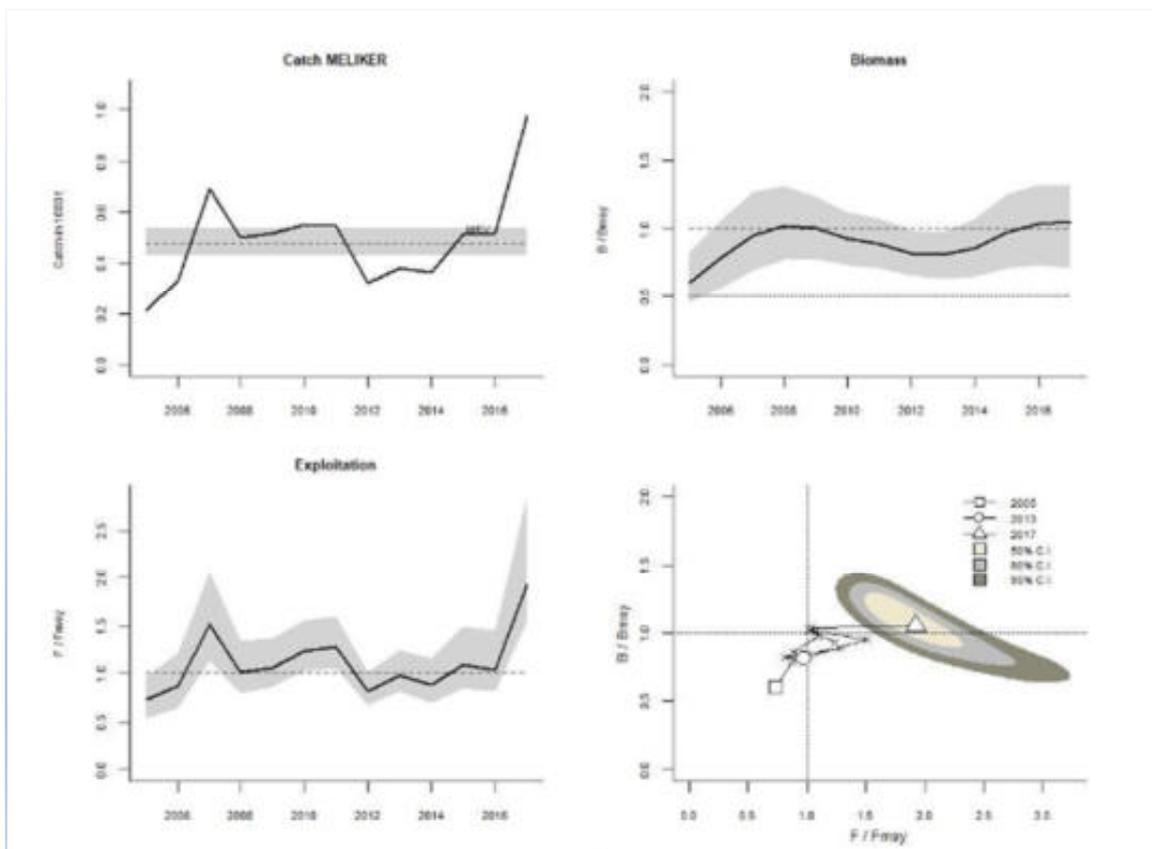


Fig. 13 *Penaeus kerathurus*. GSA17. Andamenti ricostruiti delle catture (migliaia di t), della biomassa relativa (B/B_{msy}) e dello sfruttamento (F/F_{msy}), come output del modello CMSY. Nei diagrammi sono indicati anche i limiti di confidenza al 95% (in grigio). (GFCM-WGSAD 2018)

Indice	Significato	Valore assunto
<i>Fcurr</i>	Attuale mortalità per pesca	0,96
<i>Fmsy</i>	Mortalità per pesca sostenibile (obiettivo da raggiungere)	0,46 ($\pm 0,14$)
<i>Fcurr/Fmsy</i>	Indice di sostenibilità delle catture (misura del sovrasfruttamento)	2,1
<i>Bcurr</i>	Attuale Biomassa (espressa in migliaia di tonnellate)	1,01
<i>Bmsy</i>	Biomassa obiettivo per garantire la sostenibilità (migliaia di tonnellate)	0,96 ($\pm 0,23$)
<i>MSY</i>	Sfruttamento Sostenibile (<i>Maximum Sustainable Yield</i>) (migliaia di tonnellate)	0,441 ($\pm 0,065$)

Catches	Catture (in tonnellate)	975
----------------	-------------------------	-----

Tab. 2 *Penaeus kerathurus*. GSA17. Parametri e indici caratteristici dello stato degli stock. Anno di riferimento: 2017. (Gruppo di Lavoro WGSAD – GFCM) (FAO, 2018)

Sullo stato degli stock, il G.d.L. WGSAD esprime il seguente giudizio:

- Diagnosi: sfruttamento eccessivo, con biomassa relativamente bassa.
- Consigli e raccomandazioni: riduzione progressiva dello sforzo di pesca.

Pannocchia

- *Squilla mantis*. Eng.: Spottail mantis shrimp

Sebbene *S. mantis* sia al primo posto tra i crostacei sbarcati nei porti adriatici della GSA 17, questa specie non è il target l'obiettivo di una pesca specializzata, ma è un componente importante della pesca a strascico multispecie e/o con reti fisse da posta (*gill nets*). Per quanto riguarda la pesca artigianale, *S. mantis* è una cattura accessoria (*by-catch*), solo in pochi casi anche mirata, ottenuta con reti da posta destinate a *Solea solea*, soprattutto durante le stagioni primaverile ed estiva. Solo nel Golfo di Trieste e in prossimità di Chioggia è l'obiettivo di pesca diretta, condotta a livello artigianale con le nasse (*creels*).

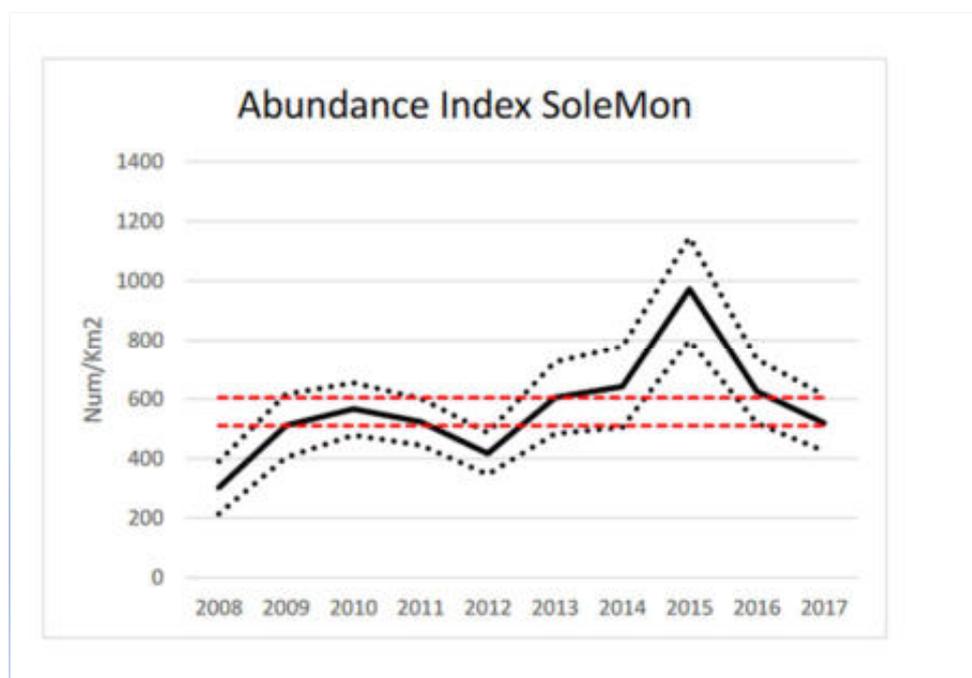


Fig. 14 *Squilla mantis*, GSA17. Variazioni della biomassa espressa come N. individui per km². (GFCM WGSAD 2018 – elaborazione dati Progetto SoleMon³⁹)

La figura 14 testimonia la variabilità interannuale delle densità di questa specie nella GSA17, per il periodo 2008-2017. I parametri caratterizzanti lo stato dello stock e il suo sfruttamento in entrambe le sub-aree adriatiche (GSA17 e 18), sono rappresentati nella successiva figura (Fig. 15). La ricostruzione da modello dei loro andamenti nel tempo, mostra una tendenza crescente delle catture

³⁹ SoleMon è un progetto sperimentale sulle reti da traino che fornisce dati indipendenti sulla pesca in Adriatico, finalizzati alla gestione sostenibile delle risorse alieutiche. È finanziato dal Mipaaf e condotto dal CNR-IRBIM di Ancona e dall'ISPRA di Chioggia. (Santelli *et al.*, 2017)

negli ultimi 4 anni, mentre la biomassa riproduttiva (SSB) tende a diminuire negli ultimi tre anni. Il reclutamento è aumentato negli ultimi due anni, pur essendo questo dato caratterizzato da alta incertezza. Infine la mortalità per pesca mostra una progressiva crescita a partire dal 2013.

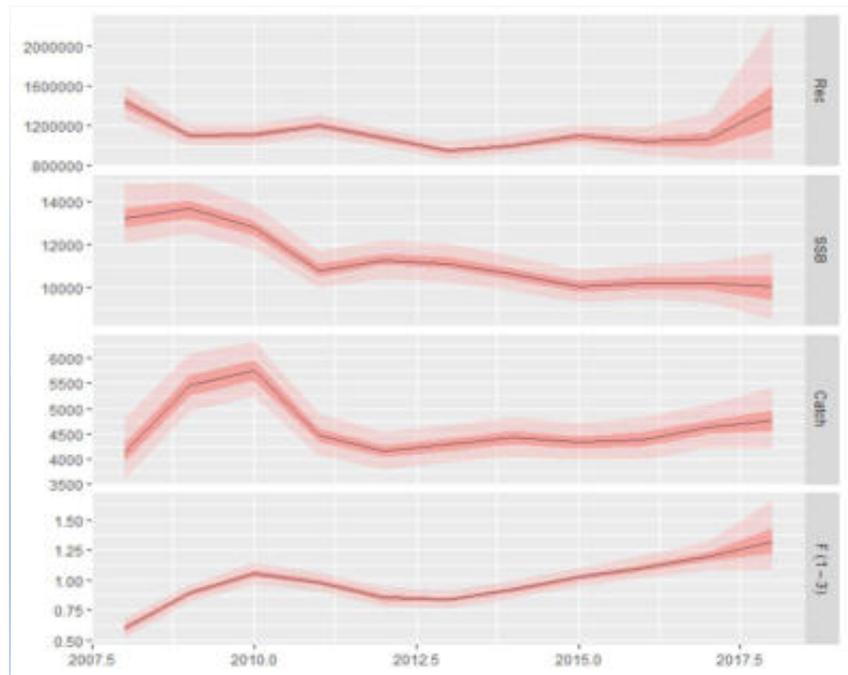


Fig. 15 *Squilla mantis*. GSA17 e 18. Tendenza del reclutamento, della biomassa riproduttiva (SSB), delle catture e della mortalità da pesca. Risultati delle simulazioni (Modello a4a). (STECF, 2019b).

Conclusione STECF: in un ambito di MSY, la mortalità da pesca per *S. mantis* nel 2020 non dovrebbe essere superiore 0,40, che corrisponde ad un quantitativo di catture pari a 2191 tonnellate.

Gambero rosa

- *Parapenaeus longirostris*. Eng.: Deep water rose shrimp

P. longirostris vive nelle acque profonde ed è pescato principalmente con reti a strascico. Nel Mare Adriatico il gambero rosa rappresenta una specie molto importante dal punto di vista commerciale (Italia, Croazia, Albania e Montenegro). L'Adriatico meridionale fornisce un contributo sostanziale all'intera produzione nazionale italiana di gamberi rosa, con una quota del 13% sulla produzione totale, paragonabile a quella rappresentata dal pescato nello Stretto di Sicilia.

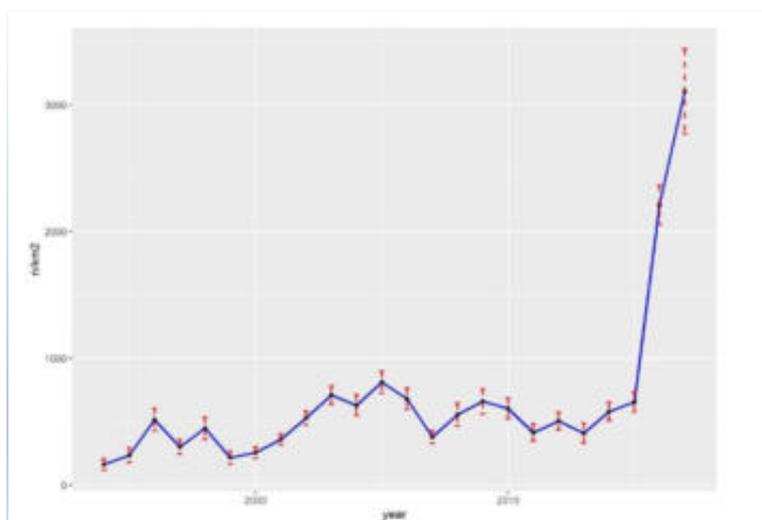


Fig. 16 *Parapenaeus longirostris*. GSA17-18-19. Variazioni della biomassa espressa come N. individui per km². (GFCM WGSAD 2018)

La figura 16 rappresenta gli andamenti delle abbondanze di questa specie nelle tre GSA considerate. Si può osservare il rapido incremento nel numero di individui per unità di superficie che si è verificato dopo il 2015, da N. < di 1000 a N. >3000 nell'arco di soli tre anni.

Lo stato dello stock e il livello di sfruttamento sono stati ricostruiti da modello. La figura 17 riporta una retrospettiva sui principali parametri e indici caratterizzanti lo stock.

Nelle GSA 17-18-19, le catture mostrano un rapido aumento a partire dal 2015, mentre erano stabili nel periodo precedente. Questo aumento è consistente con la concomitante crescita delle abbondanze già evidenziata nella figura 16. La biomassa riproduttiva (SSB) è stabile fino al 2015, quindi elevata e fluttuante negli ultimi quattro anni. Parimenti la mortalità da pesca F è caratterizzata da un forte incremento negli ultimi anni.

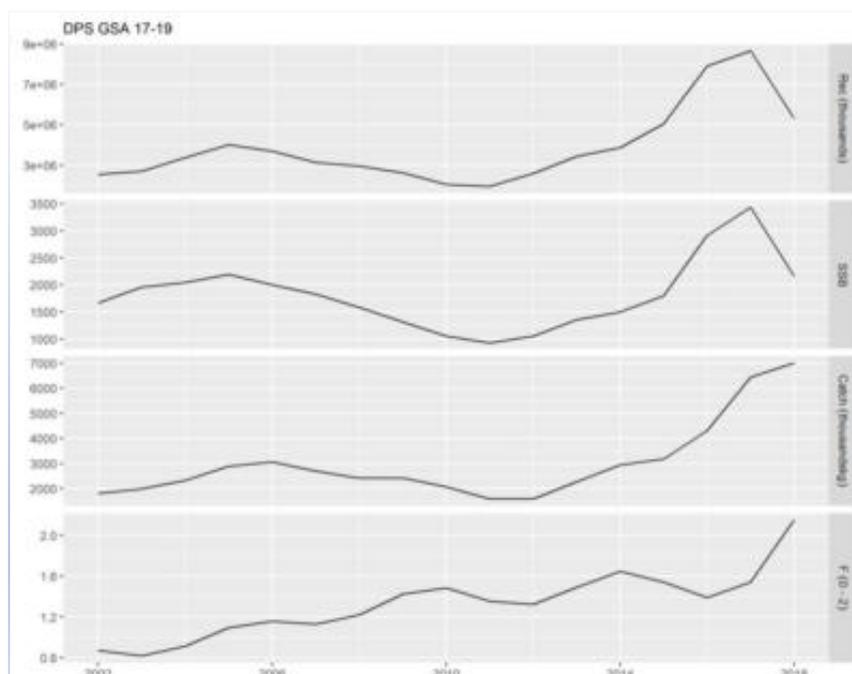


Fig. 17 *Parapenaeus longirostris*. GSA17-18-19. Tendenza del reclutamento, della biomassa riproduttiva (SSB), delle catture e della mortalità da pesca. Risultati delle simulazioni (Modello a4a). (STECF, 2019b).

L'attuale livello di mortalità per pesca (anno 2019), è superiore al F_{msy} stimato dal modello ($=0,50$), con F ($=2,15$) al massimo livello delle serie storiche, corrispondente ad un totale delle catture di 7011 tonnellate.

Conclusione STECF: in un ambito di MSY, la mortalità da pesca per *P. longirostris* con F_{msy} non dovrebbe essere superiore 0,50, mentre le catture non dovrebbero eccedere le 2290 tonnellate.

Bibliografia

- FAO, 2018. Scientific Advisory Committee on Fisheries (SAC) Working Group on Stock Assessment of Demersal Species (WGSAD), FAO headquarters, Rome, Italy, 19–24 November 2018. FINAL REPORT. <http://www.fao.org/gfcm/technical-meetings/detail/en/c/1190238/>
- Froese, R., Demirel, N., Coro, G., Kleisner, K.M. and H.Winker, 2017. *Estimating Esheries reference points from catch and resilience*. Fish and Fisheries, 2017, 18, 506–526. <https://doi.org/10.1111/faf.12190>
- Jardim, E., Millar, C.P., Mosqueira, I., Osio, G. and F. Scott, (2013). *The a4a Initiative - What if stock assessment is as simple as a linear model?* The World Conference on Stock Assessment - Methods for Sustainable Fisheries -ICES. Conference Paper July 2013. <https://www.ices.dk/news-and-events/symposia/WCSAM-2013/Pages/default.aspx>
- Mediterranean Sensitive Habitats (2013). Edited by Giannoulaki M., A. Belluscio, F. Colloca, S. Fraschetti, M. Scardi, C. Smith, P. Panayotidis, V. Valavanis and M.T. Spedicato. DG MARE Specific Contract SI2.600741, Final Report, 557 p
- Pedersen, M.W. and C.W. Berg, 2016. *A stochastic surplus production model in continuous-time*. Fish and Fisheries, 2017, 18, 226–243. <https://doi.org/10.1111/faf.12174>
- Santelli, A., Cvitković, I., Despalatović, M., Fabi, G., Grati, G., Marceta, B., Punzo, E., Raicevich, S., Strafella, P., Spagnolo, A., Tassetti, A.N., Scarcella, G. (2017). *Spatial persistence of megazoobenthic assemblages in the Adriatic Sea*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 566, 31-48
- Scarcella G., Santojanni A., Raicevich S., Giovanardi O. (2019) – Stato delle risorse demersali dell’Adriatico e recenti tendenze. [PPT presentato a Cesenatico il 14/11/2019]
- Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – 2019a. *62nd PLENARY MEETING REPORT (PLEN-19-03)*. Edited by Clara Ulrich & Hendrik Doerner. EUR 28359 EN. https://stecf.jrc.ec.europa.eu/ca_AD/reports/plenary
- Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – 2019b. *Stock Assessments part 2: European fisheries for demersal species in the Adriatic Sea (STECF-19-16)*. Edited by John Simmonds, Alessandro Mannini and Cecilia Pinto. EUR 28359 EN. <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/eur-scientific-and-technical-research-reports/scientific-technical-and-economic-committee-fisheries-stecf-2019-stock-assessments-part-2>

Allegato 1 Statistiche del pescato in Emilia-Romagna

(Fabio Fiori e Giuseppe Prioli. M.A.R.E Soc. Coop. a r.l., Cattolica, RN)

I dati che riassumono l'andamento del pesce sbarcato in Emilia Romagna, dal 1987 al 2017, sono stati forniti dalla M.A.R.E. S.C.a.r.l. di Cattolica (Sito WEB: www.coopmare.com).

La Società Cooperativa M.A.R.E è un Centro di Ricerca, riconosciuto dal Ministero per le Politiche Agricole e Forestali, le cui attività prevalenti sono la ricerca scientifica, la sperimentazione e l'assistenza tecnica applicate ai settori della pesca, dell'acquacoltura, dell'ambiente e delle produzioni alimentari. La ricerca e la sperimentazione sono principalmente indirizzate alla maricoltura, con particolare specializzazione nella molluschicoltura off-shore, favorita in questo anche dalla sua ubicazione geografica. Le sue attività sono finalizzate alla ottimizzazione degli attuali metodi produttivi ed alla realizzazione di nuove tecnologie di allevamento, che contemplano l'introduzione di specie alternative.

Presentando queste tabelle, F. Fiori e G. Prioli della M.A.R.E. S.C.a.r.l., evidenziano un tracollo drammatico dello sbarcato, passato in 30 anni, da circa 57.000 a 17.000 t/anno. Tutto ciò a fronte di una flotta peschereccia numericamente dimezzata e di una corrispondente riduzione dello sforzo di pesca che, seppur in varia misura, riguarda tutti i parametri (stazza, potenza motore, numero di giornate di pesca). A ciò si aggiunga il fatto che l'80% dello sbarcato è composto da 6 sole specie, caratterizzate da cicli di vita brevissimi, oggetto di pesca già al primo o al secondo anno di vita. Il dato è riferito all'anno 2007, ma in linea generale è valido anche per gli altri anni considerati.

Tabella riassuntiva sulla pesca in Emilia-Romagna					
Regione	Anno	1987	1997	2007	2017
Emilia-Romagna	catture (t)	56.689	50.069	29.901	17.460
Emilia-Romagna	n	1.160	1.065	703	612
Emilia-Romagna	GT	-	-	9.065	7.376
Emilia-Romagna	kw	-	103.508	69.956	61.296
Emilia-Romagna	catture/barca/anno (t)	49	47	43	29
Emilia-Romagna	gg/pesca/barca/anno	-	-	128	82
	Fonte	ISTAT	IREPA	IREPA	MiPAAF

Ripartizione percentuale delle catture in Emilia-Romagna, 2007				
	%	età di prima cattura (anni)	taglia minima	durata vita massima (anni)
Sardone	41,9	2	9 cm	-
Sardina	4,5	2	11 cm	8
Triglia	3,1	1	11 cm	-
Seppia	11,4	1	-	2
Vongola	14,7	2	25 mm	5
Canocchia	6,0	-	-	-
Totale	81,6			

Allegato 2 Statistiche della pesca a Cesenatico (FC).

Giuliano Pagliarani – Presidente Cooperativa “Casa del Pescatore” – Cesenatico

La Cooperativa “Casa del Pescatore”⁴⁰ di Cesenatico, è una Cooperativa di Servizi che risponde alle necessità ed alle problematiche dei pescatori e delle aziende aderenti, grazie alla rete sociale e di contatti in cui essa stessa si trova. L’affiliazione a Lega Pesca stimola la Cooperativa ad ottenere sempre nuovi risultati, condividendo con essa principi e finalità. Tale condivisione è dimostrata attivamente attraverso l’impegno dei pescatori all’aggiornamento professionale, alla qualificazione ed alla partecipazione a molteplici attività promozionali. I dati forniti dalla Cooperativa, organizzati ed opportunamente rappresentati graficamente, sono riferiti al periodo 1995-2018.

L’esame dei dati messi a disposizione dalla Cooperativa, permette di caratterizzare l’evoluzione del mondo della pesca in questa parte dell’Adriatico negli ultimi decenni⁴¹. Più in dettaglio, si tratta di una raccolta di dati storici relativi alla consistenza della flotta peschereccia operante a Cesenatico (Compartimento Marittimo di Rimini - 4 RM) e a Bellaria (8 RM), e allo sbarcato presso il Mercato Ittico di Cesenatico, cui si deve aggiungere il pescato “massivo”, gestito dall’Associazione Produttori Pesca (OP) che commercializza il pescato in eccesso (dati disponibili dal 2013 al 2018).

Licenze pesca a Cesenatico	
Tipo	ISSCFG code⁴²
Strascico Fondo	OTB
Volante	PTM
Reti da posta	GNS
Nasse e cestelli	FPO
Draghe-Vongolare	HMD
Circuizione	PS

Tab. 1 Licenze di pesca a Cesenatico suddivise per tipologia

⁴⁰ <http://www.casapescatore.it/La-Cooperativa/>.

⁴¹ Per ulteriori informazioni relative alle associazioni e cooperative operanti nel Compartimento marittimo di Rimini, si veda anche: “La sostenibilità nel settore della pesca. Modelli, politiche, esperienze in un’area del litorale romagnolo-marchigiano”. A cura di: G. Antonelli, G. B. Bischi e E. Viganò. Editore Franco Angeli.

⁴² FAO - International Standard Statistical Classification of Fishing Gear (ISSCFG,1980)

Variazioni del numero di pescherecci nel porto di Cesenatico e di Bellaria nel periodo 1995-2018

Flotta Cesenatico 1995-2018					
Anno	N° Navi	GT Totale	GT medio	Kw Totale	Kw medio
1995	61	1246,08	20,43	9683,10	158,74
1996	66	1154,28	17,49	9645,00	146,14
1997	62	1197,75	19,32	9617,33	155,12
1998	61	1244,75	20,41	9575,86	156,98
1999	63	1286,75	20,42	9999,76	158,72
2000	63	1294,75	20,55	9962,36	158,13
2001	61	1247,75	20,45	9840,16	161,31
2002	63	1233,75	19,58	9727,09	154,40
2003	61	1209,75	19,83	9802,07	160,69
2004	63	1188,75	18,87	9528,29	151,24
2005	67	1277,75	19,07	10146,70	151,44
2006	65	1263,75	19,44	10037,40	154,42
2007	61	1142,75	18,73	9239,60	151,47
2008	66	1186,75	17,98	9833,83	149,00
2009	62	1140,75	18,40	9366,76	151,08
2010	60	1104,75	18,41	9048,23	150,80
2011	60	1230,00	20,50	9372,09	156,20
2012	59	1126,00	19,08	9321,59	157,99
2013	57	1044,00	18,32	8957,19	157,14
2014	51	930,00	18,24	8045,43	157,75
2015	46	854,00	18,57	7349,03	159,76
2016	46	854,00	18,57	7394,46	160,75
2017	46	884,00	19,22	7749,86	168,48
2018	46	884,00	19,22	7749,86	168,48
Variazione %	-24,59%	-29,06%	-5,92%	-19,97%	+5,78%

Tab.2 Flotta Pescherecci Cesenatico - 1995-2018

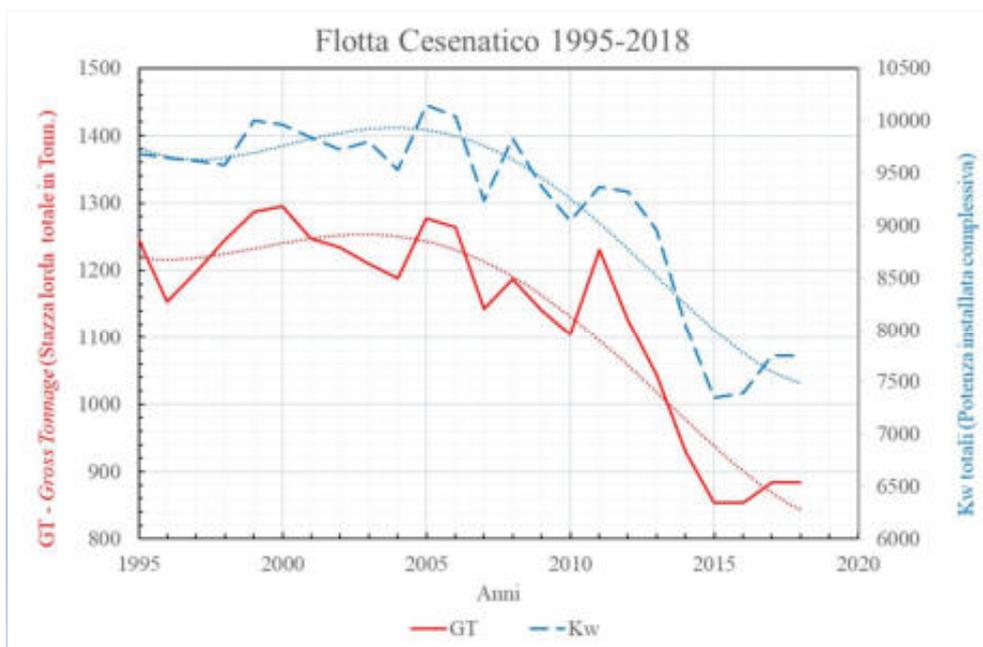


Fig. 1 Andamento dei parametri rappresentativi della flotta nel periodo 1995 – 2018

Anno	N° Navi Pesca			GT Totale	Kw Totale
	Cesenatico (4 RM)	Bellaria (8 RM)	Totale		
1995	61	30	91	1624,06	13314,13
1996	66	27	93	1532,28	13100,10
1997	62	25	87	1556,75	12851,93
1998	61	24	85	1593,75	12736,96
1999	63	22	85	1617,75	12869,86
2000	63	21	84	1638,75	12752,87
2001	61	19	80	1563,75	12395,17
2002	63	19	82	1579,75	12464,64
2003	61	19	80	1555,75	12539,92
2004	63	18	81	1505,75	12156,14
2005	67	15	82	1535,75	12398,64
2006	65	16	81	1535,75	12398,34
2007	61	15	76	1398,75	11402,44
2008	66	16	82	1455,75	12165,67
2009	62	17	79	1418,75	11794,10
2010	60	18	78	1388,75	11585,57
2011	60	18	78	1514,00	11909,43
2012	59	19	78	1417,00	11938,33
2013	57	17	74	1316,00	11368,93
2014	51	16	67	1169,00	10351,67
2015	46	14	60	1068,00	9331,37
2016	46	13	59	1044,00	9053,26
2017	46	13	59	1074,00	9408,66
2018	46	12	58	1057,00	9246,66
Variazione %	-24,59%	-60,00%	-36,26%	-34,92%	-30,55%

Tab. 3 Confronto tra la consistenza delle flotte pescherecce di Cesenatico e Bellaria. N° navi da pesca, stazza totale (GT) e potenza complessiva (Kw) delle due flotte: variazioni nel periodo 1995-2018.

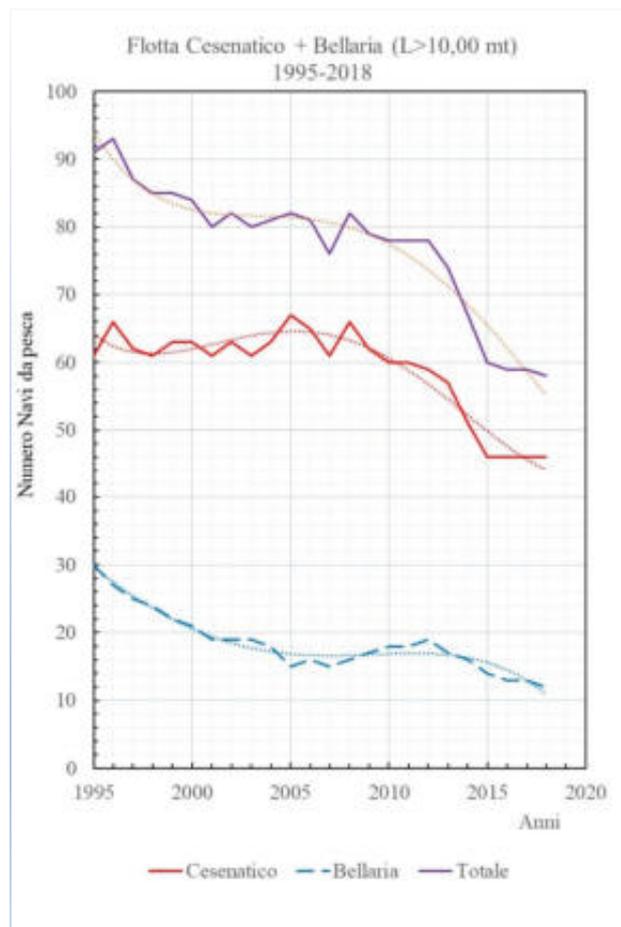


Fig. 2 Porti di Cesenatico (4 RM) e Bellaria (8 RM): variazioni del numero delle navi da pesca nel periodo 1995 – 2018.

Pescato sbarcato presso il Mercato Ittico di Cesenatico

		2018		2017		2016		2015		2014	
	Valore €	5.653.150,54		5.069.873,64		5.615.789,99		5.491.497,19		5.635.586,79	
	Quantità Kg	1.340.632,80		1.323.682,30		1.363.185,50		1.406.313,50		1.466.971,10	
	Prezzo medio €/Kg	4,21		3,83		4,12		3,90		3,84	
Codice FAO	Specie	Kg	P.M €/Kg	Kg	P.M €/Kg	Kg	P.M €/Kg	Kg	P.M €/Kg	Kg	P.M €/Kg
ANE	ALICI	53.864,00	1,16	81.671,00	1,08	71.619,00	0,96	109.571,00	1,03	201.868,00	1,07
PIL	SARDA	505.209,00	0,71	385.793,00	0,70	378.470,00	0,71	321.872,00	0,70	286.318,00	0,71
MAC	SGOMBERI	12.938,00	4,96	6.976,00	4,96	6.818,00	7,05	15.186,00	4,72	14.131,00	5,17
	Totale	572.011,00	0,85	474.440,00	0,83	456.907,00	0,84	446.629,00	0,92	502.317,00	0,98
BFT	TONNI	321,00	14,29	1.794,00	12,67	1.110,00	14,37	847,00	13,54	381,00	12,30
LTA	ALLETTERATI			61,00	3,50	1.340,00	2,05			18,00	4,69
BON	PALAMITE	140,00	4,15	88,00	5,28	20,00	8,70	110,00	6,30	2.671,00	3,65
	Totale	461,00	11,21	1.943,00	12,05	2.470,00	7,64	957,00	12,71	3.070,00	4,73
BOB	BOBE	941,00	0,76	272,00	0,89	262,00	1,10	216,00	0,86	229,00	0,76
GUU	CAPONI	16.185,00	1,89	13.196,00	1,67	11.331,00	2,21	13.634,00	2,43	24.878,00	1,83
MUF	CEFALI	20.369,00	1,72	67.351,00	1,07	59.958,00	1,13	109.826,00	1,01	56.191,00	1,19
GPA	GHIZZI	10.225,00	3,16	7.139,00	3,17	7.010,00	3,45	14.981,00	2,49	7.162,00	2,83
HKE	MERLUZZI	13.644,00	6,38	11.245,00	8,49	18.370,00	8,31	25.720,00	7,28	21.237,00	7,40
WHG	MOLI	58.923,00	2,63	62.094,00	2,18	36.139,00	3,87	47.562,00	2,19	11.820,00	6,59
SSB	SARAGHI			13,00	1,83	7,00	3,20	24,00	3,58	22,00	3,93
SOL	SOGLIOLE	43.742,00	10,55	31.667,00	11,44	30.163,00	10,01	40.156,00	10,44	49.348,00	9,06
JAX	SURI	546,00	1,72	616,00	2,07	490,00	2,34	521,00	2,01	1.720,00	1,78
MUT	TRIGLIE	97.335,00	3,05	174.729,00	2,20	151.843,00	2,78	77.688,00	3,40	191.542,00	2,72
	Totale	261.910,00	4,20	368.322,00	2,98	315.573,00	3,60	330.328,00	3,50	364.149,00	3,68
SQL	CALAMARI	1.500,00	26,23	1.392,00	22,66	4.733,00	20,76	3.934,00	18,47	8.564,00	16,74
OCC	POLPI									10,00	4,55
CTC	SEPIE	111.705,00	9,50	101.943,00	9,23	102.255,00	8,27	65.510,00	7,90	91.225,00	7,13
TGS	MAZZANCOLLE	49.277,00	11,98	19.408,00	13,49	16.821,00	16,32	27.842,00	13,92	20.034,00	14,08
SQY	PANNOCCHIE	231.476,00	6,51	227.574,00	6,36	308.274,00	5,93	373.948,00	5,14	255.169,00	5,96
NEP	SCAMPI	771,00	49,33	1.440,00	40,84	2.746,00	40,54	2.757,00	35,20	4.202,00	31,79
	Totale	394.729,00	8,20	351.757,00	7,79	434.829,00	7,26	473.991,00	6,32	379.204,00	7,20
	LUMACHINA	15.212,00	3,16	8.831,00	3,22	20.695,00	2,74	10.136,00	3,39	14.332,00	3,53
	MURICI	968,00	1,64	10.972,00	1,62	11.755,00	1,80	15.599,00	2,08	65.490,00	2,17
	Totale	16.180,00	3,07	19.803,00	2,33	32.450,00	2,40	25.735,00	2,60	79.822,00	2,41

Tab. 4 Mercato Ittico di Cesenatico: sbarchi totali ripartiti per specie

		2013		2012		2011		2010		2009	
	Valore €	5.873.503,87		6.300.991,89		5.744.531,65		6.341.519,17		6.884.621,93	
	Quantità Kg	1.659.413,60		2.122.870,80		1.941.660,40		2.198.779,00		2.181.492,70	
	Prezzo medio €/Kg	3,54		2,97		2,96		2,88		3,16	
Codice FAO	Specie	Kg	P.M €/Kg								
ANE	ALICI	175.803,00	1,05	253.035,00	0,77	363.125,00	0,72	672.294,00	0,73	580.823,00	0,75
PIL	SARDA	418.534,00	0,69	562.691,00	0,54	362.261,00	0,57	222.149,00	0,81	229.455,00	0,76
MAC	SGOMBERI	22.264,00	4,51	21.947,00	4,93	13.639,00	5,77	10.346,00	6,74	15.285,00	5,44
	Totale	616.601,00	0,93	837.673,00	0,72	739.025,00	0,74	904.789,00	0,82	825.563,00	0,84
BFT	TONNI	441,00	14,39	1.664,00	6,72	3.016,00	5,98	1.044,00	5,82	229,00	6,08
LTA	ALLETTERATI	11,00	4,40					52.826,00	1,55	16.110,00	1,61
BON	PALAMITE	1.369,00	4,46	2.036,00	4,17	8.285,00	3,11	12.189,00	2,33	17.145,00	3,04
	Totale	1.821,00	6,86	3.700,00	5,32	11.301,00	3,88	66.059,00	1,76	33.484,00	2,37
BOB	BOBE	531,00	0,84	2.270,00	0,66	1.651,00	0,61	2.926,00	0,76	1.928,00	0,80
GUU	CAPONI	22.361,00	1,82	29.349,00	2,26	37.487,00	1,64	18.732,00	2,74	17.534,00	3,22
MUF	CEFALI	137.830,00	0,83	299.175,00	0,74	133.719,00	0,87	159.377,00	0,84	174.607,00	1,07
GPA	GHIOSZI	10.414,00	2,43	21.833,00	1,94	17.505,00	1,83	23.345,00	1,71	32.522,00	1,29
HKE	MERLUZZI	27.096,00	6,95	17.316,00	8,41	13.811,00	9,24	8.792,00	9,50	21.110,00	7,76
WHG	MOLI	53.764,00	3,62	76.941,00	2,72	83.662,00	2,01	39.981,00	3,03	32.125,00	3,20
SSB	SARAGHI	80,00	2,50	1.702,00	1,84	1.373,00	2,36	5.446,00	3,60	8.269,00	3,16
SOL	SOGLIOLE	42.646,00	11,40	30.857,00	12,47	7.679,00	20,79	10.326,00	15,77	15.754,00	14,01
JAX	SURI	2.737,00	1,58	17.626,00	1,11	21.020,00	1,47	26.090,00	1,40	40.766,00	1,45
MUT	TRIGLIE	135.309,00	2,98	218.454,00	2,76	209.319,00	1,89	122.552,00	3,38	201.979,00	2,88
	Totale	432.768,00	3,37	715.523,00	2,37	527.226,00	2,08	417.567,00	2,55	546.594,00	2,64
SQL	CALAMARI	5.172,00	21,26	5.289,00	19,37	13.008,00	16,24	16.019,00	14,73	7.647,00	21,86
OCC	POLPI	11,00	4,12	49,00	6,23	53,00	4,42	52,00	3,58	1.087,00	2,99
CTC	SEPPIE	91.487,00	6,81	62.564,00	8,35	36.383,00	8,79	73.805,00	7,20	87.319,00	6,36
TGS	MAZZANCOLLE	20.896,00	15,67	20.592,00	14,69	27.074,00	14,80	23.752,00	14,79	21.048,00	15,97
SQY	PANNOCCHIE	256.643,00	5,96	275.645,00	7,02	264.367,00	6,13	363.674,00	4,78	325.688,00	5,72
NEP	SCAMPI	4.062,00	33,67	4.095,00	32,63	3.964,00	39,07	4.102,00	37,78	5.231,00	34,26
	Totale	378.271,00	7,21	368.234,00	8,14	344.849,00	7,85	481.404,00	6,26	448.020,00	6,93
	LUMACHINA	23.483,00	4,10	23.615,00	5,30	66.184,00	5,18	60.445,00	7,21	43.685,00	7,81
	MURICI	84.683,00	1,88	78.033,00	2,10	146.570,00	1,45	152.837,00	1,95		
	Totale	108.166,00	2,36	101.648,00	2,84	212.754,00	2,61	213.282,00	3,44	43.685,00	7,81

Tab. 4 bis Mercato Ittico di Cesenatico: sbarchi totali ripartiti per specie

		2008		2007		2006		2005	
	Valore €	7.154.707,26		7.201.749,83		7.732.152,36		8.693.423,85	
	Quantità Kg	2.321.881,60		2.346.996,20		2.642.725,60		3.053.856,80	
	Prezzo medio €/Kg	3,08		3,07		2,93		2,85	
Codice FAO	Specie	Kg	P.M €/Kg						
ANE	ALICI	569.188,00	0,80	337.277,00	0,79	609.105,00	0,94	558.395,00	0,65
PIL	SARDA	212.710,00	0,71	267.222,00	0,57	59.081,00	0,92	97.091,00	1,75
MAC	SGOMBERI	21.464,00	3,90	29.042,00	3,39	20.754,00	3,57	20.887,00	3,53
	Totale	803.362,00	0,86	633.541,00	0,82	688.940,00	1,02	676.373,00	0,90
BFT	TONNI	8.910,00	5,97	36.958,00	5,35	31.745,00	5,39	502.127,00	3,44
LTA	ALLETTERATI	110.169,00	1,53	91.378,00	1,76	301.542,00	1,00	411.535,00	1,06
BON	PALAMITE	34.173,00	2,67	11.930,00	2,86	40.168,00	2,82	22.936,00	2,68
	Totale	153.252,00	2,04	140.266,00	2,80	373.455,00	1,57	936.598,00	2,38
BOB	BOBE	2.921,00	0,95	2.205,00	0,94	5.521,00	1,12	5.784,00	1,35
GUU	CAPONI	21.588,00	2,16	13.410,00	5,39	25.927,00	2,96	38.315,00	1,93
MUF	CEFALI	110.922,00	1,26	147.275,00	1,16	254.237,00	1,05	131.695,00	0,90
GPA	GHIZZI	42.867,00	1,40	38.137,00	1,22	47.100,00	0,99	37.944,00	1,23
HKE	MERLUZZI	39.020,00	7,01	55.388,00	5,97	59.290,00	5,37	50.388,00	4,96
WHG	MOLI	13.793,00	4,63	21.125,00	5,28	70.165,00	2,82	71.988,00	2,17
SSB	SARAGHI	11.933,00	3,28	8.715,00	3,71	8.062,00	3,15	16.896,00	3,61
SOL	SOGLIOLE	18.415,00	13,51	8.162,00	19,61	23.169,00	12,62	15.247,00	14,89
JAX	SURI	49.542,00	1,45	26.924,00	1,57	53.086,00	1,81	46.049,00	2,16
MUT	TRIGLIE	248.296,00	2,36	242.449,00	2,14	163.305,00	3,13	253.601,00	2,40
	Totale	559.297,00	2,74	563.790,00	2,64	709.862,00	2,59	667.907,00	2,47
SQL	CALAMARI	5.495,00	24,22	12.800,00	20,10	10.717,00	20,14	26.725,00	13,26
OCC	POLPI	4.575,00	2,43	7.446,00	1,77	2.975,00	2,82	1.828,00	2,89
CTC	SEPIE	67.296,00	5,15	121.774,00	4,12	95.300,00	5,32	52.134,00	5,84
TGS	MAZZANCOLLE	16.531,00	17,51	34.297,00	16,59	27.191,00	14,11	11.359,00	18,57
SQY	PANNOCCHIE	357.756,00	6,20	360.008,00	5,44	342.450,00	5,21	313.699,00	4,30
NEP	SCAMPI	5.820,00	33,96	4.192,00	38,33	3.327,00	37,21	3.693,00	40,69
	Totale	457.473,00	6,99	540.517,00	6,40	481.960,00	6,27	409.438,00	5,80
	LUMACHINA								
	MURICI								
	Totale								

Tab. 4 ter Mercato Ittico di Cesenatico: sbarchi totali ripartiti per specie

Anno	Pescato Totale			4RM	4RM+8RM
	Quantità Kg	Valore €	PM (€)	N° navi	N° navi
2018	1.340.632,80	5.653.150,54	4,217	46	58
2017	1.323.682,30	5.069.873,64	3,83	46	59
2016	1.363.185,50	5.615.789,99	4,12	46	59
2015	1.406.313,50	5.491.497,19	3,905	46	60
2014	1.466.971,10	5.635.586,79	3,842	51	67
2013	1.659.413,60	5.873.503,87	3,54	57	74
2012	2.122.870,80	6.300.991,89	2,968	59	78
2011	1.941.660,40	5.744.531,65	2,959	60	78
2010	2.198.779,00	6.341.519,17	2,884	60	78
2009	2.181.492,70	6.884.621,93	3,156	62	79
2008	2.321.881,60	7.154.707,26	3,081	66	82
2007	2.346.996,20	7.201.749,83	3,068	61	76
2006	2.642.725,60	7.732.152,36	2,926	65	81
2005	3.053.856,80	8.693.423,85	2,847	67	82
2004	2.201.901,30	6.507.904,47	2,956	63	81
2003	1.514.886,60	5.516.352,00	3,641	61	80
2002	1.537.676,20	4.676.466,01	3,041	63	82
2001	1.762.569,10	5.711.828,30	3,241	61	80
2000	2.427.852,90	4.758.576,22	1,96	63	84
1999	2.601.510,80	4.091.726,34	1,573	63	85
1998	2.428.525,50	3.869.404,20	1,593	61	85
1997	3.036.036,90	4.327.580,46	1,425	62	87
1996	2.661.547,30	3.948.193,52	1,483	66	93
1995	2.892.656,90	4.358.694,90	1,507	61	91
Variazioni nel periodo					
1995-2018	-53,65%	+29,70%	+179,85%	-24,59%	-36,26%

Tab. 5 Mercato Ittico di Cesenatico: pescato totale dal 1995 al 2018

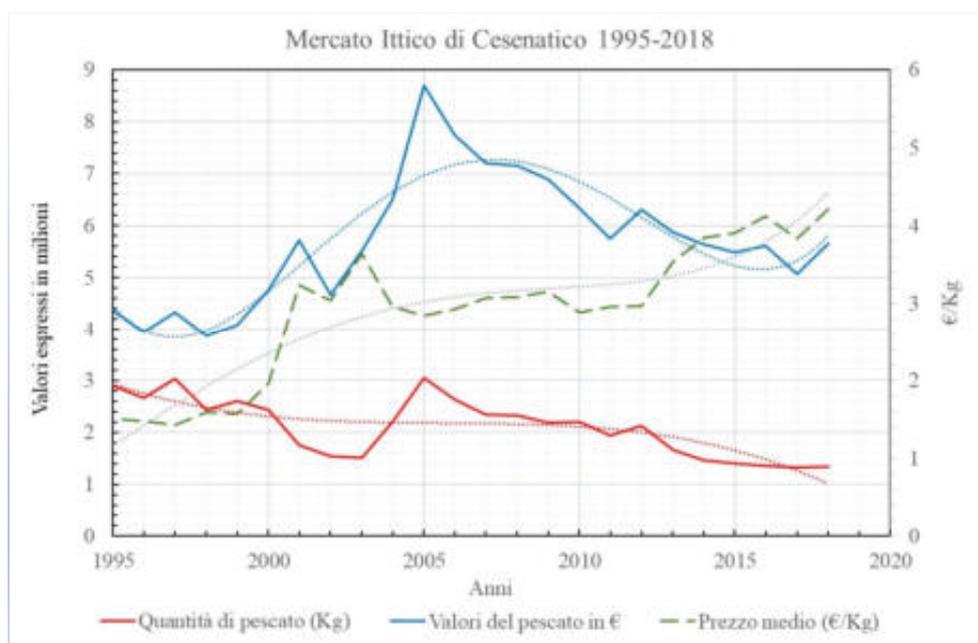


Fig. 3 Periodo 1995-2018: variazioni delle quantità di pescato e dei corrispondenti valori in €. Confronti con il prezzo medio (€/Kg).

Sbarchi totali per categoria di specie

1) I piccoli pelagici

Codice delle specie	
FAO Code	Nome in italiano
ANE	Alici
PIL	Sarda
MAC	Sgomberi

Pescato: ANE+PIL+MAC				4RM+8RM
Anno	Quantità Kg	Prezzo Medio (€/Kg)	Valore €	N° navi
2018	572.011	0,8485	485.353,46	58
2017	474.440	0,8281	392.860,74	59
2016	456.907	0,8438	385.534,84	59
2015	446.629	0,9176	409.846,45	60
2014	502.317	0,9801	492.341,81	67
2013	616.601	0,9306	573.792,25	74
2012	837.673	0,7245	606.888,80	78
2011	739.025	0,7397	546.635,80	78
2010	904.789	0,8184	740.447,35	78
2009	825.563	0,8396	693.153,45	79
2008	803.362	0,859	690.084,10	82
2007	633.541	0,8164	517.217,75	76
2006	688.940	1,0175	701.005,00	81
2005	676.373	0,8968	606.597,11	82
2004	502.263	0,7651	384.299,28	81
2003	317.604	0,9606	305.104,41	80
2002	342.836	0,9891	339.109,38	82
2001	436.426	1,0405	454.111,74	80
2000	1.115.553	0,6128	683.659,44	84
1999	1.291.801	0,5902	762.436,47	85
1998	1.346.186	0,4738	637.800,68	85
1997	1.889.280	0,4662	880.811,74	87
1996	1.388.069	0,5703	791.620,46	93
1995	1.826.384	0,6531	1.192.809,36	91
Variazioni nel periodo				
1995-2018	-68,68%	+29,92%	-59,31%	-36,26%

Tab. 6 Mercato Ittico di Cesenatico. Piccoli pelagici: quantità totali, valore complessivo e prezzo medio dello sbarcato, nel periodo 1995-2018.

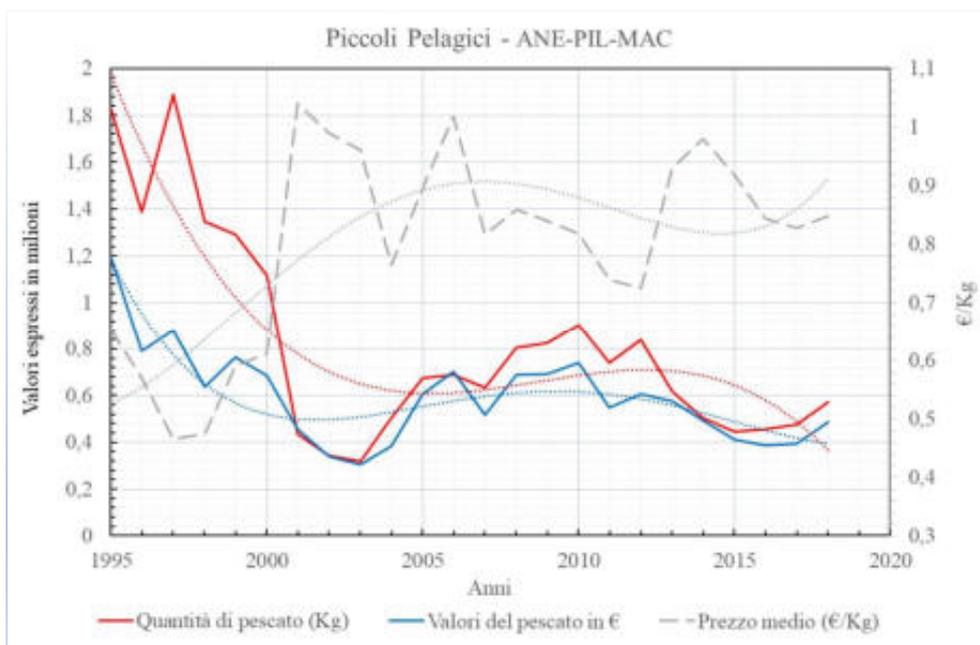


Fig. 4 Periodo 1995-2018: variazioni delle quantità di piccoli pelagici sbarcati (Alici, Sarde e Sgomberi), e dei corrispondenti valori in €. Confronti con il prezzo medio (€/Kg).

2) I grandi pelagici

Codice delle specie	
FAO Code	Nome in italiano
BFT	Tonni
LTA	Allitterati
BON	Palamite

Pescato: BFT+LTA+BON				4RM+8RM
Anno	Quantità Kg	Prezzo Medio (€/Kg)	Valore €	N° navi
2018	461	11,211	5.168,09	58
2017	1.943	12,047	23.408,12	59
2016	2.470	7,64	18.871,70	59
2015	957	12,708	12.161,38	60
2014	3.070	4,73	14.519,87	67
2013	1.821	6,864	12.500,13	74
2012	3.700	5,317	19.672,20	78
2011	11.301	3,876	43.802,03	78
2010	66.059	1,761	116.356,75	78
2009	33.484	2,373	79.450,22	79
2008	153.252	2,042	312.993,18	82
2007	140.266	2,799	392.670,38	76
2006	373.455	1,569	585.921,31	81
2005	936.598	2,376	2.225.012,46	82
2004	358.614	1,872	671.280,38	81
2003	117.806	2,639	310.906,74	80
2002	201.667	2,243	452.351,16	82
2001	83.479	3,475	290.117,19	80
2000	48.838	2,37	115.744,55	84
1999	28.109	1,93	54.253,39	85
1998	56.008	2,263	126.762,48	85
1997	29.137	1,765	51.424,49	87
1996	6.633	1,712	11.354,07	93
1995	216	3,495	754,95	91
Variazioni nel periodo				
1995-2018	+113,43%	+220,75%	+584,56%	-36,26%

Tab. 7 Mercato Ittico di Cesenatico. Grandi pelagici: quantità totali, valore complessivo e prezzo medio dello sbarcato, nel periodo 1995-2018.

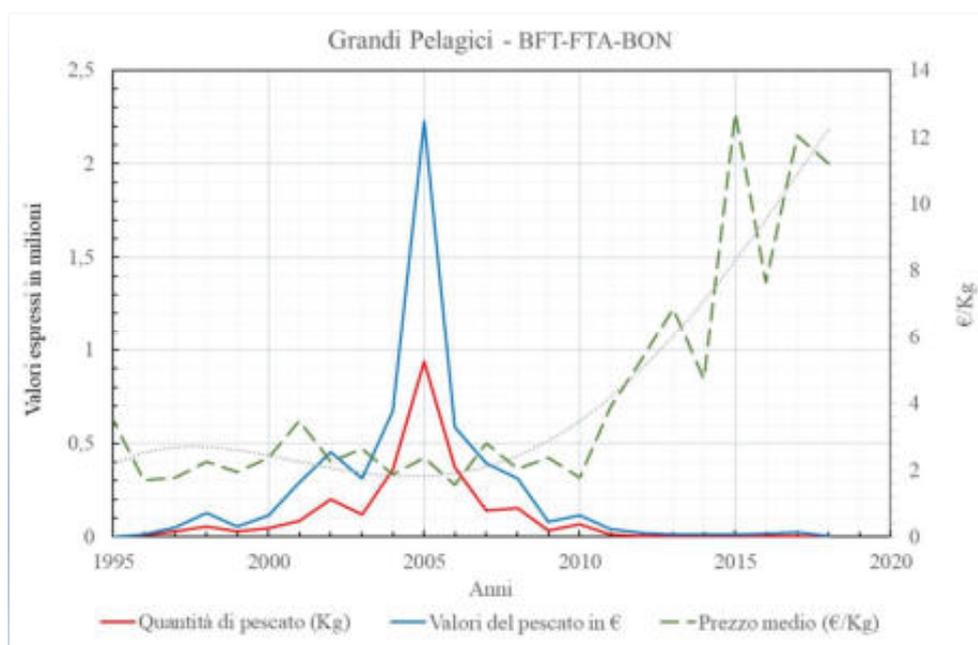


Fig. 5 Periodo 1995-2018: variazioni delle quantità di grandi pelagici sbarcati (Tonni, Allitterati e Palamite), e dei corrispondenti valori in €. Confronti con il prezzo medio (€/Kg).

3) Specie Demersali

Codice delle specie	
FAO Code	Nome in italiano
BOG	Bobbe
GUU	Caponi
MUF	Cefali
GPA	Ghiozzi
HKE	Naselli-Merluzzi
WHG	Moli
SSB	Saraghi
SOL	Sogliole
JAX	Suri
MUT	Triglie

Pescato: (BOG-GUU-MUF-GPA-HKE-WHG-SSB-SOL-MUT)				4RM+8RM
Anno	Quantità Kg	Prezzo Medio (€/Kg)	Valore €	N° navi
2018	261.910	4,2	1.099.955,67	58
2017	368.322	2,98	1.095.783,76	59
2016	315.573	3,6	1.135.003,55	59
2015	330.328	3,5	1.157.446,68	60
2014	364.149	3,68	1.339.119,31	67
2013	432.768	3,37	1.457.700,54	74
2012	715.523	2,37	1.696.895,91	78
2011	527.226	2,08	1.096.028,73	78
2010	417.567	2,55	1.065.210,88	78
2009	546.594	2,64	1.441.052,15	79
2008	559.297	2,74	1.532.313,69	82
2007	563.790	2,64	1.487.426,11	76
2006	709.862	2,59	1.837.776,28	81
2005	667.907	2,47	1.649.222,04	82
2004	514.365	2,46	1.264.101,79	81
2003	433.481	2,94	1.275.919,50	80
2002	415.496	2,22	920.563,03	82
2001	423.612	2,31	977.841,06	80
2000	635.728	1,53	972.662,81	84
1999	615.073	1,45	894.873,20	85
1998	552.860	1,39	771.193,18	85
1997	543.194	1,26	685.668,45	87
1996	696.050	1,16	808.840,22	93
1995	425.834	1,59	678.426,23	91
Variazioni nel periodo				
1995-2018	-38,49%	+163,61%	+62,13%	-36,26%

Tab. 8 Mercato Ittico di Cesenatico. Specie demersali: quantità totali, valore complessivo e prezzo medio dello sbarcato, nel periodo 1995-2018.

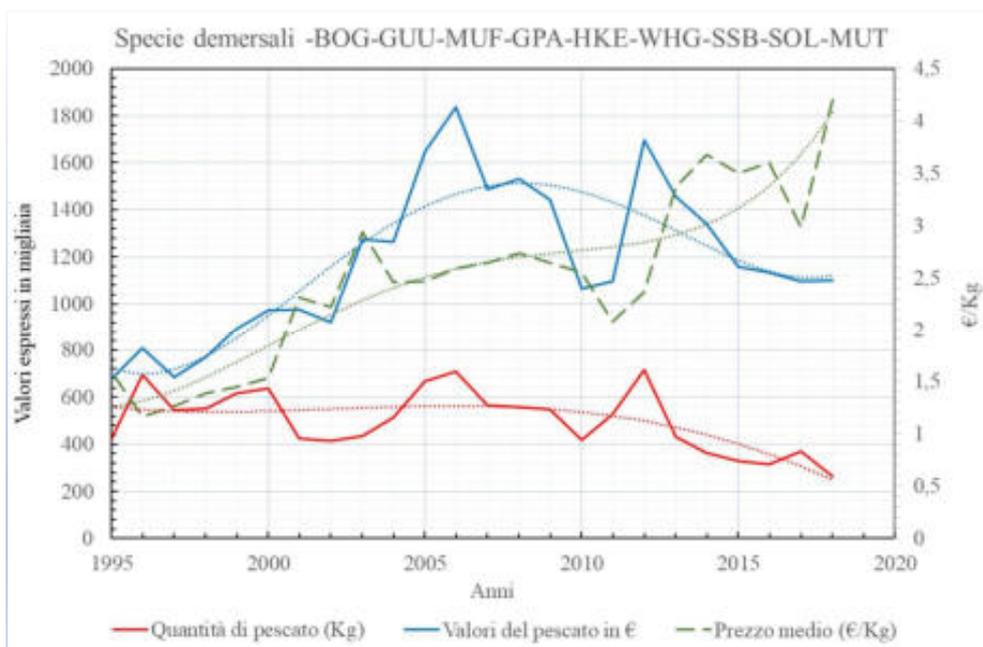


Fig. 6 Periodo 1995-2018: variazioni delle quantità di specie demersali sbarcate (Cefali, Naselli, Sogliole, Triglie, ecc.), e dei corrispondenti valori in €. Confronti con il prezzo medio (€/Kg).

4) Cefalopodi e Crostacei

Codice delle specie	
FAO Code	Nome in italiano
SQL	Calamari
OCC	Polpi
CTC	Seppie
TGS	Mazzancolle
SQY	Pannocchie
NEP	Scampi

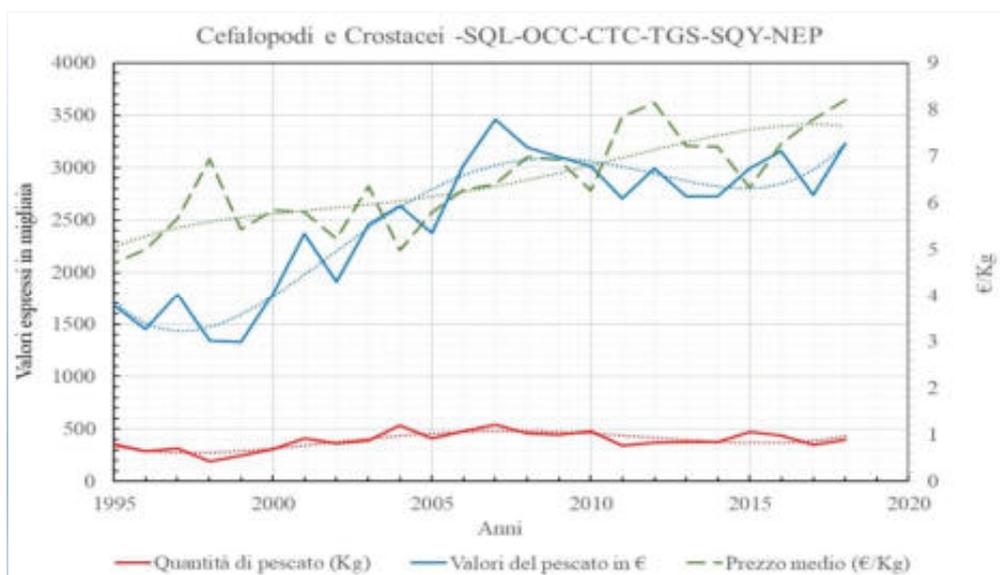


Fig. 7 Periodo 1995-2018: variazioni delle quantità di Cefalopodi e Crostacei sbarcate (Calamari, Scampi,

Pescato SQL-OCC-CTC-TGS-SQY-NEP				4RM+8RM
Anno	Quantità Kg	Prezzo Medio (€/Kg)	Valore €	N° navi
2018	394.729	8,198	3.235.823,15	58
2017	351.757	7,791	2.740.470,77	59
2016	434.829	7,262	3.157.812,31	59
2015	473.991	6,323	2.996.889,74	60
2014	379.204	7,2	2.730.308,65	67
2013	378.271	7,209	2.726.828,65	74
2012	368.234	8,137	2.996.306,83	78
2011	344.849	7,851	2.707.429,14	78
2010	481.404	6,257	3.012.169,39	78
2009	448.020	6,928	3.104.048,37	79
2008	457.473	6,986	3.195.972,76	82
2007	540.517	6,402	3.460.278,41	76
2006	481.960	6,272	3.022.853,06	81
2005	409.438	5,799	2.374.229,48	82
2004	530.994	4,973	2.640.519,00	81
2003	387.191	6,348	2.457.818,40	80
2002	365.606	5,23	1.911.752,12	82
2001	408.495	5,802	2.370.139,10	80
2000	308.013	5,838	1.798.294,45	84
1999	244.774	5,434	1.330.144,01	85
1998	193.148	6,941	1.340.723,78	85
1997	315.421	5,662	1.785.796,68	87
1996	290.416	4,999	1.451.646,66	93
1995	357.210	4,7	1.678.733,41	91
Variazioni nel periodo				
1995-2018	+10,50%	+74,43%	+92,75%	-36,26%

Tab. 9 Mercato Ittico di Cesenatico. Cefalopodi e Crostacei: quantità totali, valore complessivo e prezzo medio dello sbarcato, nel periodo 1995-2018.

Analisi del pescato sbarcato presso il Mercato Ittico di Cesenatico e del pescato massivo gestito dalla Associazione Produttori Pesca (APP/OP) nel periodo 2013-2018.

Specie pelagiche

FAO Code	Specie	2018			2017			2016			2015			2014			2013		
		Kg	€.	€/Kg															
ANE	Alici MER	53.864	62.483	1,160	81.671	88.205	1,080	71.619	68.754	0,960	109.571	112.858	1,030	201.868	215.999	1,070	175.803	184.593	1,050
	<i>Engraulis encrasicolus</i> APP	66.080	75.533	1,143	117.697	114.166	0,970	549.325	565.312	1,029	1.638.045	1.687.312	1,030	1.633.767	1.691.830	1,036	1.101.838	1.116.254	1,013
	Totale	119.945	138.015	1,151	199.368	202.370	1,015	620.944	634.066	1,021	1.747.616	1.800.170	1,030	1.835.635	1.907.829	1,039	1.277.641	1.300.847	1,018
PIL	Sarde MER	505.209	358.698	0,710	385.793	270.055	0,700	378.470	268.714	0,710	321.872	225.310	0,700	286.318	203.286	0,710	418.534	288.788	0,690
	<i>Sardina pilchardus</i> APP	654.695	466.370	0,712	518.465	346.686	0,669	2.388.123	1.693.495	0,709	2.173.168	1.538.772	0,708	1.668.925	1.130.779	0,678	1.271.592	846.297	0,666
	Totale	1.159.904	825.069	0,711	904.258	616.741	0,682	2.766.593	1.962.209	0,709	2.495.040	1.764.082	0,707	1.955.243	1.334.065	0,682	1.690.126	1.135.085	0,672
MAC	Sgombri MER	12.938	64.172	4,960	6.976	34.601	4,960	6.818	48.067	7,050	15.186	71.678	4,720	14.131	73.057	5,170	22.264	100.411	4,510
	<i>Scomber scombrus</i> APP	4.175	8.661	2,074	859	2.089	2,432	16	64	4,000	551	2.273	4,125	-	-	-	385	1.985	5,156
	Totale	17.113	72.833	4,256	7.835	36.690	4,683	6.834	48.131	7,043	15.737	73.951	4,699	14.131	73.057	5,170	22.649	102.396	4,521
LTA	Alletterati MER	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Euthynnus alletteratus</i> APP	38.834	79.271	2,041	66.038	119.749	1,813	69.272	110.767	1,599	88.457	152.697	1,726	8.392	15.553	1,853	130.872	180.430	1,379
	Totale	38.834	79.271	2,041	66.038	119.749	1,813	69.272	110.767	1,599	88.457	152.697	1,726	8.392	15.553	1,853	130.872	180.430	1,379
BFT	Tonni MER	321	4.587	14,290	1.982	23.130	11,670	2.837	19.916	7,020	847	11.468	13,540	399	4.772	11,960	509	6.480	12,730
	<i>Thunnus thynnus</i> APP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Totale	321	4.587	14,290	1.982	23.130	11,670	2.837	19.916	7,020	847	11.468	13,540	399	4.772	11,960	509	6.480	12,730
BON	Palamite MER	140	581	4,150	88	465	5,280	20	174	8,700	110	693	6,300	2.671	9.749	3,650	1.369	6.106	4,460
	<i>Sarda sarda</i> APP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Totale	140	581	4,150	88	465	5,280	20	174	8,700	110	693	6,300	2.671	9.749	3,650	1.369	6.106	4,460
JAX	Suri MER	546	939	1,720	616	1.275	2,070	490	1.147	2,340	521	1.047	2,010	1.720	3.062	1,780	2.737	4.324	1,580
	<i>Trachurus spp</i> APP	588	963	1,638	5.641	7.145	1,267	1.051	840	0,799	1.587	1.253	0,790	1.659	1.118	0,674	2.438	2.569	1,054
	Totale	1.134	1.902	1,677	6.257	8.420	1,346	1.541	1.987	1,289	2.108	2.300	1,091	3.379	4.180	1,237	5.175	6.893	1,332
SPR	Papalina MER	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Sprattus sprattus</i> APP	6.737	6.811	1,011	4.934	4.336	0,879	2.160	1.803	0,835	7.350	5.188	0,706	10.446	6.953	0,666	5.027	2.988	0,594
	Totale	6.737	6.811	1,011	4.934	4.336	0,879	2.160	1.803	0,835	7.350	5.188	0,706	10.446	6.953	0,666	5.027	2.988	0,594
	Totale Specie Pelagiche	1.344.128	1.129.070	0,840	1.190.760	1.011.901	0,850	3.470.201	2.779.052	0,801	4.357.265	3.810.550	0,875	3.830.296	3.356.158	0,876	3.133.368	2.741.225	0,875

Tab. 10 Variazioni dello sbarcato di **Specie Pelagiche** (Kg/anno), del loro valore economico complessivo in € e del prezzo medio (€/Kg), suddivisi per pescato gestito dal Mercato Ittico di Cesenatico (MER) e pescato massivo gestito dall'Associazione Produttori Pesca (APP).

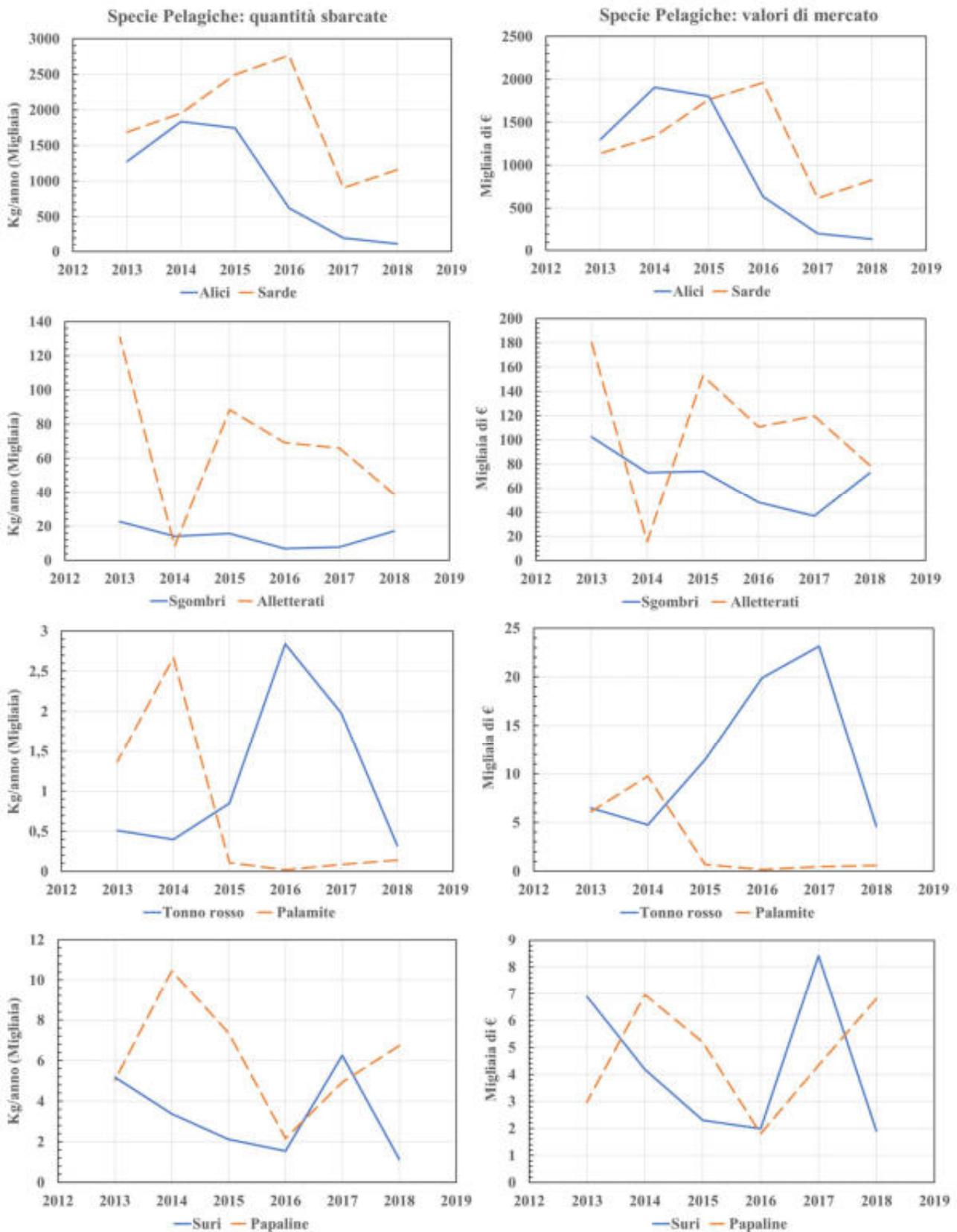


Fig. 8 Andamenti dello sbarcato di **Specie Pelagiche** e del loro valore economico per singole specie (Mercato Ittico di Cesenatico e Associazione Produttori Pesca).

Specie demersali

FAO Code	Specie	2018			2017			2016			2015			2014			2013			
		Kg	€.	€/Kg																
BOG	Bobe <i>Boops boops</i>	MER	941	715	0,760	272	242	0,890	262	288	1,100	216	186	0,860	229	174	0,760	531	446	0,840
		APP	-	-	-	14	9	0,643	-	-	-	21	12	0,571	-	-	-	35	25	0,714
		Totale	941	715	0,760	286	251	0,878	262	288	1,100	237	198	0,834	229	174	0,760	566	471	0,832
GUU	Caponi (Mazzole) <i>Chelidonichthys lucerna</i>	MER	16.185	30.590	1,890	13.196	22.037	1,670	11.331	25.042	2,210	13.634	33.131	2,430	24.878	45.527	1,830	22.361	40.697	1,820
		APP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Totale	16.185	30.590	1,890	13.196	22.037	1,670	11.331	25.042	2,210	13.634	33.131	2,430	24.878	45.527	1,830	22.361	40.697	1,820
MUF	Cefali <i>Mugil cephalus</i>	MER	20.369	35.035	1,720	67.351	72.066	1,070	59.958	67.753	1,130	109.826	110.924	1,010	56.191	66.867	1,190	137.830	114.399	0,830
		APP	1.094	953	0,871	8.592	3.592	0,418	38.884	18.075	0,465	51.338	27.897	0,543	3.190	3.731	1,170	2.233	1.708	0,765
		Totale	21.463	35.988	1,677	75.943	75.658	0,996	98.842	85.828	0,868	161.164	138.821	0,861	59.381	70.598	1,189	140.063	116.107	0,829
GPA	Ghiozzi <i>Gobiidae</i>	MER	10.225	32.311	3,160	7.139	22.631	3,170	7.010	24.185	3,450	14.981	37.303	2,490	7.162	20.268	2,830	10.414	180.430	2,430
		APP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Totale	10.225	32.311	3,160	7.139	22.631	3,170	7.010	24.185	3,450	14.981	37.303	2,490	7.162	20.268	2,830	10.414	180.430	17,326
HKE	Merluzzi <i>Merluccius merluccius</i>	MER	13.644	87.049	6,380	11.245	95.470	8,490	18.370	152.655	8,310	25.720	187.242	7,280	21.237	157.154	7,400	27.096	188.317	6,950
		APP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Totale	13.644	87.049	6,380	11.245	95.470	8,490	18.370	152.655	8,310	25.720	187.242	7,280	21.237	157.154	7,400	27.096	188.317	6,950
WHG	Moli <i>Merlangius merlangus</i>	MER	58.923	154.967	2,630	62.094	135.365	2,180	36.139	139.858	3,870	47.562	104.161	2,190	11.820	77.894	6,590	53.764	194.626	3,620
		APP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Totale	58.923	154.967	2,630	62.094	135.365	2,180	36.139	139.858	3,870	47.562	104.161	2,190	11.820	77.894	6,590	53.764	194.626	3,620
SSB	Mormore <i>Lithognathus mormyrus</i>	MER	-	-	-	13	24	1,830	7	22	3,200	24	86	3,580	22	86	3,930	80	200	2,500
		APP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	15	2,143	-	-	-	-	-	-
		Totale	-	-	-	13	24	1,830	7	22	3,200	31	101	3,255	22	86	3,930	80	200	2,500
SOL	Sogliole <i>Solea solea</i>	MER	43.742	461.478	10,550	31.667	362.270	11,440	30.163	301.932	10,010	40.156	419.229	10,440	49.348	447.093	9,060	42.646	486.164	11,400
		APP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Totale	43.742	461.478	10,550	31.667	362.270	11,440	30.163	301.932	10,010	40.156	419.229	10,440	49.348	447.093	9,060	42.646	486.164	11,400
MUT	Triglie <i>Mullus barbatus</i>	MER	97.335	296.872	3,050	174.729	384.404	2,200	151.843	422.124	2,780	77.688	264.139	3,400	191.542	520.994	2,720	135.309	403.221	2,980
		APP	-	-	-	14.736	36.778	2,496	11.723	32.621	2,783	4.554	15.183	3,334	17.697	43.010	2,430	2.159	5.677	2,629
		Totale	97.335	296.872	3,050	189.465	421.182	2,223	163.566	454.745	2,780	82.242	279.322	3,396	209.239	564.004	2,696	137.468	408.898	2,974
	Totale Specie Demersali	262.458	1.099.969	4,191	391.048	1.134.888	2,902	365.690	1.184.553	3,239	385.727	1.199.506	3,110	383.316	1.382.799	3,607	434.458	1.615.910	3,719	

Tab. 11 Variazioni dello sbarcato di **Specie Demersali** (Kg/anno), del loro valore economico complessivo in € e del prezzo medio (€/Kg), suddivisi per pescato gestito dal Mercato Ittico di Cesenatico (MER) e pescato massivo gestito dall'Associazione Produttori Pesca (APP).

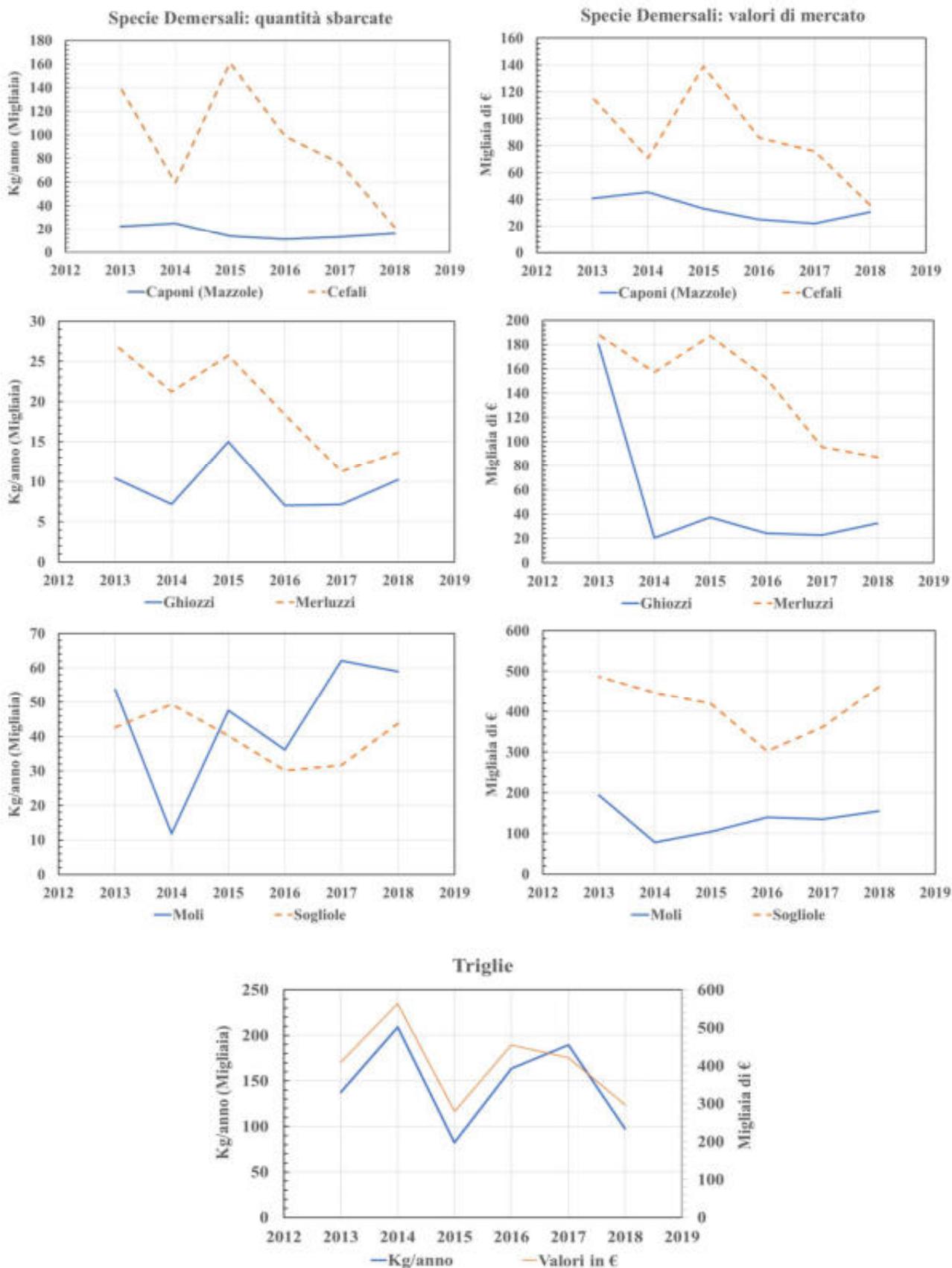


Fig. 9 Andamenti dello sbarcato di **Specie Demersali** e del loro valore economico per singole specie (Mercato Ittico di Cesenatico e Associazione Produttori Pesca).

Cefalopodi e Crostacei

FAO Code	Specie	2018			2017			2016			2015			2014			2013			
		Kg	€.	€/Kg	Kg	€.	€/Kg	Kg	€.	€/Kg	Kg	€.	€/Kg	Kg	€.	€/Kg	Kg	€.	€/Kg	
SQL	Calamari	MER	1.500	39.345	26,230	1.392	31.543	22,660	4.733	98.257	20,760	3.934	72.661	18,470	8.564	143.361	16,740	5.172	109.957	21,260
	<i>Loligo pealeii</i>	APP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Totale		1.500	39.345	26,230	1.392	31.543	22,660	4.733	98.257	20,760	3.934	72.661	18,470	8.564	143.361	16,740	5.172	109.957	21,260
OCC	Polpi	MER	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	46	4,550	11	45	4,120
	<i>Octopus vulgaris</i>	APP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Totale		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	46	4,550	11	45	4,120
CTC	Seppie	MER	111.705	1.061.198	9,500	101.943	940.934	9,230	102.255	845.649	8,270	65.510	517.529	7,900	91.225	650.434	7,130	91.487	623.026	6,810
	<i>Sepia officinalis</i>	APP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Totale		111.705	1.061.198	9,500	101.943	940.934	9,230	102.255	845.649	8,270	65.510	517.529	7,900	91.225	650.434	7,130	91.487	623.026	6,810
TGS	Mazzancolle	MER	49.277	590.338	11,980	19.408	261.814	13,490	16.821	274.519	16,320	27.842	387.561	13,920	20.034	282.079	14,080	20.896	327.440	15,670
	<i>Penaeus kerathurus</i>	APP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Totale		49.277	590.338	11,980	19.408	261.814	13,490	16.821	274.519	16,320	27.842	387.561	13,920	20.034	282.079	14,080	20.896	327.440	15,670
SQY	Pannocchie	MER	231.476	1.506.909	6,510	227.574	1.447.371	6,360	308.274	1.828.065	5,930	373.948	1.922.093	5,140	255.169	1.520.807	5,960	256.643	1.529.592	5,960
	<i>Squillidae</i>	APP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Totale		231.476	1.506.909	6,510	227.574	1.447.371	6,360	308.274	1.828.065	5,930	373.948	1.922.093	5,140	255.169	1.520.807	5,960	256.643	1.529.592	5,960
NEP	Scampi	MER	771	38.033	49,330	1.440	58.810	40,840	2.746	111.323	40,540	2.757	97.046	35,200	4.202	133.582	31,790	4.062	136.768	33,670
	<i>Nephrops norvegicus</i>	APP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Totale		771	38.033	49,330	1.440	58.810	40,840	2.746	111.323	40,540	2.757	97.046	35,200	4.202	133.582	31,790	4.062	136.768	33,670
Totale Cefalopodi e Crostacei			394.729	3.235.823	8,198	351.757	2.740.471	7,791	434.829	3.157.812	7,262	473.991	2.996.890	6,323	379.204	2.730.309	7,200	378.271	2.726.829	7,209

Tab. 12 Variazioni dello sbarcato di **Cefalopodi** e **Crostacei** (Kg/anno), del loro valore economico complessivo in € e del prezzo medio (€/Kg), suddivisi per pescato gestito dal Mercato Ittico di Cesenatico (MER) e pescato massivo gestito dall'Associazione Produttori Pesca (APP).

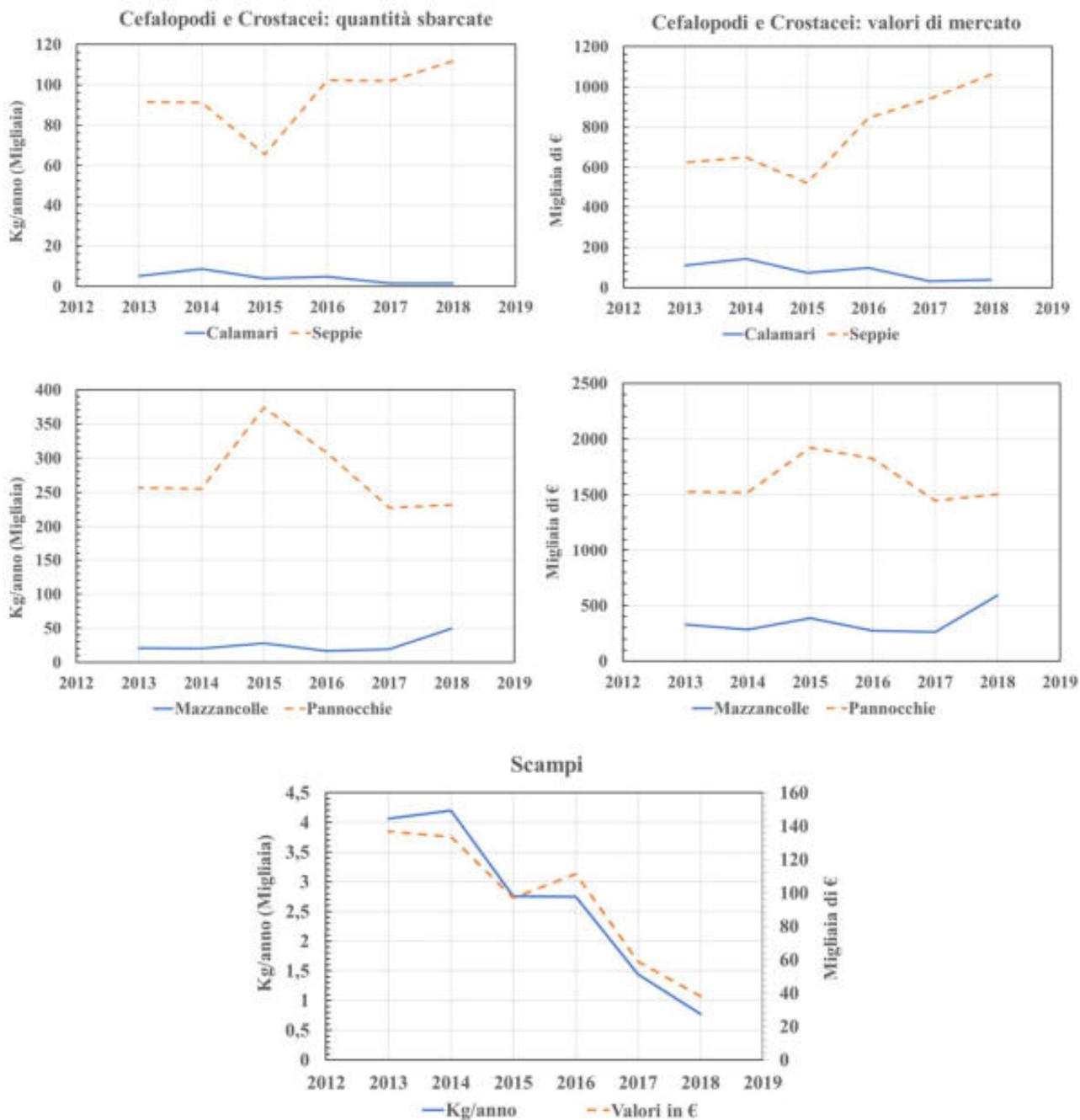


Fig. 10 Andamenti dello sbarcato di **Cefalopodi e Crostacei** e del loro valore economico per singole specie (Mercato Ittico di Cesenatico e Associazione Produttori Pesca).

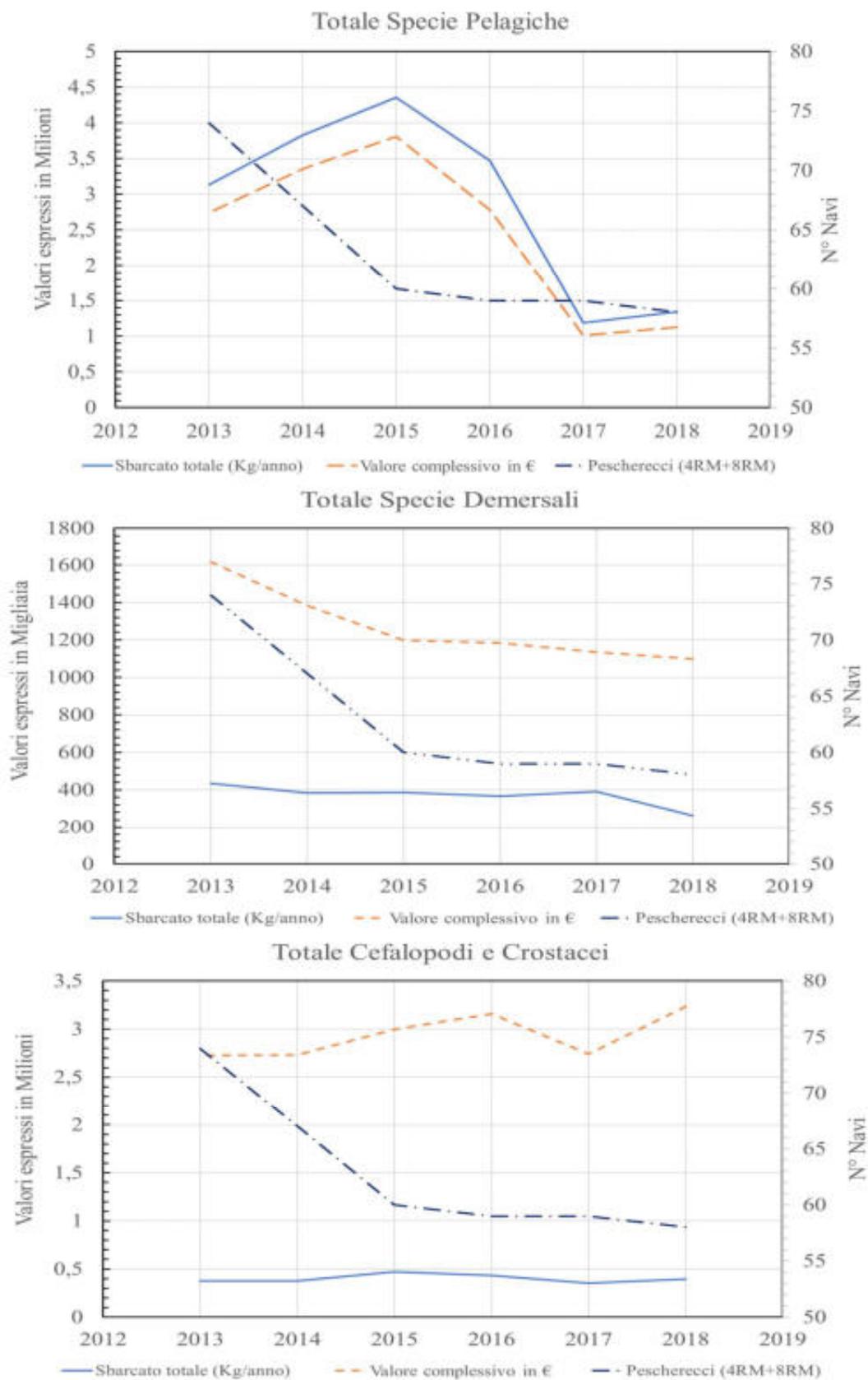


Fig. 11 Rappresentazione grafica di sintesi dei dati di sbarcato presso il Mercato Ittico di Cesenatico e del pescato massivo gestito dalla Associazione Produttori Pesca (APP/OP), nel periodo 2013-2018: totali per categoria.

Osservazioni puntuali e considerazioni conclusiva

- 1) I dati riportati obbediscono ad una logica di tipo commerciale e amministrativo. Tuttavia essi rivestono un'indubbia validità anche sul piano scientifico perché testimoniano in maniera evidente le trasformazioni subite dal mondo della pesca e la realtà della situazione negli anni considerati.
- 2) Le informazioni sul numero dei pescherecci nel porto di Cesenatico più quelli di Bellaria consentono di parametrare i dati di produzione di pescato e il valore dello stesso e quindi analizzare lo sforzo di pesca in rapporto alla produzione.
- 3) Il numero di pescherecci evidenzia una diminuzione progressiva durante tutto il periodo 1995-2018, con una flessione più evidente dal 2012 in poi, valutabile a oltre il 20%.
- 4) L'analisi più aderente alla realtà è quella presentata per il periodo dal 2013 al 2018, quando è stato possibile combinare la raccolta dei dati del Mercato Ittico con quelli del pescato massivo gestito dalle APP (OP). Prima del 2013 i dati relativi alle catture massive erano frammentati e suddivisi con altre associazioni, ciò che rendeva difficile non solo la loro acquisizione, ma anche la loro validazione.
- 5) I Piccoli Pelagici mostrano una diminuzione netta nelle quantità e nei valori dovuta alla diminuzione considerevole del numero di barche esercitanti la pesca volante. Questa attività di pesca si è stabilizzata dal 2012 in poi. Pertanto i dati relativi al periodo 2013-2018 conservano una loro validità reale.
- 6) I Grandi Pelagici sono decisamente crollati essendo sparita la pesca del Tonno rosso (BFT). La produzione del solo Allitterato (ALT) può difficilmente mantenere in vita il tipo di pesca a circuizione di cui Cesenatico era storicamente alfiere per tutto l'Adriatico.
- 7) Le specie demersali hanno subito una diminuzione progressiva dovuta alla riduzione dei pescherecci e dalla loro attrattività economica. Si tratta di mestiere duro e faticoso che se non ha un risvolto economico effettivo non potrà essere attrattivo per i giovani
- 8) La specie Cefali MUG, inserita fra le specie demersali ha subito un tracollo produttivo perché la sua presenza nello sbarcato tende a determinare controlli da parte delle autorità marittime, presumibilmente perché si ipotizza che trattasi di catture demersali ottenute troppo sotto costa. I pescatori sono portati ad evitare questo tipo di attività per non essere accusati di pesca a strascico illegale (entro le tre miglia). In realtà le catture sono ottenute con reti pelagiche PTM in sospensione dal fondo marino. Il relatore auspica che si giunga dunque ad una modifica delle norme riguardanti la pesca di questa specie.
- 9) Fra le specie demersali si evidenzia il Molo (WHG), che negli ultimi anni ha visto mantenere e/o aumentare le quantità. mentre il Nasello HKE (specie simile) mostra ancora sofferenza e una perdita netta nel valore commerciale (presumibilmente dovuto alla taglia).
- 10) Le misure che hanno ridotto in modo tanto brutale il numero di pescherecci (demolizioni massive) rischiano veramente di portare alla scomparsa progressiva del mondo della pesca a Cesenatico e in Romagna, perché vengono a mancare i supporti commerciali e quindi economici che reggono il comparto.